
Ecologia de reservatórios e interfaces

Organizadores

Marcelo Pompêo
Viviane Moschini-Carlos
Paula Yuri Nishimura
Sheila Cardoso da Silva
Julio Cesar López Doval

Ecologia de reservatórios e interfaces



Ecologia de reservatórios e interfaces / organização de Marcelo Pompêo; Viviane Moschini-Carlos ; Paula Yuri Nishimura ; Sheila Cardoso da Silva ; Julio Cesar López Doval. – São Paulo : Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015.
xii, 460 p.

ISBN 978-85-85658-52-6

1. Ecologia. 2. Reservatórios. 3. Limnologia. 4. Qualidade da água.
I. Pompêo, Marcelo. II. Moschini-Carlos, Viviane. III. Nishimura, Paula Yuri. IV. Cardoso-Silva, Sheila. V. López-Doval, Julio Cesar. VI. Título

LC QH 541

Ecologia de reservatórios e interfaces

Organizadores

Marcelo Pompêo
Viviane Moschini-Carlos
Paula Yuri Nishimura
Sheila Cardoso da Silva
Julio Cesar López Doval

Instituto de Biociências – IB/USP
Universidade de São Paulo

São Paulo, 2015

PREFÁCIO

Nossos corpos de água, principalmente os localizados próximos aos centros urbanos, raramente estão em “boa qualidade ecológica” ou “bom potencial ecológico”, como preconiza a Diretiva Quadro da Água da Comunidade Européia, o sistema de gestão de recursos hídricos europeu, e nem mesmo há data longínqua para isso acontecer no Brasil. Assim, muitas coisas devem ser feitas para recuperar nossos rios, lagos e reservatórios até atingir um “bom” nível de qualidade. Isto ficou mais evidente nesta crise da água de 2013 até o presente, principalmente vivenciada na Região Metropolitana de São Paulo. Para tanto, não bastam unicamente ações de manejo no próprio corpo de água. Na verdade, as ações mais importantes deveriam ser executadas fora do manancial em questão. Há muito não se pensa o “lago como um microcosmo”, e as pesquisas mostram a importância do entorno refletindo na degradação da qualidade de nossas águas. Quase sempre definido por um mosaico de usos e ocupações, inclusive no sentido apontado por Milton Santos¹ (espaço-tempo), a heterogeneidade espacial horizontal observada na bacia hidrográfica, impacta os reservatórios. Somados à dinâmica própria e às formas dendríticas dos reservatórios, também é possível observar heterogeneidade espacial horizontal no reservatório, muitas vezes definindo compartimentos com marcadas diferenças na qualidade das águas e sedimentos e na composição das comunidades constituintes. Desta forma, caberá a todos os gestores da qualidade das águas de reservatórios empreenderem esforços para conhecer seu entorno, a bacia hidrográfica, e não só o reservatório em si. Através desse conhecimento integrado (água e entorno), os gestores terão maiores subsídios para implantar programas de monitoramento e manejo, particularmente dos reservatórios, objeto central das discussões deste livro, e cuidar da saúde e dos serviços ecossistêmicos oferecidos por esses ecossistemas e mananciais.

Também não podemos nos furtar da discussão do papel central do Homem como único responsável pelos usos e ocupações descontrolados dos espaços e, de forma direta, responsável pela deterioração e da má qualidade das massas d'águas brasileiras. Deste modo, para ter controle na qualidade de nossas águas, os poderes públicos constituídos, nos níveis federal, estaduais e municipais, deveriam ter total sintonia e efetivo controle nos usos e ocupações dos espaços, não delegando esses poderes aos donos dos terrenos, fazendas, indústrias, chácaras, sítios, condomínios, clubes, olarias, mineradoras de areia, aterros, lixões, depósitos clandestinos ou “oficiais” de toda sorte de materiais, entre outros. Somente o controle efetivo pelo estado e a definição do que pode, quanto pode, onde pode, como pode e até quando pode, trará efeitos positivos não só na melhoria da qualidade de nossas águas, mas também do entorno dos reservatórios. No entanto, não se deve prescindir de ações de manejo efetuadas de maneira direta no corpo de água. Estas ações são importantes e fundamentais no processo de recuperação ambiental, mesmo que muitas vezes sejam procedimentos paliativos. Como exemplo, para o controle da eutrofização, é necessário de fato conter a entrada de nutrientes, em ações externa ao corpo de água, e não ter na aplicação de algicidas (sulfato de cobre pentahidratado ou peróxido de hidrogênio), diretamente no reservatório, o principal procedimento de controle do crescimento fitoplânctônico.

Quando estamos doentes, vamos ao médico que, na medida da necessidade, nos receita remédios para suavizar os efeitos da doença, como febres e dores de cabeça, entre outros sintomas. Mas ao mesmo tempo, queremos tratamento para a cura efetiva do problema que causou essa febre e as dores de cabeça, não nos confortando em apenas contê-los. Também não queremos eternamente tomar remédios para conter esses efeitos colaterais da doença sem atacar o problema central, a doença em si. Desta forma, o médico deverá atuar ao menos em duas frentes, uma mais imediata, oferecendo melhor qualidade de vida durante todo processo de tratamento, por meio da aplicação de remédios, fisioterapias, entre outros meios, e, na outra ponta, deverá sanar em definitivo o problema primário que causa os inúmeros transtornos ao paciente, mesmo que através de intensa intervenção, como proporcionado por procedimentos cirúrgicos. Portanto, nessa relação médico/paciente se busca a melhor alternativa para a solução momentânea e a definitiva. E porque o

1

Milton Santos, *A Natureza do Espaço. Técnica e Tempo. Razão e Emoção*. 2ª Edição. São Paulo: Hucitec, 1997.

mesmo não acontece com os problemas relacionados ao meio ambiente? Qual a justificativa para por mais de quarenta anos se aplicar sulfato de cobre e peróxido de hidrogênio para conter o crescimento de algas potencialmente tóxicas, as cianobactérias, como empregado em inúmeros reservatórios brasileiros? O melhor e mais indicado pelo “médico ambiental” provavelmente seria uma aplicação esporádica e emergencial de algicidas (tal como empregado nas dores de cabeça, com o uso de analgésicos), na tentativa de conter o crescimento explosivo e, conjuntamente, optaria por estancar por completo a entrada de nutrientes, implicando na coleta de 100% dos esgotos gerados (descarte zero), posteriormente tratados em sólidas e eficientes estações de tratamento dos esgotos. Este último procedimento reduziria o estoque de nutrientes que entra de forma pontual na represa e as consequências do processo de eutrofização, como os intensos crescimentos das cianobactérias, também seriam controladas. Já o controle no uso e ocupação dos espaços auxiliaria a reduzir as entradas difusas e, em conjunto com o tratamento das fontes pontuais, auxiliariam na substancial redução das cargas de nitrogênio e fósforo que entram no sistema. Assim, um efeito imediato seria sentido com a aplicação do algicida, se necessário, e, com a coleta e tratamento dos esgotos e controle nos usos e ocupações dos espaços, um efeito seguro e duradouro seria alcançado. Ainda como efeito colateral secundário, a coleta e o tratamento dos efluentes domésticos e industriais, afastados do contato direto da população local, trariam melhor qualidade de vida à população reduzindo a prevalência de doenças de veiculação hídrica, o que já não é pouco. Qualquer dentista consideraria adequado por mais de 40 anos aplicar anestésico para não sentir dor de dente? Ou o mais conveniente seria rapidamente retirar a polpa do dente, mediante tratamento no canal, sanando de vez a dor?

Mas a eutrofização é apenas uma das preocupações, pois nos tempos de hoje há outros inúmeros compostos tão ou mais impactantes do que o nitrogênio e o fósforo. Temos os disruptores endócrinos, metais, remédios, radionuclídeos, hormônios, agrotóxicos e uma grande gama de outros compostos químicos que entram na massa de água e sedimento, originários das inúmeras atividades humanas do entorno. Muitos destes compostos são considerados responsáveis pela notória toxicidade potencial ou mesmo efetiva da água ou do sedimento, a ponto de comprometer a biota e os usos presentes que o homem faz desses reservatórios. Comprometem também os usos futuros, interferindo diretamente na sustentabilidade destes corpos hídricos e, conseqüentemente, na qualidade de vida de nossos filhos e netos.

Assim, aos trabalhos mais “tradicionais” efetuados pelos limnólogos, quase sempre contemplando abordagens nos limites internos dos reservatórios, ao grupo de pesquisa deveriam se somar outros estudos e estudiosos, como de geomática (sistema de informação geográfica e por imageamento: satélite, avião, etc.), por exemplo, permitindo conhecer, quantificar e localizar os diferentes usos e ocupações e suas modificações ao longo do tempo. Da mesma forma que balanços hídricos e as variáveis hidrológicas, necessitando de qualificadas estações hidrométricas (fluviometria, sedimentologia e pluviometria), são fundamentais para conhecimento do quanto chove, do quanto escorre, do quanto é acumulado, etc., e, com base nestas informações históricas, como e quanto o homem poderá se apoderar dessas águas para seus inúmeros usos sem comprometer outras necessidades presentes e futuras, do ponto de vista da quantidade. Estes são apenas dois exemplos, mais próximos aos limnólogos, mas há outras interessantes abordagens, nem sempre contempladas pelo estudioso dos ecossistemas aquáticos continentais, como a percepção ambiental, sociologia ambiental, educação ambiental, epistemologia ambiental, valoração ambiental e serviços ecossistêmicos, por exemplo.

Com estas preocupações em mente, há mais de três anos o grupo aqui constituído segue com a organização deste livro e quase 40 profissionais foram convidados a colaborar. Estes colegas atuam nas mais diversas áreas do conhecimento, passando pela biologia, química, sociologia, engenharia, outros são gestores, pesquisadores, professores, pós-graduandos, membros de ONGs, alguns trabalham em agências de monitoramento, órgãos públicos ou universidades (públicas ou privadas), em grande parte são brasileiros, mas estrangeiros também foram convidados, todos com sólida atuação voltada ao tema “água”. São colegas preocupados com a manutenção da qualidade de nossos recursos hídricos e em grande parte empreendedores de ações no sentido de recuperar as

águas de qualidade duvidosa, de fomentar a divulgação científica e o nível de consciência de nossa população. Consideramos altamente satisfatórias as contribuições apresentadas neste manuscrito, permitindo incorporar ao livro abordagem multidisciplinar, envolvendo temáticas relacionadas ao reservatório, mais ao gosto dos limnólogos, mas sem nos esquecer de seu entorno, a bacia hidrográfica. Assim, este livro poderá ser dividido em duas partes, uma representada pelos temas mais intrínsecos aos reservatórios e, em alguns deles incluindo a apresentação de resultados, enquanto que a segunda parte possui capítulos que versam sobre questões mais abrangentes, teóricas, opinativas ou aplicadas, mais voltadas à bacia hidrográfica e ao entorno do reservatório. Este livro é uma tentativa de integrar os conhecimentos no intuito de mostrar a necessidade de estudos multi e interdisciplinares, quando o objetivo é conhecer a bacia hidrográfica e seus impactos e apresentar soluções aos problemas relacionados à qualidade das águas dos reservatórios.

Para a leitura crítica dos manuscritos o grupo organizador foi o principal interlocutor com os responsáveis pelos capítulos, mas contamos com outras colaborações. Assim, agradecemos a extrema e dedicada colaboração na leitura crítica dos manuscritos realizada por todos, mas em especial aos Profa. Dra. Ana Lucia Brandimarte (Depto de Ecologia, do Instituto de Biociências – IB, da Universidade de São Paulo – USP, Brasil), Dra. Andréa Galotti (Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología, da Universidad de Jaén, Campus Las Lagunillas, Jaén, España), Dra. Carolina Fiorillo Mariani, Ms. Evelyn Loures de Godoi, Ms. Ricardo Taniwaki (Doutorando em Ecologia Aplicada, na ESALQ – CENA, USP, Piracicaba, São Paulo, Brasil) e Frederico Guilherme de Souza Beguelli (Doutorando em Ciências Ambientais, no campus da Unesp de Sorocaba). Também somos gratos a muitas outras pessoas que de forma direta ou indireta contribuíram com ideias e estímulos para seguirmos com esta produção.

Em particular, agradecemos ao Prof. Dr. Joan Armengol, do Departament d'Ecologia, da Universitat de Barcelona – UB (Barcelona, Catalunya, Espanya), um dos maiores estudiosos de reservatórios, por abrir as portas de seu laboratório e sua casa e por mostrar que sempre podemos fazer a diferença. Sob orientação do memorável prof. Ramón Margalef, também da UB, foram os primeiros a discutir tipologia de reservatórios.

Este livro também é uma homenagem ao Prof. Dr. Raoul Henry, do Departamento de Zoologia, da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - UNESP, Campus de Botucatu (São Paulo, Brasil), que há quarenta anos se dedica ativamente ao ensino, pesquisa e extensão, nessa sua instituição do coração, por tudo aquilo que representou não só na nossa formação, mas também para todos os seus orientados. Carregamos seus ensinamentos e seriedade por onde passamos. O Prof. Raoul, sem dúvida, é um dos mais ativos, sólido estudioso e conhecedor da ecologia de reservatórios no Brasil.

Também não podemos deixar de agradecer à Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelos inúmeros financiamentos e bolsas obtidos, fundamentais ao desenvolvimento de nossos trabalhos e na formação de todos aqueles que passaram pelos laboratórios que coordenamos.

Agradecemos ao Departamento de Ecologia do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, em especial à equipe de apoio aos trabalhos de campo e laboratório (Geison, Lenilda, Mauricio, Natália, Patrícia, Valtemir e PC) e à UNESP, Campus de Sorocaba, por todo apoio ao desenvolvimento dos trabalhos e pela estrutura oferecida aos grupos de pesquisa coordenados por Marcelo na USP e pela Viviane na UNESP. Agradecemos também ao Luis Carlos de Souza (Depto de Ecologia, IB, USP), pelos sempre inestimáveis auxílios nas questões de informática e internet.

Agradecemos a Sra. Adriana Hypólito Nogueira, bibliotecária chefe da Biblioteca do Instituto de Biociências da USP, por todo apoio na finalização desta obra.

Marcelo Pompêo
Viviane Moschini-Carlos

São Paulo, 14 de março de 2015.

Dedicamos este livro aos nossos pais, sempre pilares a nos auxiliar nos momentos difíceis e ao Lucas Moschini Pompêo e à Sandra Sayuri Nishimura Incao, filhos queridos, que também nos olham como pilares seguros, mesmo que muitas vezes, na correria deste mundo moderno, não consigamos.

“Reconhecer a água como direito fundamental consiste em atribuir ao Estado, numa atuação conjunta com a sociedade, a tutela efetiva da água. De modo que ente estatal deverá garantir um mínimo de água potável aos cidadãos, em respeito ao princípio da dignidade da pessoa humana, inclusive exigi-lo por meio de processos judiciais.”²

2

Karen Müller Flores, *O reconhecimento da água como direito fundamental e suas implicações*, Revista da Faculdade de Direito da UERJ, v.1, n. 19, jun./dez 2011. <http://www.e-publicacoes.uerj.br/index.php/rfduerj/article/view/1724>

A água³

Há água
Água boa
Água doce
Água encanada
Água para todos
Menos desperdiçada
Água de banho
Água de privada
Novamente encanada
Vai para a represa
Que não gosta nada
Antes disso, deveria ser tratada
Viva a água respeitada
Viva a vida preservada

Sumário

PREFÁCIO	v-vii
CAPÍTULO 1 EL USO DE ORGANISMOS COMO INDICADORES DE LA CONTAMINACIÓN Y EVALUACIÓN DEL RIESGO SOBRE EL ECOSISTEMA ACUÁTICO EN EL EMBALSE DE FLIX (CATALUNYA, NE DE ESPAÑA) Julio César López-Doval, Carles Barata & Sergi Díez	1-32
CAPÍTULO 2 O ESTADO TRÓFICO DE SISTEMAS AQUÁTICOS SEGUNDO O ESPECTRO DE TAMANHOS DA COMUNIDADE MICROBIANA E SUA COMUNIDADE CRÍPTICA Andréa Galotti	33-48
CAPÍTULO 3 A COMUNIDADE FITOPLANTÔNICA COMO DISCRIMINADOR DA QUALIDADE DA ÁGUA NA REPRESA BILLINGS (SÃO PAULO, SP) Paula Yuri Nishimura, Viviane Moschini-Carlos & Marcelo Pompêo	49-58
CAPÍTULO 4 HISTÓRICO DE ESTUDOS SOBRE A COMUNIDADE ZOOPLANTÔNICA DO RESERVATÓRIO RIO GRANDE AO LONGO DO TEMPO E SUA HETEROGENEIDADE ESPACIAL Patrícia do Amaral Meirinho & Marcelo Pompêo	59-71
CAPÍTULO 5 LEVANTAMENTO FLORÍSTICO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NO BRAÇO RIO GRANDE, REPRESA BILLINGS, SP Maria Estefânia Fernandes Rodrigues, Célia Cristina Lira de Macedo, Rafael Taminato Hirata & Marcelo Pompêo	72-81
CAPÍTULO 6 HETEROGENEIDADE ESPACIAL HORIZONTAL DA QUALIDADE DA ÁGUA NO RESERVATÓRIO RIO GRANDE, COMPLEXO BILLINGS, SÃO PAULO, BRASIL Marcelo Pompêo, Pedro Kawamura, Viviane Moschini-Carlos, Sheila Cardoso da Silva, Felipe de Lucia Lobo, Patrícia do Amaral Meirinho, Marisa Dantas Bitencourt, Sergio Tadeu Meirelles	82-95
CAPÍTULO 7 AValiação EXPEDITA DA HETEROGENEIDADE ESPACIAL HORIZONTAL INTRA E INTER RESERVATÓRIOS DO SISTEMA CANTAREIRA (REPRESAS JAGUARI E JACAREI, SÃO PAULO) Vivian Cristina Santos Hackbart, Ana Rita Pinheiro Marques, Bianca Mayumi Silva Kida, Carlos Eduardo Tolussi, Daniel Din Betin Negri, Iris Amati Martins, Isabella Fontana, Mariana Pivi Collucci, Ana Lucia Brandimarti, Viviane Moschini-Carlos, Sheila Cardoso-Silva, Patrícia do Amaral Meirinho, Rogério Herlon Furtado Freire, Marcelo Pompêo	96-108
CAPÍTULO 8 GEOCRONOLOGIA E DATAÇÃO POR RADIONUCLÍDEOS, UM ESTUDO DE CASO: REPRESA PAIVA CASTRO (SISTEMA CANTAREIRA- MAIRIPORÃ- SÃO PAULO) Paulo Alves de Lima Ferreira, Sheila Cardoso-Silva, Marcelo Pompêo & Rubens César Lopes Figueira	109-119
CAPÍTULO 9 O ESTUDO FITOPLÂNTON COM BASE NOS GRUPOS FUNCIONAIS: ORIGENS E UM VISLUMBRE SOBRE SEU FUTURO Paula Yuri Nishimura, Viviane Moschini-Carlos & Marcelo Pompêo	120-131
CAPÍTULO 10 INVASIVE DINOFLAGELLATE <i>Ceratium furcoides</i> (LEVANDER) LANGHANS IN TWO LINKED TROPICAL RESERVOIRS Paula Yuri Nishimura, Marcelo Pompêo & Viviane Moschini-Carlos	132-142
CAPÍTULO 11 A IMPORTÂNCIA DA DEPOSIÇÃO ATMOSFÉRICA SECA COMO FONTE DE NITROGÊNIO E FÓSFORO PARA ECOSISTEMAS LACUSTRES Gabriel Garcia & Arnaldo Alves Cardoso	143-159
CAPÍTULO 12 ANÁLISE ESPACIAL DE PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS UTILIZANDO SENSORIAMENTO REMOTO E GEOPROCESSAMENTO: DOIS ESTUDOS DE CASO Marisa Dantas Bitencourt & Luiz Rogério Mantelli	160-176
CAPÍTULO 13 RESPOSTA ESPECTRAL DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS Cristina Aparicio & Marisa Dantas Bitencourt	177-189
CAPÍTULO 14 MONITORAMENTO REMOTO EM TEMPO REAL DE MANANCIAS VISANDO ÀS FLORAÇÕES DE CIANOBACTÉRIAS Werner Hanisch & Cristina Souza Freire-Nordi	190-211

CAPÍTULO 15 DIAGNÓSTICO AMBIENTAL E AVALIAÇÃO DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO VISANDO A SUSTENTABILIDADE DA REPRESA DE ITUPARARANGA, IMPORTANTE ÁREA DA BACIA DO MÉDIO TIETÊ	212-231
André Henrique Rosa, Ângelo Augusto Melo Juste Silva, Camila de Almeida Melo, Viviane Moschini Carlos, Manuel Enrique Gamero Guandique, Leonardo Fernandes Fraceto & Roberto Wagner Lourenço	
CAPÍTULO 16 CHARACTERIZATION AND ASSESSMENT OF AQUATIC ENVIRONMENTS IN THE TURVO/GRANDE BASIN	232-250
Lilian Casatti, Marcia C. Bisinoti, Altair B. Moreira, Renato B. Araujo, Maria Stela M. Castilho-Noll, Fabiano N. Pupim, Camila A. Melo, Mariele B. Campanha & Gabriel L. Brejão	
CAPÍTULO 17 CHEMICAL ELEMENTS IN SUPERFICIAL SEDIMENTS OF FIVE RESERVOIRS IN THE CATALONIA AND ARAGON REGIONS (SPAIN): IS THERE AN ANTHROPOGENIC CONTRIBUTION?	251-277
Marcelo Pompêo, Joan Pere Casas Ruiz, Viviane Moschini-Carlos, Rafael Marcé, Paula Yuri Nishimura, Joan Armengol, Pilar López	
CAPÍTULO 18 LEVANTAMENTO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NO RESERVATÓRIO PAIVA CASTRO, MAIRIPORÃ, SÃO PAULO	278-293
Célia Cristina Lira de Macedo, Maria Estefânia Fernandes Rodrigues, Rafael Taminato Hirata, Sheila Cardoso-Silva, Viviane Moschini-Carlos & Marcelo Pompêo	
CAPÍTULO 19 APLICAÇÕES DE SULFATO DE COBRE NO RESERVATÓRIO GUARAPIRANGA, SP: DISTRIBUIÇÃO NO MEIO E EFEITOS SOBRE A COMUNIDADE PLANCTÔNICA	294-308
Frederico G. de Souza Beghelli, André H. Rosa, Paula Yuri Nishimura, Patrícia do Amaral Meirinho, Bruna F. Leonardi, Fábio Sicca Guiduce, Julio Cesar Lopez-Doval, Marcelo Pompêo & Viviane Moschini-Carlos	
CAPÍTULO 20 ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM RESERVATÓRIOS DO ESTADO DE SÃO PAULO	309-320
Ana Lúcia Brandimarte, Maurício Anaya, Carolina Fiorillo Mariani, Daniel da Silva Bispo, Marcelo Pompêo	
CAPÍTULO 21 CIANOTOXINAS: CARACTERÍSTICAS GERAIS, HISTÓRICO, LEGISLAÇÃO E MÉTODOS DE ANÁLISES	321-339
Stella Bortoli & Ernani Pinto	
CAPÍTULO 22 A ECOTOXICOLOGIA NO CONTEXTO ATUAL NO BRASIL	340-353
Daniel Clemente Vieira Rêgo da Silva, Marcelo Pompêo & Teresa Cristina Brazil de Paiva	
CAPÍTULO 23 INTERFERENTES ENDÓCRINOS EM SISTEMAS AQUÁTICOS: ORIGEM, DISTRIBUIÇÃO E EFEITOS ECOTOXICOLÓGICOS	354-366
André Henrique Rosa, Renata Fracácio, Juliana Polloni Silva, Bruno Barboza Cunha & Leonardo Fernandes Fraceto	
CAPÍTULO 24 ANÁLISE CRÍTICA DA RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357 À LUZ DA DIRETIVA QUADRO DA ÁGUA DA COMUNIDADE EUROPÉIA: ESTUDO DE CASO (REPRESA DO GUARAPIRANGA - SÃO PAULO, BRASIL)	367-375
Sheila Cardoso-Silva, Carolina Fiorillo Mariani & Marcelo Pompêo	
CAPÍTULO 25 AVALIAÇÃO DE POLÍTICAS PARA PRESERVAÇÃO E RECUPERAÇÃO DE MANANCIAIS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO DA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO	376-395
Juliana Ikebe Otomo, Sheila Cardoso-Silva, Wesley Daniel Souza dos Santos, Elaine Arantes Martins Jardim & Marcelo Pompêo	
CAPÍTULO 26 REDE INDEPENDENTE DE MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE RESERVATÓRIOS EUTROFIZADOS: UMA PROPOSTA	396-410
Marcelo Pompêo, Sheila Cardoso-Silva & Viviane Moschini-Carlos	
CAPÍTULO 27 KIT CLOROFILA – UMA PROPOSTA DE MÉTODO DE BAIXO CUSTO NA ESTIMATIVA DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO COM BASE NOS TEORES DE CLOROFILA	411-420
Marcelo Pompêo, Paula Yuri Nishimura, Sheila Cardoso-Silva & Viviane Moschini-Carlos	
CAPÍTULO 28 RESERVATÓRIOS EM METRÓPOLES E TRATAMENTOS DE SEUS EFLUENTES	421-433
Leandro Cardoso de Moraes & Manuel Enrique Gamero Guandique	
CAPÍTULO 29 ESTUDO DE VARIÁVEIS HIDROLÓGICAS E DE BALANÇO HÍDRICO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS	434-447
Manuel Enrique Gamero Guandique & Leandro Cardoso de Moraes	
CAPÍTULO 30 DO PENSAMENTO ECOSSISTÊMICO AO GERENCIAMENTO DOS RECURSOS INTEGRADOS (GRI) PARA A BACIA DO RIO ARARANGUÁ, SANTA CATARINA	448-460
Geraldo Milioli & Rosabel Bertolin	

CAPÍTULO 1

EL USO DE ORGANISMOS COMO INDICADORES DE LA CONTAMINACIÓN Y EVALUACIÓN DEL RIESGO SOBRE EL ECOSISTEMA ACUÁTICO EN EL EMBALSE DE FLIX (CATALUNYA, NE DE ESPAÑA)

Julio César López-Doval^{1,2}, Carles Barata³ & Sergi Díez³

1 - Departament d'Ecologia, Universitat de Barcelona, Barcelona, Catalunya, España. 2 - Laboratório de Limnologia, Departamento de Ecologia-Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 3- Departament de Química Ambiental, Institut de Diagnosi Ambiental i Estudis de l'Aigua, IDAEA-CSIC, Jordi Girona, Barcelona, Catalunya, España.

E-mail: jclopezdoval@gmail.com

RESUMO

O reservatório de Flix se localiza na Catalunha (Espanha), na localidade do mesmo nome, e num trecho do rio Ebro afetado por uma fábrica química dedicada à produção de compostos derivados do cloro. É o último reservatório deste rio e se situa a uns 100 km a montante da foz. Tem uma área de 320 ha, uma profundidade média de 3,4 m, uma capacidade de 11 hm³ e um tempo de residência de 0,29 dias. A entrada de poluentes neste ponto tem sido continuada durante cerca de 100 anos deixando no reservatório um volume de sedimentos contaminados de cerca de 360.000 toneladas e uma área de 9 ha. Os poluentes mais importantes em termos de abundância são os metais pesados, os organoclorados e os radionuclídeos. Neste reservatório tem havido vários estudos, utilizando os organismos que ali habitam, a fim de determinar o risco desta contaminação sobre a biota. A análise dos tecidos de diferentes organismos revelou que compostos organoclorados e metais pesados foram incorporados aos organismos e foi demonstrada a transferência dos contaminantes ao longo da cadeia alimentar. A utilização de biomarcadores demonstrou alterações a níveis moleculares e histológicos devido à presença destes poluentes no meio. Estudos em pontos rio abaixo deste reservatório e em ecossistemas próximos demonstraram transporte dos contaminantes para fora do reservatório e afetando a fauna local.

1 INTRODUCCIÓN

1.1 EL USO DE LOS ORGANISMOS COMO INDICADORES DE ESTRÉS QUÍMICO

Tanto la estructura de las poblaciones como el estado fisiológico de los organismos han sido usados como indicadores de la calidad de los medios acuáticos. El uso de organismos como indicadores de la calidad del agua para uso humano se inició en Alemania al final del siglo XIX (HYNES, 1960) pero no fue hasta 1970 cuando la preocupación por la conservación de los ecosistemas en sí mismos hizo cambiar el enfoque y se usaron los organismos como indicadores del estado ecológico del medio (BONADA et al., 2006).

Algas, macrófitos, invertebrados bentónicos y peces son organismos comúnmente incluidos en los programas de monitorización de la calidad de las masas de agua. Otros organismos como protozoos, bacterias o anfibios también se han incluido en programas de monitoreo, pero de manera muy marginal debido a las dificultades que generan en su identificación y/o recolección. Estos organismos reflejan perturbaciones en el ecosistema a escalas temporales relativamente elevadas. Incluso cuando la perturbación en sí ha desaparecido, los organismos dan cuenta de ella en función de los efectos que dicha perturbación ha causado en sus poblaciones o su fisiología. Para que un grupo de organismos sea adecuado para ser usado como indicador debe cumplir unos requisitos mínimos, como tener una amplia distribución, una alta diversidad taxonómica y de respuestas a gradientes ecológicos, relevancia funcional y estructural en el ecosistema, ser de fácil captura e identificables a nivel taxonómico y, por último, un tiempo de generación suficiente para reflejar los efectos de las perturbaciones. En este sentido Resh (2008) ofrece un exhaustivo estudio de las ventajas y desventajas del uso de algas, invertebrados bentónicos, peces y zooplancton. Según el autor, la elección de uno u otro organismo depende de las características del área de estudio y los objetivos del programa de monitoreo.

En la Unión Europea, la Directiva Marco del Agua (Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo), legislación supranacional en materia de gestión y calidad de los recursos hídricos, recomienda el uso de la composición taxonómica y la abundancia de invertebrados bentónicos, peces, fitoplancton, fitobentos y macrófitos para la evaluación del estado ecológico de los embalses. En Cataluña la administración responsable de la gestión de los recursos hídricos recomienda el uso de peces y fitoplancton para evaluar la calidad biológica de los mismos (AGÈNCIA CATALANA DE L'AIGUA, 2006).

En este capítulo mostraremos como el uso de diferentes organismos acuáticos ha proporcionado información científica relevante sobre el grado de afectación de un foco de contaminación en el ecosistema circundante. Como caso de estudio explicaremos la experiencia en el embalse de Flix. En los trabajos que expondremos, se usan aves, peces, moluscos, artrópodos, algas y macrófitos, como indicadores del riesgo toxicológico de los contaminantes presentes en el embalse. El rango de respuestas estudiado es amplio y comprende respuestas a nivel molecular hasta a nivel de organismo. En los siguientes apartados explicaremos cómo se han podido medir alteraciones de los parámetros estudiados respecto a valores considerados normales y cómo se han podido establecer relaciones entre la presencia de contaminantes y las respuestas observadas en los organismos.

1.2 EL EMBALSE DE FLIX Y LA FACTÓRIA QUÍMICA ERCROS: CONTEXTO, ANTECEDENTES HISTÓRICOS Y CARACTERIZACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN

El embalse de Flix se encuentra en Catalunya (España), en la localidad de mismo nombre, y en un tramo del río Ebro afectado por una factoría química dedicada a la producción de compuestos derivados del cloro. Es el último embalse de este río y está situado a unos 100 km aguas arriba de la desembocadura (Figura 1). El embalse se construyó en 1948 y posee una superficie de 320 ha, con una profundidad media de 3,4 m y una máxima de 16 m en la represa. Tiene una capacidad de 11 hm³ y un tiempo de residencia de 0,29 días (NAVARRO et al., 2006a). Esto se debe a que la

finalidad de este embalse es fundamentalmente abastecer una pequeña central hidroeléctrica destinada a proveer energía eléctrica a la factoría química situada en la margen derecha del río. La velocidad media es de 100 m³/s en verano y 600 m³/s en invierno, por tanto tiene cierto poder erosivo sobre los sedimentos acumulados tanto en el lecho como en las orillas.

La construcción de la factoría química Ercros Industrial S.A. de Flix y del embalse comportó una serie de cambios en la hidrografía de este tramo del río Ebro, tanto en el cauce como en el margen derecho. Algunos de los cambios a raíz de la construcción de la represa fueron un aumento del nivel del río en este punto, la desaparición de una isla natural que se situaba delante del complejo químico, la eliminación de un canal de navegación fluvial y de un antiguo azud, además de modificaciones en la orilla derecha para adecuarla a la instalación de las turbinas generadoras, los canales que las alimentan y un nuevo canal de navegación. Por su parte, la factoría desde su origen fue modificando la orilla derecha del embalse bien por ganancia de terreno al embalse para expansión de la fábrica (mediante el vertido de residuos sólidos provenientes de las calderas, como escorias de lignito y otros materiales de relleno), bien por el vertido de residuos de la actividad industrial (lodos o material en suspensión en las aguas de desecho) que sedimentaron en el lecho del embalse, proceso este último que ha durado hasta la instalación de plantas para el tratamiento de estos residuos. Como se explicará más adelante, estos vertidos contaminantes han generado deposiciones emergidas en la orilla de la factoría y sedimentos en el lecho del embalse. Con posterioridad a 1990 los responsables de las instalaciones realizaron alguna medida correctora en las zonas emergidas de los lodos con el fin de estabilizarlos. La construcción, aguas arriba, de otros embalses mucho más grandes y con tiempos de retención mayores (Mequinenza en 1966, capacidad 1534 hm³ y Riba-roja en 1969, 210 hm³) contribuyó también a modificar la hidrodinámica del río Ebro aguas abajo. Estos embalses al regular en gran medida en caudal del río Ebro aguas abajo, favorecen los procesos sedimentarios en el propio embalse de Flix.

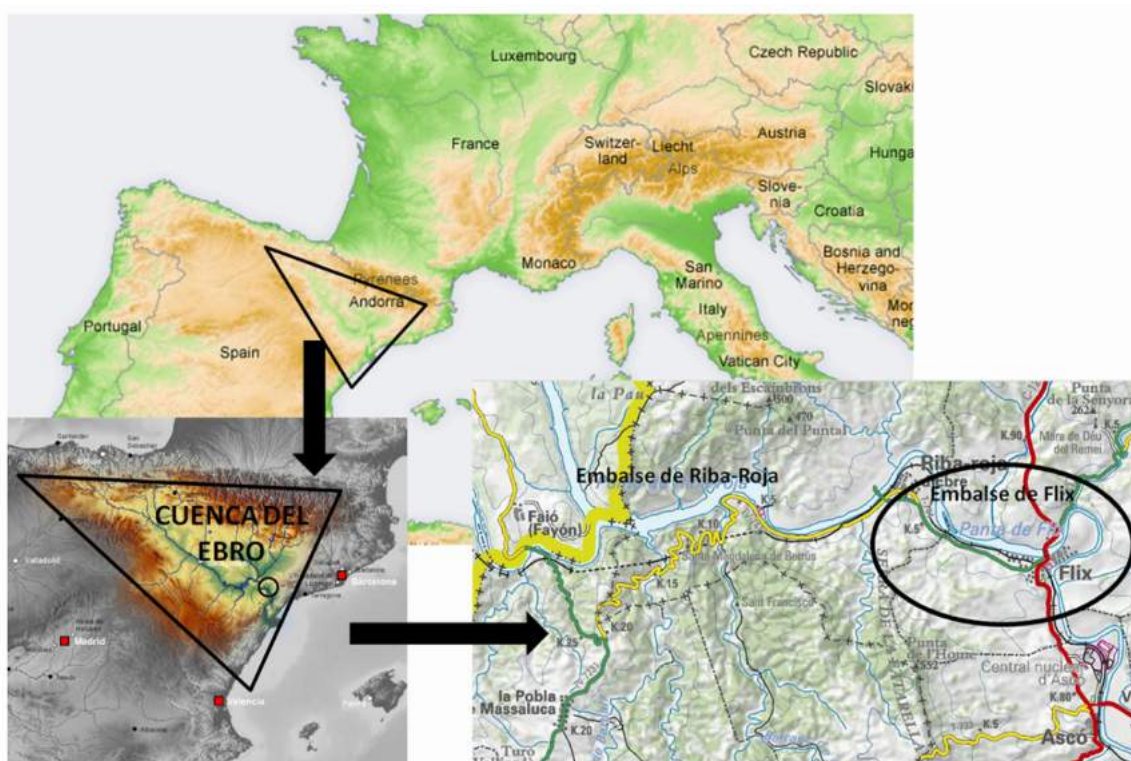


Figura 1: Situación de la localidad de Flix y su embalse en la Península Ibérica. Imágenes obtenidas del Institut Cartogràfic de Catalunya y Wikipedia.

La factoría química inició su actividad en el año 1899. Su actividad principal era la producción de cloruros y sosa mediante electrolisis de la sal común. En 1949 esta factoría empezó a utilizar

mercurio en el proceso de electrolisis para la obtención de cloro, tecnología que se sigue usando hoy en día. Históricamente esta factoría ha producido otros compuestos químicos como tricloroetileno (de 1928 a 1990), diclorodifeniltricloroetano (DDTs de 1945 a 1971), policlorobifenilos (PCBs de 1959 a 1983), clorobenceno (de 1947 a 1980) fosfato bicálcico (de 1973 hasta la actualidad), percloroetileno y tetracloruro de carbono (de 1972 hasta el presente), entre otros compuestos orgánicos e inorgánicos y derivados del cloro. A partir de 1950, con la construcción de la represa y la pequeña central eléctrica, la producción de la fábrica se intensifica y diversifica, manteniendo una alta actividad hasta finales de los años 80, llegando a producir 140.000 toneladas de cloro al año. En los años 1985 y 1986 la legislación española introduce una serie de normativas que incluyen límites cuantitativos y cualitativos en los vertidos y obligan a la implementación de elementos de control de la calidad de los mismos e instalaciones depuradoras. De esta manera entre los años 1988 y 1996 la factoría incorpora una serie de procesos (filtración de lodos, instalación de una planta depuradora y otra de eliminación de mercurio) para adecuar la calidad de sus vertidos a lo establecido por la ley, ya que previamente los residuos eran evacuados directamente al río. Por otra parte, en los años 80 y 90, la legislación prohíbe la síntesis de diferentes derivados organoclorados (PCBs, hexaclorano, cloruro de amonio, tricloroetileno...). Esto comporta que en los años 90 se refuerce la producción de fosfato bicálcico, hipoclorito sódico y ácido clorhídrico llegando a una producción en la actualidad de 740.000 toneladas anuales. En los últimos tiempos, la coyuntura internacional hace que la producción de la factoría disminuya, lo que provoca el cierre gradual de líneas de producción y reducción de plantilla desde el año 2009 hasta nuestros días. Pese a estas medidas, en el embalse se han acumulado una serie de aportes sólidos contaminados por metales pesados, radionucleidos y compuestos orgánicos (GRIMALT et al., 2003).

En diciembre de 2001 se produjo una gran mortandad de peces aguas abajo de la presa de Flix. A raíz de este episodio la Agencia Catalana del Agua (ACA) encontró unos niveles extremadamente altos de mercurio en el agua del río a la vez que la compañía proveedora de agua de boca de la región encontró valores por encima de 1 µg/L, valor máximo permitido. Con anterioridad a esta fecha la ACA y la Confederación Hidrográfica del Ebro (organismo estatal de gestión y control de los recursos hídricos de la cuenca del río Ebro) había encargado estudios sobre la calidad de los sedimentos acumulados en el embalse, los estudios evidenciaron contaminación por metales pesados y compuestos orgánicos.

Montañés et al., (1990) y Swindlehurst et al. (1995) atribuyeron en sendos trabajos a la factoría de Flix la contaminación por organoclorados y metales pesados detectados en los sedimentos depositados en el embalse y aguas abajo y advertían de sus riesgos. Fernández et al., (1999) describió concentraciones de diferentes contaminantes orgánicos (plaguicidas organoclorados y PCB) varios órdenes de magnitud por encima de los valores encontrados en otros puntos del río Ebro. Estudios posteriores a este incidente (GRIMALT et al., 2003), encargados por la Administración Catalana, pusieron de manifiesto la antes citada contaminación histórica de los sedimentos del río debida a la actividad industrial. Se estimó un volumen de sedimentos contaminados de unos 186.000 m³ (o 200.000-360.000 toneladas) y una superficie de 9 ha.

En el estudio de Grimalt et al., (2003), los investigadores observaron que la contaminación de los sedimentos de Flix es elevada y variada. Se encontraron cantidades significativamente elevadas de metales pesados, compuestos organoclorados y materiales radioactivos.

Los metales pesados estudiados fueron Hg, Cr, Ni, Cu, Zn, As, Se, Cd, Pb, Mn y Ti. De ellos, Hg, Cr, Ni, Cd, Zn, As y Cu, (GRIMALT et al., 2003) presentaron concentraciones significativamente más altas, entre 1 y 2 órdenes de magnitud, 4 en el caso del Hg y entre 4 y 8 en el caso del Zn, que aquellas encontradas en sedimentos considerados no contaminados. Los valores oscilaron entre 0,067-440 µg/g para el Hg, entre 9,4-750 µg/g para Cr, los 23-160 µg/g para el Ni, 0,03-12 µg/g para el Cd, 2,89-394 µg/g para el Zn, 3,1-38 µg/g para el As y 12-106 µg/g para el Cu. La presencia de los metales Cd, Ni o Cr puede ser debida a residuos originarios del proceso de obtención de fosfato bicálcico. En el caso del Hg su presencia es debida a fugas o residuos en el

proceso de electrólisis con celdas de cátodos de mercurio, mientras que para los metales Zn, As y Cu no se puede definir un origen claro.

Los compuestos organoclorados estudiados fueron el pentaclorobenceno (PeCB), el hexaclorobenceno (HCB), los plaguicidas hexaclorociclohexanos (α -HCH, β -HCH, γ -HCH), los plaguicidas diclorodifeniltricloroetano (4,4'-DDE, 4,4'-DDT), los policlorobifenilos (PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-153, PCB-138, PCB-180, PCB-209), los policloroestirenos (PeCE, α -hexaCE, Z- β -hexaCE, E- β -hexaCE, Z- α,β -heptaCE) y los policloronaftalenos (dicloro, tricloro, tetracloro, pentacloro, hexacloro, heptacloro, octacloro). Por lo general, las concentraciones encontradas en los sedimentos de Flix estaban varios órdenes de magnitud por encima de las concentraciones encontradas en otros sedimentos de áreas contaminadas por actividades industriales (GRIMALT et al., 2003). Para el PeCB se midieron concentraciones de entre 12 y 140.000 ng/g. Para el HCB valores de 15 a 74.000 ng/g, mientras que para los HCHs valores de 0 a 1.000 ng/g. Los diclorodifeniltricloroetanos presentaron valores entre 8,6 y 45.000 ng/g. Para los PCBs las concentraciones en sedimento fueron de entre 2,2 y 130.000 ng/g. Para los policloroestirenos y los policloronaftalenos se detectaron valores máximos de 3.400 y 6.700 ng/g respectivamente. La presencia de HCB y PeCB se puede explicar por el hecho de que estos compuestos son subproductos de la síntesis de disolventes organoclorados, actividad realizada en esta factoría recientemente. La presencia de policloroestirenos en el sedimento tiene su origen, posiblemente, en los residuos generados en la fabricación de cloro mediante electrodos de grafito. Los polinaftalenos pueden ser originados secundariamente en la síntesis de PCB o en los procesos de obtención de cloro mediante electrolisis. PCBs y diclorodifeniltricloroetanos fueron sintetizados en esta factoría antes de que fueran prohibidos por la legislación; es interesante remarcar que Grimalt et al. (2003) encontraron una disminución de sus concentraciones en los niveles superiores de los testigos de sedimento, reflejo del abandono de la producción de estos compuestos en esta factoría.

En los sedimentos de Flix también se encontraron radionúclidos provenientes en su mayoría de la cadena de desintegración del ^{238}U . El ^{238}U tiene un proceso de desintegración que produce diferentes radionúclidos como el ^{226}Ra , ^{232}Th y ^{210}Pb , todos ellos estudiados y detectados por Grimalt et al. (2003). El origen de estos materiales radioactivos se encuentra en la fosforita usada como materia prima para la obtención de fosfato bicálcico. Esta fosforita ya tiene en origen una radioactividad de 1003 Bq/kg para el ^{238}U (CARVALHO, 1995). La acumulación en el río de los residuos generados en el proceso de obtención del fosfato bicálcico han generado esta contaminación radiológica. Además, los radionúclidos ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{40}K , también fueron estudiados y usados como trazadores de otras fuentes de radiación tanto natural como antrópica. Las actividades máximas medidas fueron de 3500 Bq/kg para ^{210}Pb , 9400 Bq/kg para ^{226}Ra y 12000 Bq/kg para ^{238}U . Estas actividades máximas medidas indican que estos sedimentos tienen concentraciones de radionúclidos propias de instalaciones radioactivas y deberían tratarse como residuos radioactivos.

Con posterioridad, otros estudios han corroborado los resultados de Grimalt et al. (2003) o bien han descrito la presencia de otros contaminantes. Lacorte et al., (2006) estudiaron la presencia de contaminantes orgánicos en los sedimentos de Flix. Estos autores detectaron alquilfenoles, DDTs, hidrocarburos policíclicos aromáticos (PAHs), difeniléteres polibrominados (PBDEs) y clorobencenos en concentraciones iguales o menores a las encontradas en otros puntos del río Ebro. Por otro lado Navarro et al. (2006b) estudiaron la presencia de diferentes compuestos organoclorados, DDTs y PAHs, pero solo los DDTs y el HCB mostraron en Flix concentraciones significativamente más altas que en otros puntos de muestreo. En 2006 Olivares et al. (2010) muestrearon el embalse de Flix para estudiar la presencia de contaminantes organoclorados (PCBs, HCB, HCH y DDTs, estos autores encontraron concentraciones para ciertos compuestos por encima de los 100 $\mu\text{g/g}$ en algunas muestras. Pereira et al., (2011), mediante el análisis de sedimentos recogidos en 2007, confirmaron la alta contaminación por metales pesados y organoclorados descrita en trabajos anteriores. Navarro-Ortega et al., (2010) encontraron plaguicidas (clorados y no clorados), alquilfenoles, plastificantes (bisfenol A, tributilfosfato) y PAHs aunque en concentraciones menores o iguales a las de otros puntos de muestreo a lo largo del Ebro. La presencia de alquilfenoles, plastificantes, algunos tipos de plaguicidas, PAHs o PBDEs, no se

pueden relacionar directamente con los vertidos de la factoría de Flix y su presencia puede ser atribuida a la llegada de sedimentos transportados por el río. El origen de estos sedimentos puede encontrarse en otros tramos del río Ebro o afluentes aguas arriba, donde se sitúan grandes complejos industriales o superficies agrícolas.

En la Tabla 1 comparamos los valores de metales y compuestos organoclorados en sedimentos muestreados en el embalse de Flix y en el de Riba-roja, otro embalse menos impactado del río Ebro.

Tabla 1: Concentración de metales y compuestos organoclorados en los sedimentos del embalse de Flix y de Riba-roja según Bosch et al., (2009). Para metales, valores en µg/g de sedimento en peso seco y para organoclorados en ng/g de sedimento en peso seco

metales y compuestos		Riba-roja	Flix
metales	Cr	118	242
	Ni	320	78,5
	Cu	34	41
	Zn	124	126
	As	17	21,5
	Cd	0,4	7,45
	Hg	<0,5	6,55
organoclorados	PeCB	0,6	2451,5
	HCB	3,1	3541,8
	αHCH	0,1	3,45
	βHCH	<0,01	3,25
	γHCH	0,3	0,6
	PCB28	<0,02	22,9
	PCB52	<0,02	6,9
	PCB101	0,7	9,4
	PCB118	0,3	9,85
	PCB153	1,6	16,6
	PCB138	2,2	27
	PCB180	16,6	22,1
	2,4'-DDE	0,4	33,95
	4,4'-DDE	3,6	288,1
	2,4'-DDD	0,7	13,6
	4,4'-DDD	0,4	47,25
	2,4'-DDT	0,1	7,65
	4,4'-DDT	1,7	462

A finales del año 2004 el Gobierno Español junto con otras administraciones y gestores del agua, constituye una comisión de expertos con el objetivo de proponer soluciones técnicas para la eliminación de estos sedimentos contaminados del lecho del embalse de Flix y evitar riesgos sobre la biota y los seres humanos. Para ello se evaluaron diferentes proyectos y, finalmente, las obras de descontaminación empezaron en 2010. Dichas obras de descontaminación consisten en la extracción de los sedimentos del lecho del embalse, su tratamiento y su transporte a un vertedero autorizado para almacenar este tipo de residuos una vez hayan sido tratados (BOLETÍN OFICIAL DEL ESTADO, 2006; ACUAMED, 2007).

1.3 BIOINDICADORES Y BIOMARCADORES

Los términos bioindicador y biomarcador se usan a veces de manera indistinta y existen múltiples definiciones en la bibliografía, siendo tema de amplio debate (VAN GESTEL; VAN BRUMMELEN, 1996; MARSHALL; ADAMS et al., 2001; BURGER, 2006; HEINK; KOWARIK, 2010). Van der Oost et al., (2005), define un biomarcador como cambios en respuestas biológicas (desde moleculares, celulares, histológicas, fisiológicas o comportamentales) inducidos por la exposición del organismo a contaminantes ambientales.

Aquí nosotros usaremos el término biomarcador para referirnos a las respuestas producidas en un nivel de organización biológica inferior al de organismo, como son las respuestas moleculares, celulares, fisiológicas o morfológicas. El término de bioindicador lo reservaremos para las respuestas en estructuras o procesos a niveles superiores al organismo (población, comunidad, ecosistema) acercándonos a la definición propuesta por Van Gestel y Van Brummelen (1996). Los efectos de los contaminantes a niveles mayores de organización están precedidos por efectos en niveles inferiores como el molecular o el celular. Dado que las respuestas de los biomarcadores son observables mucho antes de que el organismo expuesto manifieste enfermedad o se dé la muerte del mismo, éstas nos informan de los efectos de los contaminantes mucho antes de que se observen cambios irreversibles en la estructura de la población o a niveles mayores del ecosistema. En otras palabras, los biomarcadores servirían de señales tempranas de exposición, mientras que los bioindicadores, al reflejar efectos en niveles superiores, como la población o la comunidad, nos dan información de los efectos de estos contaminantes a nivel ecológico.

Por otro lado, las respuestas de los biomarcadores son producidas por la fracción biodisponible de la mezcla de sustancias tóxicas en el medio, por tanto, son buenas herramientas para estimar el riesgo real que supone para los organismos la presencia de ciertas sustancias en el medio. Por este motivo los biomarcadores pueden ser muy útiles a la hora de evaluar impactos sobre comunidades y organismos (BURGER; GOCHFELD, 2001; VAN DER OOST et al., 2005), puesto que:

- a) permiten caracterizar los mecanismos de toxicidad implicados en las respuestas biológicas a niveles mayores de organización,
- b) permiten establecer relaciones de causa-efecto entre la presencia del contaminante/s y la respuesta/s observada/s,
- c) alertan sobre la presencia o ausencia de grupos específicos de contaminantes, y si lo están, si su concentración es potencialmente perjudicial para los organismos,
- d) ayudan a determinar la ausencia de efectos biológicos o ecológicos significativos en poblaciones, comunidades o ecosistemas,
- e) algunos biomarcadores permiten predecir efectos a nivel de población, comunidad o ecosistema,
- f) permiten saber si se han superado ciertos umbrales de tolerancia al tóxico en el organismo expuesto y
- g) permiten monitorizar el estado de un ecosistema y poder comprobar el progreso de medidas correctoras.

Las respuestas de los biomarcadores integran un amplio abanico de factores, no sólo los toxicológicos, sino también ambientales y ecológicos. Por este motivo se puede obtener una información general sobre la calidad del medio donde los organismos habitan. Esto puede hacer que otros factores diferentes a los contaminantes ambientales (temperatura, pH, conductividad, estación del año, ciclo reproductor del organismo, edad, estado nutricional, sexo, estado de salud...) den respuestas confusas y no necesariamente ligadas a la presencia de contaminantes. Es por eso que es necesario conocer mediante análisis químicos la carga de contaminantes del lugar, para de esta manera poder establecer posibles relaciones causales y descartar otros factores como originarios de las respuestas observadas (BRACK, 2003; BRACK et al., 2009; VON DER OHE et al., 2009). De la misma manera, para descartar respuestas no vinculadas a la presencia de contaminantes, es necesario que los biomarcadores seleccionados tengan (BURGER; GOCHFELD, 2001, VAN DER OOST et al., 2005):

- a) poca variabilidad natural o que esta sea bien conocida,
- b) que las respuestas observadas puedan ser fácilmente atribuidas a los contaminantes antrópicos,
- c) que las respuestas sean proporcionales a la exposición al contaminante y que sean fácilmente medibles,

- d) que se conozcan bien los mecanismos moleculares o fisiológicos que producen la respuesta ante la exposición,
- e) que tengan relevancia ecológica y que su interpretación sea unívoca.

Además los organismos seleccionados para aplicar los biomarcadores deben ser organismos de los cuales se conozca bien su fisiología, para poder interpretar las respuestas medidas, tener una amplia distribución, ser fácilmente capturables e identificables a nivel taxonómico y, por último, un tiempo de generación suficiente para reflejar los efectos de las perturbaciones. Más adelante veremos algunos ejemplos que ilustran esta forma de proceder.

1.4 BASES MOLECULARES Y FISIOLÓGICAS DE LOS BIOMARCADORES

Como se ha explicado los biomarcadores se basan en respuestas a nivel molecular, celular o histológico, y son medidos en fluidos corporales, células o tejidos. Lo que se mide es la actividad de ciertas enzimas ligadas al metabolismo detoxificante (o los metabolitos derivados) o de respuesta a condiciones de estrés del organismo, cambios en parámetros hematológicos o inmunológicos, cambios en parámetros reproductivos o endocrinos, alteraciones en el material genético, en su expresión o en la síntesis de proteínas, alteraciones en la fisiología y alteraciones en la histología.

Actividad de enzimas de fase I y II. En el interior de la célula se dan diferentes procesos para disminuir la toxicidad de ciertas sustancias. El primer paso en el metabolismo celular es la adición de grupos funcionales reactivos al compuesto tóxico o xenobiótico para facilitar su excreción disminuyendo su hidrofobicidad. Para ello el metabolismo celular adiciona grupos reactivos al compuesto, mediante oxidación, reducción o hidrólisis. Este proceso lo llevan a cabo fundamentalmente las enzimas de fase I como las monooxigenasas microsomales. La actividad o la cantidad de estas enzimas pueden ser incrementadas o inhibidas por la exposición a diferentes compuestos y son unos de los biomarcadores más sensibles que existen. Las monooxigenasas microsomales también, llamadas enzimas CYP450 por tener el grupo funcional y dador de electrones citocromo P450, es un grupo bien estudiado y ampliamente usado como bioindicador de exposición a contaminantes orgánicos. Entre estas destacamos la actividad etoxi resorufin O de-etilasa (EROD) implicada en la oxido-reducción de dioxinas, PCBs y PAH coplanares (WHYTE et al., 2000). Las de fase II agrupan a un conjunto de enzimas cuya principal actividad es conjugar los productos de la fase I con macromoléculas solubles como el glutatión (glutathion sulfo transferasa, GST), ácido glucurónico (uridina difosfato glucuroniltransferasa-UDPGT), para de esta forma facilitar su excreción (VAN DER OOST et al., 2003).

Parámetros de estrés oxidativo. Muchos contaminantes ambientales o sus metabolitos producen toxicidad asociada a actividad oxidativa dentro de la célula. Esta actividad oxidativa es debida a la producción secundaria de oxígeno molecular, del radical superóxido, del peróxido de hidrógeno o del radical hidroxilo. Todos ellos pueden reaccionar con otras moléculas de la célula impidiendo su actividad o alterando su estructura lo que puede llevar a disfunciones metabólicas y llevar a la muerte celular. La célula presenta ciertas enzimas para inhibir la formación de estos radicales, son las enzimas antioxidantes, como la superóxido dismutasa, la catalasa, la peroxidasa dependiente de glutatión, la glutatión reductasa; compuestos solubles como compuestos carotenoides, ácido úrico, glutatión, vitaminas A, C y E. La actividad/abundancia de estas enzimas/compuestos es usada como indicadora de exposición y efectos de los contaminantes.

Productos de transformación biológica. Como ya se ha explicado, los metabolismos de Fase I y II transforman las sustancias tóxicas para facilitar su excreción y reducir su toxicidad. Estos metabolitos como los compuestos hidroxilados de PAH, PCBs pueden usarse como biomarcadores de exposición reciente. Por otro lado, las vías metabólicas de detoxificación o los propios xenobióticos pueden inducir la síntesis de otros metabolitos que también pueden ser usados como biomarcadores (vitelogenina, glutatión, porfirinas u hormonas reproductivas). Estos biomarcadores pueden ser usados como indicadores de larga exposición y evidencia de toxicidad.

Proteínas de estrés y metalotioninas. Las proteínas de estrés o proteínas de shock térmico (HSP) son un grupo de proteínas involucradas en la protección y reparación de la célula ante condiciones nocivas o de estrés. Estas proteínas no se activan sólo ante la presencia de contaminantes como los metales pesados o compuestos teratogénicos o carcinógenos, sino también ante otro tipo de perturbaciones ambientales como extremos de temperatura, anoxia, alta conductividad, radiación UV o condiciones oxidativas. Las metalotioninas (MT) son un grupo de proteínas de la familia de las HSP implicadas en la regulación de metales esenciales como el Zn y el Cu y la detoxificación de estos u otros metales como el Hg o el Cd. Su uso ha sido discutido por la falta de especificidad en su inducción o por su amplia variabilidad natural.

Parámetros hematológicos. La presencia de ciertas proteínas en sangre puede indicar exposición y efectos tóxicos de algunas sustancias en órganos. Su presencia es debida a la lisis celular y al vertido del contenido del citosol en el torrente sanguíneo, este es el caso de las transaminasas cuya presencia en sangre es indicativa de daños en tejidos. Otros parámetros hematológicos, si bien son menos específicos, pueden ser sensibles a la exposición de ciertos tipos de contaminantes como por ejemplo el hematocrito o los niveles de hemoglobina, de proteína o de glucosa.

Parámetros inmunológicos. Los tóxicos ambientales pueden deteriorar el sistema inmune y hacerlo ineficaz. Esto puede tener reflejo tanto a nivel molecular (niveles de anticuerpos, factores de inflamación) como a niveles superiores (niveles de células inmunes en sangre), y manifestarse en la resistencia del organismo a infecciones por parásitos u otros patógenos.

Parámetros endocrinos y reproductivos. Los tóxicos ambientales pueden alterar el sistema endocrino. El más conocido es el reproductivo, como se ha visto en peces y moluscos (VOS et al., 2000). Como biomarcadores de estos posibles efectos se han usado la presencia de vitelogenina en machos de especies ovíparas, puesto que esta proteína solo se sintetiza en hembras y por tanto su presencia en machos es síntoma de efectos promovidos por contaminantes. También el citocromo P450 se usa como indicador puesto que está implicado en el paso de andrógenos a estrógenos. Alteraciones en este enzima se pueden traducir en diferencias en la expresión de caracteres sexuales. Los niveles de hormonas esteroideas o las proteínas inducidas por ella pueden ser usados para monitorizar la actividad de sustancias que alteren el sistema endocrino.

Parámetros neuromusculares. La acetilcolinesterasa y las carboxilesterasas se usan como biomarcadores, especialmente de exposición a ciertos plaguicidas. Estas enzimas se encuentran en tejidos nerviosos (BARATA et al., 2004) y su actividad es mediar los niveles de neurotransmisores. De la correcta actividad de estas enzimas depende la comunicación entre neuronas y la correcta actividad del sistema nervioso.

2 EVIDENCIANDO LA POLUCIÓN Y SUS EFECTOS. CASOS PRÁCTICOS EN FLIX

2.1 PRESENCIA DE LOS CONTAMINANTES EN LOS ORGANISMOS

Como se explicó en la introducción, diferentes estudios evidenciaron la presencia de altos niveles de contaminantes orgánicos y metales pesados en los sedimentos del embalse de Flix. Estas concentraciones están varios órdenes de magnitud por encima de las de otros puntos del mismo río o zonas declaradas como contaminadas en otras partes del mundo.

Los contaminantes entran en los organismos acuáticos por el contacto con el agua circundante, el sedimento o por la dieta. Una vez incorporados, el metabolismo de detoxificación intentará eliminar del organismo estos compuestos xenobióticos o bien los inmovilizará en ciertos tejidos para minimizar su impacto. Cuando el organismo no puede eliminarlos por completo o los inmoviliza en sus tejidos se produce la *bioacumulación*. Cuando la concentración de contaminantes en el organismo es mayor que las del medio circundante o su fuente de alimentación, hablamos de *bioconcentración*. Debido a las relaciones tróficas, organismos que han bioconcentrado

contaminantes y, por tanto, presentan en sus tejidos altas concentraciones de xenobióticos, pueden ser presas de otros. En este caso el depredador puede llegar a acumular concentraciones de contaminantes mayores que las de sus presas, a esto se le llama *biomagnificación*. El lector puede encontrar en la literatura información más detallada sobre este proceso (RAINBOW, 2002; VAN DER OOST et al., 2003; VAN LEEUWEEN; VERMEIRE, 2007)

Para saber si los compuestos contaminantes presentes en el embalse podían incorporarse en los organismos y la cadena trófica, diferentes estudios usaron una amplia variedad de organismos de este embalse y demostraron que ciertos metales (especialmente Hg) y otros contaminantes orgánicos se habían acumulado en los organismos.

Soto et al., (2011) realizaron un estudio muy detallado analizando los niveles de metales pesados en diferentes organismos de este embalse. Se analizaron 16 compartimentos diferentes de la red trófica. El estudio se realizó en 2006 y se estudiaron dos zonas diferentes de este embalse, una influenciada por la factoría química y sus sedimentos (en adelante FQ, altamente contaminada) y otra cercana a una reserva natural, en la orilla opuesta a la del complejo (en adelante FR, menos contaminada, Figura 2). Los objetivos de este estudio fueron por un lado conocer en qué grado los organismos estaban contaminados por metales pesados y por otro conocer cuáles de ellos eran los más indicados para monitorizar este grado de contaminación.

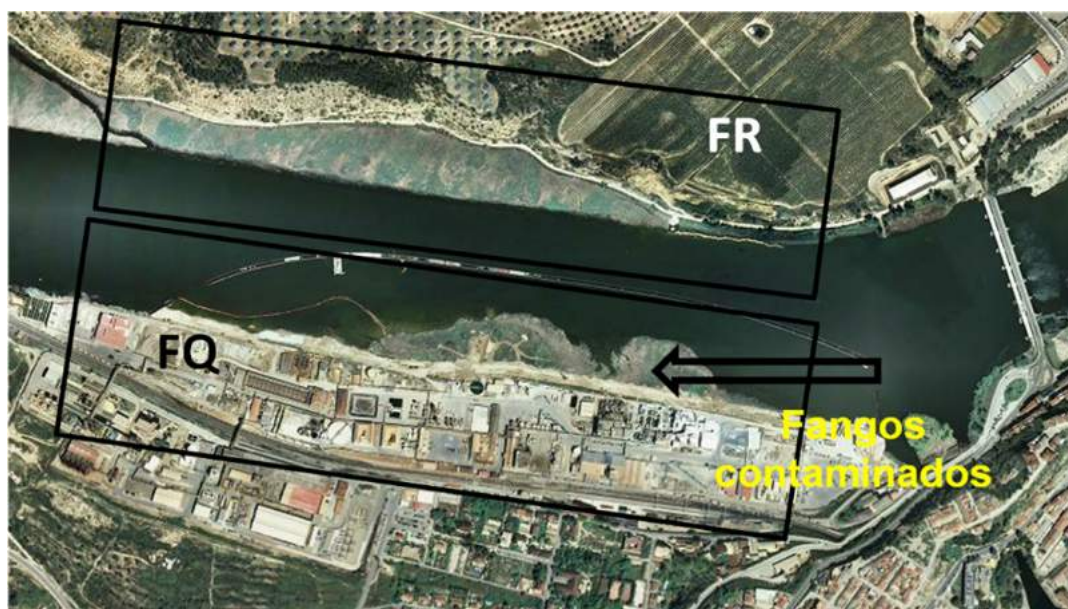


Figura 2: Imagem satélite do embalse de Flix donde se puede distinguir la zona FQ afectada por la factoría química y la zona FR enfrente de la factoría. Imagen obtenida del Institut Cartogràfic de Catalunya.

En este estudio se analizaron productores primarios (macrófitos y perifíton, compuesto principalmente por cianobacterias y diatomeas adheridas a superficies como piedras o sedimento), zooplankton, consumidores primarios (moluscos, insectos), consumidores secundarios (moluscos, insectos, peces) y organismos depredadores u omnívoros (peces, insectos, crustáceos). En ellos se midieron los niveles de Cr, Cu, Zn, As, Se, Cd, Hg y Pb.

Los resultados evidenciaron que los diferentes componentes de la red trófica habían acumulado metales en sus tejidos pero que habían diferencias dependiendo de la especie o compartimento, del lugar donde fue capturado (FR o FQ) y tipo de metal analizado (ver Figura 3). Los organismos recolectados en la zona FQ, por lo general, tenían niveles de metales más elevados que los recolectados en FR, esto fue más notable con el Hg o el Cd cuyos valores fueron de 2 a 400 veces mayores dependiendo del organismo, en cambio para los otros metales analizados, por lo general, no hubo diferencias significativas debidas a la zona de muestreo.

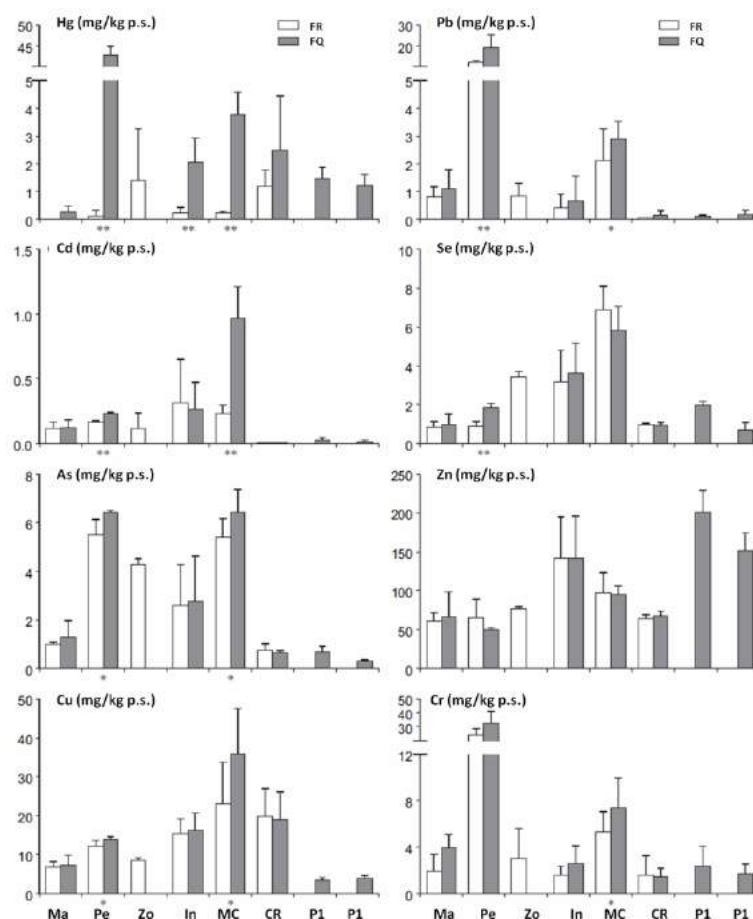


Figura 3: Concentración de Hg y otros metales en macrófitos (Ma), perifíton (Pe), zooplankton (Zo), invertebrados bentónicos (In), mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*, MC), cangrejo de río americano (*Procambarus clarkii*, CR), gardí (*Scardinius erythrophthalmus*, P1) y gambusia (*Gambusia holbrooki*, P2) estudiados por Soto et al., (2011). Las barras representan el valor medio y las líneas la desviación estándar. Los asteriscos muestran las diferencias significativas entre componentes con un p-valor < 0,01 (**) o un p-valor < 0,05 (*).

El perifíton fue el compartimento que experimentó mayores diferencias en las concentraciones de metales en función de la zona de recolección. Este compartimento fue también el que más metales acumuló por unidad de masa (tanto en la zona FQ como en la FR) y las concentraciones estaban un orden de magnitud por encima de las de otros compartimentos. El perifíton fue seguido por el mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) que también presentó diferencias significativas en la concentración de metales en función de si había sido recolectado en FR o en FQ. El perifíton recolectado en la zona contaminada presentaba unas concentraciones medias de metales pesados mayores que el recolectado en la reserva, las diferencias fueron significativas para todos los metales excepto Cr y Zn. Las concentraciones encontradas en el perifíton de FQ fueron de 42,75 (Hg), 19,11 (Pb), 0,23 (Cd), 1,4 (Se), 6,42 (As) y 13,9 (Cu) $\mu\text{g/g}$ peso seco (p.s.), para el Hg este valor es 400 veces mayor que en el perifíton de FR mientras que para los otros metales entre 1 y 2 veces más. En el caso del mejillón presentó un patrón similar, siendo los metales Hg, Pb, Cd, As, Cu y Cr los que presentaban unas concentraciones significativamente más altas en los organismos de FQ respecto los de FR, en concreto 3,76 (Hg), 2,91 (Pb), 0,97 (Cd), 6,43 (As), 35,8 (Cu) y 7,4 (Cr) $\mu\text{g/g}$ p.s., es decir unas 15 veces más altas para el Hg, unas 4 veces más altas para el Cu y 1,5 veces más altas para los otros metales.

El perifíton se desarrolla sobre superficies (piedras, roca o restos vegetales) por tanto está altamente expuesto a los contaminantes de agua y sedimento. La matriz donde están embebidos los organismos componentes del perifíton (diatomeas y bacterias) está formada por elementos orgánicos (exopolisacáridos) e inorgánicos y facilita la acumulación por adsorción de los metales tanto libres como complejados a partículas. A su vez, los organismos componentes del perifíton

pueden sufrir una bioconcentración pasiva de los metales debido a la adsorción a su superficie. El mejillón cebra tiene una alta tasa de filtración y tiene digestión intracelular. Por este motivo puede llegar a asimilar y concentrar metales disueltos, o complejados con partículas en suspensión, en la columna de agua; la digestión intracelular produce que los metales entren más fácilmente dentro de las células y se acumulen en el interior de los tejidos. Esto, según Soto et al., (2011), los hace buenos para biomonitorizar el proceso de contaminación en el embalse.

Este potencial de *D. polymorpha* para la bioacumulación de metales pesados en Flix ya había sido descrito anteriormente en otros trabajos. Carrasco et al., (2008) se centraron en el estudio de diferentes poblaciones en el embalse de Flix (zona FQ y FR). El estudio se llevó a cabo en el verano del 2006 y los autores analizaron la concentración de Hg total y metilmercurio (MeHg) en tejidos homogeneizados del organismo. Los autores incluyeron el MeHg puesto que es más biodisponible que las formas oxidadas del Hg (Hg^{2+}), es altamente bioacumulable y puede ser biomagnificado a través de la cadena trófica, además este compuesto es fácilmente producido en condiciones de anoxia (SICILIANO et al., 2002, CLARKSON et al., 2003; GRANDJEAN et al., 1999). Los resultados dieron concentraciones mucho mayores que las encontradas para este organismo y este metal en otras partes del mundo. Los autores encontraron un valor medio de Hg total de 0,5248 $\mu g/g$ p.s. en los organismos capturados en los sedimentos contaminados (FQ), un valor 8 veces mayor que el obtenido en los organismos capturados en la reserva natural (FR), enfrente de la factorva. Los autores sólo analizaron el MeHg en los ejemplares provenientes de la zona FQ encontrando unos valores que oscilaban entre 0,220 y 0,589 $\mu g/g$ de p.s. Se encontraron diferencias en la concentración de Hg total dependiendo del tamaño del organismo, siendo los más pequeños los que mostraban concentraciones mayores. Aunque la cantidad total de Hg encontrada sea mayor cuanto más grande sea el organismo, esto lo atribuyen a que el crecimiento del molusco es mayor a la tasa de acumulación de metal, lo que produce un efecto de dilución. Puesto que el mejillón cebra es un componente importante en la dieta de algunas especies de peces del embalse, existe el riesgo de transferencia y biomagnificación para niveles tróficos superiores.

Otro componente de la red trófica estudiado por Soto et al., (2011) y que evidenció capacidad como bioindicador de bioacumulación fue el cangrejo de río americano (*Procambarus clarkii*). Este organismo omnívoro depreda sobre moluscos como el mejillón cebra, otros invertebrados del sedimento, detritos o perifíton. Si bien las diferencias en las concentraciones de metales pesados entre organismos recolectados en la zona FQ y la FR no fueron significativas, estos organismos tienen una capacidad ligeramente mayor que otros componentes de la red trófica de acumular metales pesados. Algunos de los cangrejos capturados en la reserva natural presentaron unos niveles de Hg ligeramente más elevados que otros componentes de la red trófica (1,19 $\mu g/g$ p.s.). A diferencia del biofilm o el mejillón cebra, este componente de la red trófica no es sésil y es posible que los cangrejos habiten tanto la zona contaminada como la no contaminada, esto explicaría la ausencia de diferencias significativas entre los organismos de ambas orillas. Suárez-Serrano et al., (2010) también encontraron, en cangrejos capturados sobre los sedimentos de la zona FQ, elevados niveles de Hg y Pb (valor medio de $1,50 \pm 0,97$ y $0,41 \pm 0,48$ $\mu g/g$ p.s. de músculo respectivamente) respecto a otros puntos no influenciados por la planta química. En cambio, los cangrejos capturados en la zona protegida (FR) mostraron concentraciones un orden de magnitud por debajo de estos valores para Hg y Pb.

Los macroinvertebrados capturados en el estudio de Soto et al., (2011) también mostraron diferente contenido de Hg en su cuerpo dependiendo del lugar de captura. Los que estaban en la zona FQ tenían una concentración mayor que los capturados en FR, siendo el caracol de agua dulce (*Physa* sp.) el que presentaba unas concentraciones mayores (3,7 y 0,59 $\mu g/g$ p.s. en FQ y FR respectivamente). Para los otros metales analizados (Pb, Cd, Se, As, Zn, Cu y Cr) este resultado no fue tan patente. Los altos niveles de Hg en *Physa* sp. pueden ser debidos a que este organismo se alimenta de perifíton y dado que el perifíton de la zona contaminada presentaba altos niveles de Hg estos organismos han podido incorporarlo por ingesta. Estos resultados podrían sugerir a los macroinvertebrados en general como buenos biomarcadores para el Hg, pero tienen el problema de la dificultad de captura y el poco material disponible para el análisis debido a su pequeño tamaño.

Las plantas acuáticas *Myriophyllum spicatum* y *Ceratophyllum demersum* también presentaron diferencias significativas en la concentración de Hg dependiendo del lugar de muestreo, mostrando mayor concentración de este metal las plantas recolectadas en la zona contaminada. Para otros metales como el Cu, Zn y Se también se observa este comportamiento aunque las diferencias son menos acusadas. Estas plantas captan los metales disueltos en la columna de agua o bien en el agua intersticial. La disolución de los metales en el agua depende de determinadas condiciones ambientales como el pH, el potencial redox o el contenido de materia orgánica. Por tanto estos organismos son indicadores de que existen unas condiciones ambientales en el embalse que favorece que los metales, en especial el Hg, puedan disolverse en la columna de agua y ser biodisponibles. El análisis del zooplancton lleva a conclusiones similares puesto que este compartimento de la red trófica también presenta bioacumulación de metales que, por la forma de vida de estos organismos, son asimilados de la columna de agua.

De este estudio de Soto et al., (2011) se concluye que no hay un compartimento idóneo en la red trófica para ser usado como bioindicador de bioacumulación de metales pesados. La elección de un compartimento u organismo concreto debe basarse en cuestiones específicas. Una de esas cuestiones puede ser el área que se quiere monitorizar. Por ejemplo, el perifón y el mejillón cebra reflejan muy bien las condiciones de un punto concreto del embalse, puesto que son sésiles, en cambio, el cangrejo de río, que tiene un mayor radio de movilidad integra información de todo el embalse. Otro criterio es determinar que matriz se quiere monitorizar, por ejemplo se ha visto que el mejillón cebra es bueno para monitorizar la biodisponibilidad de los metales disueltos o acomplexados al material en suspensión; en cambio, los macrófitos son adecuados para monitorizar la biodisponibilidad de las formas disueltas de los metales, tanto en la columna de agua como en el agua intersticial. Por otro lado para analizar la posible transmisión a través de la red trófica, es conveniente o bien monitorizar los macroinvertebrados o el zooplancton que sirven de alimento a niveles superiores de la red trófica, o bien analizar directamente los niveles superiores.

Carrasco et al., (2011a) en el verano del 2006 realizó otro estudio centrándose en la bioacumulación de Hg total y MeHg en peces y cangrejos de río (*P. clarkii*). Los autores compararon el contenido en músculo y hepatopáncreas de ejemplares capturados en el embalse Flix (diferenciando zona FQ y FR) con el de ejemplares capturados en otro embalse (Riba-roja), situado 13 km aguas arriba y no afectado por los vertidos de la planta química. Las especies de peces estudiadas fueron el siluro (*Silurus glanis*), la carpa (*Cyprinus carpio*), el gardí (*Scardinius erythrophthalmus*) y el rutilo (*Rutilus rutilus*), representando así diferentes niveles tróficos, para poder estudiar la transferencia del mercurio a lo largo de la red trófica.

Respecto a *P. clarkii* el estudio reveló diferencias significativas en los contenidos de Hg total dependiendo de la zona de captura, siendo los capturados en el embalse de Riba-roja los que presentaban menos concentración y los capturados en el embalse de Flix, en la zona FQ los que presentaban una mayor concentración en sus tejidos. El MeHg sólo se analizó en los ejemplares capturados en la zona contaminada del embalse de Flix, encontrándose tanto en el hepatopáncreas como en el tejido muscular (0,419 µg/g de p.s. de músculo) y representando un 72% del Hg total en el tejido muscular.

En el caso de los peces, los autores describen un aumento de los niveles de Hg total en los peces situados en niveles superiores de la red trófica (siluro >carpa>rutilo>gardí). El siluro es una especie depredadora que tiene como dieta otros peces y cangrejos de río. La carpa y el gardí son peces omnívoros que se alimentan de detritus, materia vegetal, perifiton y pequeños invertebrados y los rutilos se alimentan sobretodo de macrófitas y algas filamentosas. En cambio no encontraron el mismo patrón para el MeHg en los peces capturados en Flix. Basado en estudios anteriores (BLOOM, 1992), se asume que en el músculo de peces situados en niveles tróficos elevados la mayor parte del Hg total (90-99%) está en forma de MeHg. Por el contrario, los siluros de Flix presentaron unos niveles de MeHg en músculo menor que el predicho por la concentración de Hg total y por su posición en la cadena trófica (0,675 µg/g de p.s. de músculo cerca del 80% del Hg total). En cambio las especies no piscívoras como la carpa, presentaron una proporción mayor de MeHg a la esperada (cerca de un 90%). Esto puede ser debido a que el siluro, pese a depredar otros

peces, en este embalse se alimenta preferentemente de cangrejo de río americano. Los ciprínidos presentaban unas concentraciones de MeHg en músculo de 0.29 y 0.15 µg/g de p.s. (carpa y rutilo, respectivamente). Estos peces son omnívoros y en este embalse se alimentan preferentemente de zooplancton, mejillón cebrá y perifíton. El mejillón cebrá es uno de los organismos de Flix que mayores concentraciones de Hg total y MeHg presenta, incluso mayor que la del cangrejo de río (CARRASCO et al., 2008; SOTO et al., 2011). Por otro lado, como demostró Soto et al., (2011) el biofilm es un compartimento que acumula gran cantidad de Hg, y además, puede favorecer la metilación de este metal (CLECKNER et al., 1999; MAURO et al., 2002). Por último, decir que los ciprínidos remueven el sedimento para encontrar presas, con lo cual también pueden exponerse al Hg por esta vía. La concentración en estos peces tanto de Hg total como de MeHg hace que no sean aptos para consumo humano.

Considerando las proporciones de MeHg en los organismos, este embalse es ciertamente peculiar en términos de bioacumulación de Hg y a causa de las relaciones tróficas entre los organismos que se dan en este embalse determinan los patrones de bioacumulación. Por tanto, es necesario tener claras cuáles son estas relaciones, para poder trazar con exactitud la bioacumulación del Hg. Por otro lado, estos estudios ponen de manifiesto que es preciso realizar análisis de especiación de Hg ya que estimar la concentración de MeHg a partir de los niveles de Hg total y aplicar la relación $\text{MeHg} = 0.95 \times \text{THg}$, nos puede llevar a errores sobre la bioacumulación de MeHg en los organismos. Además, el conocimiento de las especies en las que se encuentra este metal y su nivel trófico nos puede permitir evaluar el riesgo de transferencia a otros niveles tróficos.

Además de la concentración de metales en organismos del embalse otros autores han estudiado compuestos orgánicos. Faria et al., (2010a) analizaron metales y diferentes compuestos organoclorados en mejillones cebrá y cangrejos de río capturados en la zona FQ y FR. Los compuestos orgánicos estudiados fueron el HCB, HCH, PCB y DDT. En el caso de los metales los resultados obtenidos coincidieron y corroboraron los explicados más arriba. Respecto a los organoclorados, los autores encontraron diferencias significativas en la concentración en los tejidos según la zona de captura. Para los organismos capturados en la zona FQ, los autores encontraron unos valores en los mejillones de 317 (DDT), 78 (HCB), 6 (HCH) y 104,5 (PCB) ng/g p.s., mientras que en los cangrejos estos valores fueron de 63 (DDT), 43 (HCB), 1,5 (HCH) y 44 (PCB) ng/g p.s. Las concentraciones medidas en los organismos capturados en FQ fueron entre 4 y 200 veces mayores que las medidas en organismos capturados en zonas no contaminadas. En estos organismos, la concentración de HCB era 2 o 3 veces más elevada en los organismos capturados en la zona FQ. Para el DDT lo era unas 7 veces más y unas 3-4 veces más en el caso del PCB. HCH presentaba una concentración unas 12 veces mayor en los mejillones cebrá capturados en la zona FQ respecto a los de FR, mientras que en el caso del cangrejo la concentración era 1,5 veces mayor. Por otro lado, los valores analizados en organismos de la zona FQ son similares a los encontrados en otros lugares altamente contaminados (FERNANDES et al., 2002; GITAHY et al., 2002; BINELLI AND PROVINI, 2003; HANARI et al., 2004; RIVA et al., 2008).

Lavado et al., (2006) estudió el contenido de PCBs, DDT, HCHs y alquilfenoles en músculo o bilis de carpas (*C. carpio*) capturadas en el embalse de Flix y otros puntos del río Ebro. Las carpas capturadas en el embalse presentaron unas concentraciones en músculo varios órdenes de magnitud mayores que las encontradas en otros puntos del río para los PCBs (95,4 ng/g peso húmedo), el DDT (3,57 ng/g p.h.), el DDE (25,75 ng/g p.h.) y el HCB (1,56 ng/g p.h.). Por el contrario, el contenido de alquilfenoles en bilis, aunque elevado (16,46 µg/g de bilis) no era diferente a otros puntos contaminados del río, por lo que no se puede establecer que este contaminante esté presente únicamente en el embalse.

Todos estos estudios demuestran que los contaminantes orgánicos y los metales presentes en altas concentraciones en los sedimentos de Flix están también presentes en diferente medida en los organismos que habitan este embalse. Los autores demuestran que los contaminantes son biodisponibles y pueden incorporarse a diferentes compartimentos de la red trófica, pasando de unos a otros. Estos estudios vinculan claramente el grado de bioacumulación y la bioconcentración

con las relaciones tróficas entre los organismos del embalse, aparte de las propias características fisiológicas de las especies.

Los autores citados obtuvieron resultados diferentes a los obtenidos en otros lugares del mundo debido a las peculiaridades de las relaciones tróficas establecidas en este embalse (Tablas 2 y 3). En este caso el mejillón cebra podría ser una especie clave y responsable en la entrada de Hg en la red trófica y su transferencia a otros compartimentos debido a sus altos niveles Hg total y de MeHg y a que es la base de la dieta, tanto de diferentes especies de peces como de los cangrejos de río (CARRASCO et al., 2008, SOTO et al., 2011). Una evidencia de esta transferencia a lo largo de la red trófica y biomagnificación es descrita por Suárez-Serrano et al., (2010) en cangrejos de río capturados en el embalse de Flix. Estos cangrejos mostraron unos niveles de Hg total 6 veces mayores que en los mejillones cebra. Por otra parte, el biofilm puede ser otro punto de entrada de metales pesados en la red trófica, debido a su gran capacidad de bioacumulación y su posición como productor primario y base de alimentación para macroinvertebrados bentónicos (por ejemplo *Physa* sp.) y peces (CARRASCO et al., 2011a; SOTO et al., 2011).

El análisis químico de los tejidos de los organismos del embalse junto al conocimiento de las relaciones tróficas entre ellos nos ha permitido evaluar el grado de contaminación de las diferentes especies y poder conocer el riesgo de transferencia de estos contaminantes a otros organismos tanto del embalse como de fuera del mismo.

2.2 EVIDENCIAS DE EFECTOS EN LOS ORGANISMOS

En el apartado anterior expusimos evidencias de la incorporación de los contaminantes a los organismos del embalse de Flix. En este apartado explicaremos cómo el uso de biomarcadores evidenció efectos nocivos en los organismos de la cadena trófica de Flix. Los efectos nocivos de las sustancias contaminantes se han detectado a nivel molecular, celular, tisular e individual.

Tabla 2: Comparación de la concentración de Hg total en el tejido de *D. polymorpha* (µg/g p.s.) en diferentes estudios

lugar	Autor	Hg
Flix	Carrasco et al., (2008)	4,37
Ríos de NY, USA	Secor et al., (1993)	0,1028
Genesee	Secor et al., (1993)	0,2466
Hudson	Secor et al., (1993)	0,0646
Ontario	Secor et al., (1993)	0,0700
Bajo Po	Camusso et al., (1994)	0,08
Río Niágara NY, USA	Richman; Somers (2005)	0,0931

Tabla 3: Comparación de la concentración de metales en el tejido muscular de *P. clarkii* (µg/g p.s.) en diferentes estudios

lugar	Autor	Hg	Zn	Cu	Pb
Flix	Suárez-Serrano et al., (2010)	0,27–3,1	58,63–70	22,31–45	0,03–1,5
Estanque de riego, Lousiana, USA	Richert; Sneddon (2008)	60–70	60–70	–	–
Vertido accidental, España	Alcorlo et al., (2006)	–	50–150	25–40	1,0–2
Zona con contaminación por Hg, España	Higueras et al., (2006)	2,4–9,1	–	–	–
Vertido accidental, España	Devesa et al., (2002)	–	–	–	1,2–9,0
Vertido accidental, España	Sánchez-López et al., (2004)	–	5,5–63,25	5,2–95,3	0,01–4,21

2.2.1 Efectos a nivel molecular

Faria et al., (2010a) estudiaron la respuesta de diferentes biomarcadores en individuos de *D. polymorpha* y *P. clarkii* del embalse de Flix (zonas FQ y FR), en los de una zona menos contaminada (embalse de Riba-roja) y un punto 2 km aguas abajo del embalse de Flix. Los autores estudiaron la presencia de compuestos organoclorados y metales pesados en los tejidos de ambos organismos. Por un lado, en la glándula digestiva del mejillón cebra y en el hepatopáncreas del

cangrejo de río, estudiaron la respuesta de biomarcadores del metabolismo de fase I, como el enzima etoxiresorufin-O-deetilasa (EROD), cuya actividad está correlacionada con la exposición a PCBs; la actividad del enzima de fase II glutatión S-transferasa (GST) y marcador general de exposición a xenobióticos; los niveles de glutatión (GSH) y glutatión reductasa (GR); los niveles de metalotioninas, relacionados con la exposición a metales; enzimas antioxidantes (catalasa, CAT), involucradas en la detoxificación de radicales de oxígeno reactivo y marcadores generales de respuestas a xenobióticos; marcadores de daño oxidativo en los tejidos (peroxidación de lípidos y rotura de cadenas de ADN). Por otro lado, en las branquias de los mejillones y en el músculo abductor del cangrejo, se estudió la actividad de las β -esterasas como marcadores de exposición a plaguicidas organofosforados. Los autores encontraron cantidades significativas de diferentes contaminantes en los tejidos de los organismos, mayores en los organismos capturados en la zona FQ que en los de otras zonas contaminadas. Los diferentes biomarcadores mostraron diferentes niveles de actividad según la especie y el lugar en el que fueron capturadas.

Respecto a la respuesta de las metalotioninas en los mejillones, éstas solo mostraron niveles significativamente elevados en el punto aguas abajo del embalse de Flix, en cambio en los cangrejos de río, los valores más elevados se obtuvieron en los organismos recolectados en la zona FQ. La baja respuesta de estas proteínas en los mejillones, incluso en las zonas más contaminadas, puede ser debido a que, como se ha explicado más arriba (CARRASCO et al., 2008) el metal que presenta una mayor concentración en mejillones de esa zona es el Hg, pero mayoritariamente en su forma MeHg, que no induce la expresión de metalotioninas.

Las enzimas y metabolitos relacionados con el glutatión, generalmente activos en las respuestas primarias a los xenobióticos, mostraron actividades inesperadas en relación con publicaciones previas (REGOLI; PRINCIPATO, 1995; BOCCHETTI et al., 2008). Los niveles de GSH bajaron en ambos organismos en las zonas contaminadas, posiblemente debido al aumento de la actividad de aquellas enzimas relacionadas con su oxidación, como la GST. Los autores también apuntan al MeHg como causante de estas incongruencias ya que puede limitar la actividad del enzima que produce la GSH. La actividad EROD sufrió disminución en los cangrejos de río recolectados en ambas zonas de Flix, probablemente debido a la presencia de Hg y organoclorados, que se han demostrado inhibidores (LAVADO et al., 2006; EDWARDS et al., 2007).

Las β -esterasas no mostraron cambios significativos en los cangrejos de río recolectados en diferentes puntos, en cambio sí los mostraron en los mejillones cebra. Estas enzimas fueron inhibidas aguas arriba y abajo del embalse de Flix. Puesto que estos biomarcadores son sensibles a la presencia de plaguicidas en el medio, hemos de suponer actividad agraria intensa en las proximidades de estos puntos, pero no en Flix. Estas enzimas son especialmente sensibles en crustáceos (ESCARTIN; PORTE, 1997; BINELLI et al., 2006; VIOQUE-FERNÁNDEZ et al., 2007), por tanto la carencia de efectos puede ser debida a la ausencia de plaguicidas, pero también a la interferencia de otros factores como la presencia de los metales (FRASCO et al., 2005).

La actividad de las enzimas antioxidantes como la CAT, para contrarrestar la aparición de especies químicas reactivas dentro de la célula como consecuencia de la exposición a los contaminantes, se incrementó en los organismos expuestos a las zonas con mayores concentraciones de metales y organoclorados (FQ y FR) que los capturados en las zonas control (Riba-roja). Puesto que el grado de estrés producido por los contaminantes supera la capacidad de las enzimas antioxidantes de disminuir la presencia de especies reactivas dentro de la célula, la peroxidación de lípidos y la acumulación de daños en el DNA a consecuencia de la alta presencia de especies reactivas, se incrementó en los mejillones cebra expuestos a contaminantes, en cambio en los cangrejos sólo se observaron diferencias significativas respecto al incremento de daño celular. En la siguiente Tabla 4 podemos ver los valores de algunos de los biomarcadores moleculares que mostraron diferencias significativas en *P. clarkii*.

En otro estudio, Faria et al., (2010b), partiendo de la hipótesis de que las especies autóctonas son más tolerantes a los contaminantes, hicieron un estudio con diferentes especies de bivalvos para determinar su grado de tolerancia a los contaminantes. Los autores estudiaron tres especies de bivalvos, dos de ellas invasoras (el mejillón cebra *D. polymorpha* y la almeja asiática *Corbicula*

fluminea) y la otra autóctona y protegida por la legislación (*Psilunio littoralis*). El estudio se llevó a cabo mediante trasplante, es decir, organismos recolectados en lugares no expuestos a los contaminantes se llevaron a los diferentes puntos de estudio y se incubaron durante 107 días. Se estudió la actividad antioxidante y de estrés oxidativo por medio de la actividad de la enzima GST, los niveles de glutatión (GSH), la peroxidación de lípidos y la rotura de DNA en los tejidos de la glándula digestiva. Los puntos de estudio fueron en el embalse de Riba-roja, Flix (zona FQ) y un punto aguas abajo del embalse. Al final del experimento, este estudio reveló que si bien la exposición a los sedimentos de la zona FQ producía señales en el metabolismo de estos organismos, *P. littoralis* parecía presentar una mayor resistencia a la presencia de los contaminantes. Su DNA fue el que menos daños sufrió de las tres especies estudiadas. Esto puede ser posible a la alta actividad basal del enzima GST en esta especie, tanto en organismos expuestos a la polución como los situados en zonas menos polucionadas. Su metabolismo antioxidante fue de los más activos, con altos niveles de CAT y de GST respecto a las otras especies expuestas a las mismas condiciones. También presentó bajos niveles de GSH, posiblemente porque este sustrato es usado por la GST. Por el contrario los marcadores del metabolismo antioxidante de *D. polymorpha* no mostraron respuestas tan agudas lo que se tradujo en daños en el DNA, alta peroxidación de lípidos y alta mortalidad respecto a *P. littoralis*. Esto indica que el metabolismo del mejillón cebrado no es tan eficiente como el de *P. littoralis* a la hora de disminuir los daños de las especies reactivas originadas por la presencia de los xenobióticos en las células.

Tabla 4: Valores (media $\pm$ desviación estándar) obtenidos en algunos de los biomarcadores estudiados en cangrejo de río americano y medidos como actividad observada (cantidad de sustrato transformado por unidad de tiempo y proteína en el caso de actividad EROD, GST y CAT) o cantidad obtenida (cantidad por unidad de proteína en el caso de MT y fragmentos de DNA). Comparación entre individuos de un punto poco impactado y dos zonas del embalse de Flix. Actividades y niveles medidos en tejido de hepatopancreas. Las letras indican diferencias significativas entre puntos según análisis ANOVA y posterior test de Tukey, ($p < 0,05$)

biomarcadores	Riba-roja	FR	FQ
EROD (fmol/min/mg prot.)	166.9 $\pm$ 39.7 a	64.2 $\pm$ 5.6 b	62.1 $\pm$ 1.7 b
GST (nmol/min/ mg prot.)	608.6 $\pm$ 29.6 a	731.8 $\pm$ 36.4 b	686.9 $\pm$ 44.9 b
MT (pmol/mg prot.)	476.4 $\pm$ 46.5 a	566.1 $\pm$ 59.8 ab	625.8 $\pm$ 56.4 b
CAT (μ mol/min/ mg prot.)	413.4 $\pm$ 56.0 a	813. $\pm$ 84.0 b	678.5 $\pm$ 68.2 b
Fragmentos DNA (μ g/g peso húmedo)	630.7 $\pm$ 27.8 a	789.3 $\pm$ 64.9 b	841.0 $\pm$ 47.0 b

Navarro et al., (2009) estudiaron el nivel de Hg en tejidos y la respuesta de diferentes biomarcadores en carpas (*C. carpio*). Los peces fueron capturados en el embalse de Riba-roja, en Flix y dos puntos situados 5 y 37 km aguas abajo. Los tejidos estudiados fueron hígado, riñón y músculo. Los biomarcadores estudiados fueron la síntesis de RNA mensajero (mRNA) para metalotioninas (medido también en las escamas), actividad de CAT y GST, niveles de glutatión (GSH), peroxidación de lípidos y daños en DNA.

Respecto a los niveles de Hg en los tejidos, estos se correspondieron con el grado de contaminación del lugar de captura. Los peces capturados en Riba-roja presentaron las concentraciones más bajas en sus tejidos, mientras que incrementaba gradualmente en Flix y puntos aguas abajo.

Navarro et al., (2009) no encontraron relación entre la concentración de Hg en los diferentes tejidos y las actividades de enzimas relacionados con estrés oxidativo (CAT, GST y peroxidación de lípidos) y daños en el DNA; las cuatro poblaciones estudiadas no presentaron diferencias significativas en sus valores.

Por el contrario los niveles de GSH en el hígado presentaron variaciones significativas en las diferentes poblaciones en concordancia con los niveles de Hg en los tejidos, a mayor concentración de Hg mayores niveles de GSH en forma reducida. El número de copias de mRNA para las metalotioninas también mostraron diferencias entre poblaciones y tejido estudiado. En el hígado no se vio una relación clara entre concentración de Hg en este órgano y expresión de mRNA. En el riñón sí se vio relación, siendo los peces capturados en Riba-roja los que presentaban menor expresión de mRNA en riñón. Estos resultados eran de esperar puesto que el Hg en forma

inorgánica se acumula en el riñón (ZALUPS, 2000; SATO; KONDOH, 2002; NECULITA et al., 2005). Así pues, dado el papel protector de las metalotioninas contra los metales, los autores consideran que los niveles de GSH en hígado y de mRNA para metalotioninas en riñón se pueden considerar buenos biomarcadores para los efectos del Hg inorgánico. También se estudiaron los niveles de mRNA en las escamas de los peces observándose una correlación débil pero significativa entre los niveles de mRNA y la concentración de Hg en los tejidos. El uso de este biomarcador es alternativa a los métodos invasivos y letales, puesto que el análisis de las escamas puede aportar información sobre la exposición y efectos de los metales sin necesidad de sacrificar el individuo.

Otro estudio (QUIRÓS et al., 2007) realizado en este embalse y a lo largo del río Ebro, utilizó barbos (*Barbus graellsii*) para monitorizar los efectos de los metales pesados y compuestos orgánicos. Como biomarcadores, se desarrollaron técnicas moleculares para determinar los niveles de mRNA para metalotioninas y el citocromo P4501A (CYP1A) a la vez que se midió la actividad del enzima EROD. En los peces, los niveles de mRNA para CYP1A fueron significativamente elevados en los capturados en Flix respecto a los de peces de otros puntos del río Ebro y tributarios, probablemente esto evidencia los altos niveles de PCB y otros contaminantes orgánicos a los que están expuestos estos organismos. El número de copias de mRNA para metalotioninas en los peces no mostraron diferencias significativas dependiendo del punto de captura y los niveles no estaban correlacionados con las concentraciones de metales en sedimentos. En el caso de los barbos capturados en Flix, los niveles de mRNA eran similares a los de los barbos de puntos referenciales. La falta de sensibilidad puede ser debida a la interferencia de otros metales o a que una proporción importante del Hg total en el hígado esté en la forma orgánica de MeHg que no induce la síntesis de metalotioninas. Esta posibilidad fue postulada posteriormente por Navarro et al., (2009) el cual propone el riñón para el estudio de la expresión de estas proteínas, mientras que Carrasco et al., (2008 y 2011a) exponen la importancia de realizar análisis de especiación de Hg para una mayor comprensión del potencial tóxico del Hg y la interpretación de los resultados biológicos.

Respecto a la actividad del enzima EROD, se mostró positivamente correlacionada con los niveles de mRNA para CYP1A y el gradiente de polución.

En otro estudio, Eljarrat et al., (2008) analizaron la expresión de mRNA para la síntesis del CYP1A en hígado de barbos. Se encontró una gran disparidad de valores en los diferentes individuos capturados en Flix, aún así, la expresión de este gen fue mayor en los barbos de Flix que en los de otros puntos menos contaminados. Además los autores encontraron una correlación positiva y significativa con las concentraciones de PCBs en los tejidos de los peces capturados.

Por otro lado, Lavado et al., (2006) obtuvieron una mayor actividad del enzima EROD en hígado y una reducción de la AChE en el músculo de carpas capturadas en Flix respecto a otros puntos menos contaminados por encima de este embalse. Como se ha explicado anteriormente, la actividad EROD está relacionada con la exposición a dioxinas o PCBs mientras que la disminución de la actividad de la AChE a plaguicidas organofosforados, aunque también los elevados niveles de metales pesados pueden ocasionar esta disminución. Por el contrario, al igual que Quirós et al., (2007) no se encontraron diferencias significativas entre los organismos capturados en diferentes puntos del río para los niveles de metalotioninas en hígado, mientras que tampoco se encontraron diferencias significativas para la enzima GST.

Como hemos visto, los efectos de los contaminantes pueden ser detectados gracias a los niveles de ciertas moléculas, la actividad de determinadas enzimas y la integridad del DNA o la expresión de genes concretos. En cambio la elección del organismo y el tejido a estudiar es fundamental para poder monitorizar ya que, como se ha mostrado, la respuesta de los diferentes biomarcadores es variable en función de la especie y depende del tejido analizado.

2.2.2 Efectos a nivel celular y tisular

Algunas evidencias de los efectos de los contaminantes en los tejidos de peces han sido recogidas en Flix.

En este sentido, Lavado et al., (2004) estudiaron diferentes puntos del Ebro, incluido el embalse de Flix, para detectar los posibles efectos de las sustancias contaminantes sobre el sistema endocrino de carpas. Los autores, aparte de parámetros moleculares, analizaron el tejido de las gónadas para detectar alteraciones inducidas por la exposición a los contaminantes. En las gónadas de las hembras se midió el índice gonadosomático, que relaciona el tamaño de la gónada con el del organismo; se contabilizó el número de oocitos y su madurez; y se evaluó la integridad general del tejido. En los machos se evaluó el índice gonadosomático, el grado de maduración de los espermatozoides en la gónada y la integridad general del tejido. Los autores partían de la hipótesis de que la mezcla de contaminantes podría tener efectos sobre el metabolismo y los órganos reproductores, es decir efectos de disrupción endocrina sobre los organismos.

En las carpas capturadas en Flix se observaron alteraciones severas en las gónadas de algunos individuos capturados. En las hembras se observó un retraso de la maduración de los oocitos respecto a peces de otros puntos del mismo río y, en los machos, la espermatogénesis también se había retrasado. En los machos además se observó daño en el tejido gonadal con una alta proliferación de agregados de macrófagos. Tanto en machos como en hembras se detectó un bajo índice gonadosomático, es decir las gónadas presentaban bajo peso en relación con el cuerpo. Este índice, por sí solo, no es necesariamente un indicador de disrupción endocrina, puesto que otras presiones ambientales (p.e. disponibilidad de alimento) pueden interferir en el desarrollo de las gónadas, pero es un claro indicador de patologías (KINNBERG et al., 2000). Este conjunto de resultados, junto a otras evidencias bioquímicas (bajos niveles de testosterona y estradiol en el plasma de peces macho), ha llevado a los autores a suponer que los diferentes contaminantes orgánicos presentes en el embalse (alquilfenoles y organoclorados) son los responsables y que, por tanto, pueden tener efectos sobre el metabolismo reproductor de los peces. Resultados similares en este estudio sólo se observaron en carpas de otro punto del río Ebro influenciado por los efluentes de la estación depuradora de un importante centro urbano e industrial.

Benejam et al., (2010) realizaron un estudio intensivo en el embalse de Flix, en el embalse de Riba-roja y puntos aguas abajo. Los investigadores se centraron en la estructura de los órganos reproductivos e indicadores generales de salud basados en el tamaño del hígado, tamaño y peso del organismo y la presencia de deformidades, lesiones en las aletas y tumores en diferentes partes del cuerpo (índice DELT, SANDERS et al., 1999). Las especies estudiadas fueron la carpa (*C. carpio*), el gardí (*S. erythrophthalmus*), el alburno (*Alburnus alburnus*), el rutilo (*R. rutilus*) y las especies exóticas perca sol (*Lepomis gibbosus*) y siluro (*S. glanis*).

En estos resultados se muestra como en todos los puntos de muestreo las carpas son los peces con mayor presencia de deformidades, tumores u otras lesiones. Esto es especialmente notorio en Flix donde las carpas presentaron más alteraciones que en otras localidades. En las otras especies estudiadas, también se observa un incremento de deformidades, tumores u otras lesiones en aquellos individuos capturados en Flix.

El tamaño del hígado en las especies estudiadas disminuyó aguas abajo de los puntos control. En el caso de las carpas, el valor mínimo se registró en Flix. Los autores vinculan esto a la exposición a la carga de contaminantes del embalse, especialmente PCBs y metales pesados, tal como se ha observado en otros lugares contaminados (HINCK et al., 2007; ROUSSEL et al., 2007). Por otra parte, puesto que el hígado es el órgano principal donde se almacena el glicógeno y grasas, su tamaño nos indica el estado nutricional del pez. También se observó una disminución en el tamaño de las gónadas. En las percas sol y las carpas se observaron valores mínimos en los individuos capturados en Flix. Los autores vinculan estas observaciones a la presencia de los contaminantes y sus posibles efectos directos de disrupción endocrina, pero tampoco descartan que se deba a efectos indirectos debidos a la baja condición física de los peces en las zonas expuestas. Según los autores, los organismos expuestos se verían obligados a reubicar recursos energéticos para hacer frente los daños que los contaminantes producen en el organismo, a expensas de la reproducción, lo que explicaría el menor tamaño gonadal.

A pesar de que las carpas son unos peces cosmopolitas y altamente tolerantes a condiciones extremas de polución (CAROL et al., 2006), en este estudio presentaron una condición física menor

que la de otras especies. Los autores atribuyen esto a su ecología, sus hábitos de alimentación (se alimenta del detritus del sedimento) y su preferencia por el bentos. Esto hace a esta especie mucho más expuesta a los contaminantes presentes en el sedimento y sus efectos.

Como explicamos en el apartado 1.3., las alteraciones de los niveles normales de ciertas moléculas y la actividad de ciertas enzimas son indicadoras de alteraciones del metabolismo celular debido a una exposición a perturbaciones ambientales. En el presente caso, hemos demostrado que estas alteraciones son debidas a la presencia de xenobióticos en el embalse de Flix, y en consecuencia en los tejidos de los organismos. Una exposición continuada en el tiempo puede repercutir en la integridad y funcionalidad de estructuras superiores. Con los ejemplos explicados en este apartado hemos demostrado claras alteraciones en órganos como el hígado o las gónadas así como el incremento de lesiones en otros tejidos. Estas alteraciones pueden afectar a la viabilidad del individuo e incluso a la viabilidad de la población. En el siguiente apartado se exponen algunos ejemplos.

2.2.3 Efectos a nivel individual

Dos estudios diferentes (BOSCH et al., 2009; PEREIRA et al., 2011) demostraron en el crustáceo cladóceros *Daphnia magna*, que los fangos de Flix pueden llegar a causar mortalidad y reducir la reproducción de este organismo.

Bosch et al., (2009) realizó varios test con *D. magna* y el alga *Desmodesmus subspicatus* cultivados en condiciones de laboratorio. Los autores recogieron sedimentos de Flix y diferentes puntos del río Ebro, aguas arriba y aguas abajo del embalse. Su intención era determinar qué fracción del sedimento era más tóxica y qué compuestos. Caracterizaron los compuestos presentes en el sedimento y analizaron mediante bioensayos la toxicidad de todo el sedimento y de las fracciones particulada y solubles del mismo.

En los experimentos con el sedimento íntegro, los autores expusieron durante 10 días diferentes poblaciones de *D. magna* en recipientes con agua y muestras íntegras de los sedimentos de los diferentes puntos muestreados. Los autores usaron como indicadores de toxicidad el crecimiento (longitud de los organismos al final del experimento) y la capacidad reproductiva (medida como número de individuos nacidos al final del experimento). Los organismos expuestos a los sedimentos de Flix mostraron ausencia de reproducción y un crecimiento significativamente menor respecto al observado en los expuestos a los sedimentos de los otros puntos.

Además los investigadores realizaron otros dos tipos diferentes de bioensayo. Por un lado expusieron durante 24 horas diferentes poblaciones de un clon de *D. magna* a partículas del sedimento en suspensión (fracción particulada, tamaño de partícula menor de 20 µm) de los diferentes tipos de sedimento. Por otro lado expusieron durante 24 horas otras poblaciones del mismo clon de *D. magna* a la fracción soluble del sedimento, esta fracción soluble se obtuvo a partir de filtrados de la fracción particulada. En estos bioensayos se estudió, como parámetro indicador de efectos subletales, la capacidad filtradora del organismo. Esta tasa de filtración fue medida como la capacidad de los individuos para alimentarse de un cultivo de algas unicelulares en suspensión, y se midió tanto durante la exposición a las diferentes fracciones de sedimento como después de la exposición. Cuando se midió la tasa de filtración en los organismos expuestos a las diferentes fracciones del sedimento se constató que ésta era significativamente menor en aquellos ensayos llevados a cabo con sedimentos de Flix. A su vez, cuando se midió la capacidad filtradora de los organismos después de ser expuestos a las diferentes fracciones, también se observó una significativa disminución de la misma en aquellos organismos expuestos a los sedimentos de Flix.

Por el contrario, en los ensayos de crecimiento con *D. subspicatus*, expuesto a la fracción soluble de los diferentes sedimentos, no se observó un patrón claro de toxicidad de los sedimentos sobre el alga.

El análisis químico de los sedimentos reveló resultados similares a los mostrados en otros estudios comentados a lo largo de este capítulo. No obstante, mediante bioensayos complementarios (control del pH y uso de quelantes para precipitar agregados orgánicos), los autores consideraron

que la toxicidad observada en la fracción filtrada de los sedimentos de Flix fue debida a la alcalinidad producida por la presencia de compuestos como hidróxido de sodio o hidróxido de potasio, originados por la actividad de la fábrica. En el caso de la toxicidad observada en la fracción particulada, los autores consideran que son metales como el Cd o el Hg adsorbidos a estas partículas los principales responsables. La toxicidad de la materia particulada demuestra los posibles efectos adversos de la resuspensión del sedimento y la posibilidad de efectos en organismos aguas abajo del embalse debido al arrastre de estas partículas.

Pereira et al., (2011) también evaluaron la toxicidad del sedimento de Flix sobre *D. magna*. Para ello mezclaron el sedimento de Flix con suelo no contaminado en diferentes proporciones y se extrajo de cada muestra la fracción soluble. Después, expusieron durante 48 horas varias poblaciones de un mismo clon de *D. magna* a la fracción soluble de estas mezclas y observaron los efectos sobre la supervivencia del cladóceros según la proporción de sedimento contaminado.

Los autores observaron una mayor mortalidad en aquellas poblaciones expuestas a las fracciones solubles de muestras con mayor proporción de sedimento contaminado. En este caso los autores también consideraron que la mortalidad podría ser debida en mayor parte a la presencia de hidróxidos de sodio o potasio en los sedimentos, puesto que el pH de la fracción disuelta era extremadamente alto (10,1-11,7).

Hasta ahora hemos mostrado evidencias de que los sedimentos de Flix pueden causar efectos crónicos en los organismos expuestos a ellos. Como se vio en el apartado anterior Benejam et al., (2010) detectaron este tipo de efectos crónicos en peces de Flix como son la disminución de la fecundidad y una disminución del estado general de salud, manifestada por una mayor infección por parásitos y la presencia de erosiones en los tejidos.

Por otro lado, de estos ensayos con *D. magna* podemos deducir que los sedimentos de Flix, en casos de resuspensión pueden llegar a causar toxicidad aguda (alta toxicidad en un breve periodo de exposición) como mortalidad o disminución de capacidad filtradora en *D. magna*.

2.3 MÁS ALLÁ DE FLIX: EXTENSIÓN DE LA CONTAMINACIÓN A OTROS SISTEMAS

Los ríos mediterráneos sufren periodos de sequías y avenidas (GASITH; RESH, 1999). Estas últimas se producen en los meses de otoño e invierno, después de lluvias torrenciales. En este sentido el río Ebro es un río muy regulado y los embalses amortiguan las oscilaciones propias de este clima (BATALLA et al., 2004) y sirven de barrera para el transporte de material contaminado (LACORTE et al., 2006). Sin embargo, es inevitable que periódicamente sufra aumentos considerables y localizados de caudal (VERICAT; BATALLA, 2005), y puntualmente se producen arrastres de material río abajo. Esto ha sido ya observado por Gómez-Gutierrez et al., (2006) y Navarro-Ortega et al., (2010) en el río Ebro para diferentes contaminantes. En el caso de Flix, un embalse con muy poca profundidad media (3,4 m) y muy bajo tiempo de residencia (0,29 días) en comparación con otros embalses de esta misma cuenca, estos aumentos de caudal pueden suponer la resuspensión de los sedimentos contaminados y el transporte de los mismos aguas abajo, lo que supondría posibles efectos tóxicos en organismos aguas abajo, como comprobó Bosch et al., (2009) en bioensayos con *D. magna*. Cambios de densidad asociados a temperaturas ambientales extremas pueden ser también causa de resuspensión de los sedimentos mediante la formación de corrientes asociadas a estos cambios de densidad (HERRERO et al., 2010). Grimalt et al., (2003) encontraron niveles significativamente elevados de los metales Hg y Cd, así como de los compuestos organoclorados (PCBs, HCB, policloronaftalenos y policloroestirenos), aguas abajo del embalse. Por su parte Olivares et al., (2010) también encontraron presencia de compuestos organoclorados en puntos de muestreo aguas abajo. Estos autores atribuyen su presencia al arrastre de material sedimentario del embalse de Flix.

Uno de los mayores problemas de un foco de contaminación es el grado en el que éste afecta a otros sistemas alejados del mismo. Esto sucede en la mayoría de ocasiones para aquellos contaminantes susceptibles de acumularse en la cadena trófica y Flix no es una excepción.

Diferentes trabajos han demostrado la presencia y los efectos de los contaminantes de Flix en organismos que habitan fuera de este embalse.

Tres trabajos diferentes estudiaron la presencia de contaminantes y sus efectos en aves piscívoras del entorno de Flix (garza imperial, garcilla bueyera y garceta común).

Quirós et al., (2008) estudiaron polluelos de estas aves. Midieron parámetros morfológicos y los niveles de micronúcleos en eritrocitos como respuesta a los posibles efectos de la contaminación del embalse de Flix, la hipótesis era que las aves piscívoras podían contaminarse mediante la ingesta de peces con alto contenido de contaminantes en sus tejidos. La presencia de micronúcleos en los eritrocitos es indicadora de contacto con agentes genotóxicos. Los micronúcleos se producen en la mitosis debido a un anafase anómalo con consiguiente rotura de la cromatina y su incorrecta distribución. El estudio se realizó en 2006 sobre diferentes poblaciones de garza imperial (*Ardea purpurea*), garcilla bueyera (*Bubulcus ibis*) y de garceta común (*Egretta garzetta*) nidificantes en el entorno de diferentes tramos del río Ebro (el embalse de Flix y el delta del Ebro) o sus afluentes (en l'Aiguabarreig, una zona poco impactada, donde confluyen el Cinca y el Segre). La única ave que nidifica en los tres puntos es la garza imperial, mientras que las otras especies se usaron para comparar resultados.

De todos los parámetros estudiados solo los niveles de micronúcleos en eritrocitos parecían estar afectados por la presencia de contaminantes en el entorno. En el caso de la garza imperial, de la cual se recogieron muestras de sangre de los polluelos en las tres áreas de estudio, el número de eritrocitos con micronúcleos detectados fue significativamente mayor en Flix seguido del delta del Ebro, respecto al punto menos impactado aguas arriba (Aiguabarreig). Según los autores, los valores encontrados en las zonas contaminadas fueron similares a los encontrados en la bibliografía para otras especies que habitan en lugares contaminados. Pese a estos resultados los niveles no deben considerarse alarmantes. Los autores sostienen que estos valores en la garza imperial son debidos a la ingesta de peces contaminados con metales pesados o compuestos organoclorados con actividad genotóxica. Los resultados obtenidos en las otras especies corroboraron el impacto de la dieta en los niveles de micronúcleos.

Barata et al., (2010) también realizó un estudio en 2006 sobre diferentes poblaciones de garza imperial nidificantes en el delta del Ebro, en l'Aiguabarreig y en las cercanías del embalse de Flix. Se analizaron huevos, plumas y muestras de sangre de polluelos, así como también se midieron diferentes parámetros biométricos en los polluelos. En las plumas se analizó el contenido de metales pesados y en los huevos se estudió el contenido de compuestos organoclorados. En la sangre se midieron las actividades de diferentes enzimas plasmáticas (lactato deshidrogenasa y beta esterases), la presencia de especies reactivas y se cuantificó la presencia de micronúcleos en eritrocitos.

Respecto a la presencia de metales y organoclorados en los organismos, estos estaban en menor concentración en el punto menos impactado (Aiguabarreig) respecto a los otros aguas abajo, excepto para el HCH, que presentó niveles más altos. En el caso del Hg, la concentración era significativamente mayor en las plumas de individuos de Flix. Estos valores fueron inferiores a los descritos en otras especies que habitan en lugares contaminados y estaban por debajo de valores letales. En el caso del Pb la concentración era mayor en las plumas de garza imperial nidificantes en Flix que en el punto referencia y aguas abajo. Las concentraciones de HCB y PCBs en huevos de garza imperial fueron mayores en las poblaciones próximas a Flix (entre 3 y 4 veces superiores a las otras zonas), los valores de DDT también fueron más elevados en Flix y el delta respecto a la zona menos impactada. Los autores encontraron estos valores similares a los publicados para esta especie u otras emparentadas y que habitan zonas contaminadas. En cambio estos niveles no son lo suficientemente altos para comprometer la viabilidad de los individuos, si bien sí pueden causar efectos subletales, tal como ha sido demostrado con el uso de biomarcadores. Los autores encontraron correlaciones significativas entre los niveles de Hg en las plumas y los niveles de determinados biomarcadores en sangre. En los polluelos de garzas que habitaban Flix y la zona del delta del Ebro, se detectó una disminución de los radicales peroxilo en el plasma (que demuestra la

existencia de estrés oxidativo) y un incremento en los micronucleos de los eritrocitos (que demuestra genotoxicidad).

Cotin et al., (2012) también estudiaron el contenido de metales en huevos y plumas de polluelos de garza imperial en los mismos lugares que los estudios anteriores durante tres años consecutivos (2006-2008).

En las concentraciones de metales pesados, al igual que los estudios anteriores, se encontraron diferencias significativas en cuanto al punto de muestreo. Las concentraciones de Hg y Cr en plumas y huevos eran mayores en las muestras de Flix. Los valores de Hg en plumas estaban por debajo de los descritos en otras zonas con alta polución, si bien las concentraciones encontradas (13,6 $\mu\text{g/g}$) están en los umbrales de toxicidad.

La presencia de contaminantes en tejidos de peces en puntos aguas abajo de Flix y la descripción de efectos en ellos ha sido detallada por algunos autores citados en apartados anteriores.

Carrasco et al., (2011b), encontraron que las concentraciones de Hg total y MeHg en los tejidos de siluros y carpas se iban incrementando aguas abajo del embalse de Flix (Figura 4). Los valores en 2 estaciones de muestreo a 6 y 37 km de Flix fueron más del doble y el triple, respectivamente, de los registrados en el embalse.

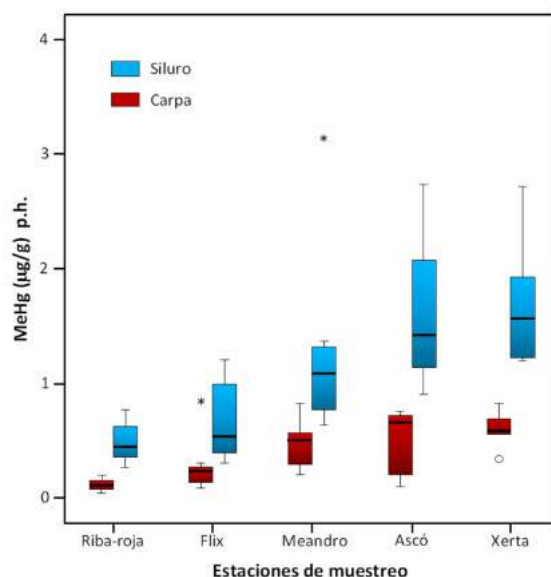


Figura 4: Concentraciones de MeHg en las dos especies de peces investigados en las estaciones de muestreo en la cuenca baja del río Ebro. En la gráfica se puede observar el incremento de las concentraciones de MeHg en el tejido de los peces y el patrón diferenciado de acumulación dependiendo de la especie. Las cajas representan los percentiles 25, 50 (mediana) y 75, y los bigotes los valores mínimo y máximo.

Por su parte, en un estudio similar, Navarro et al., (2009) estudiaron únicamente carpas teniendo en cuenta el contenido de Hg y los niveles de ciertos biomarcadores en los tejidos del pez. Los autores encontraron los mismos resultados que Carrasco et al., (2011) respecto al contenido de Hg. Referente a los biomarcadores se encontró mayor cantidad de copias de mRNA para la síntesis de metalotioninas en el riñón de los peces de las dos estaciones aguas abajo que en los peces de Flix. Los niveles de glutatión reducido también se incrementaron respecto a Flix en estos puntos. Y se encontraron correlaciones significativas entre los valores de estos biomarcadores y el contenido de Hg en los tejidos.

Olivares et al., (2010) también analizaron diferentes biomarcadores en carpas y relacionaron su actividad con la presencia de compuestos organoclorados en estaciones aguas abajo de Flix. La actividad EROD y la expresión de mRNA para el CYP1A fue significativamente alta en estas estaciones respecto la estación control. También encontraron indicios de genotoxicidad y alteraciones en el hígado de los peces. Existe una relación entre estas evidencias y el impacto de los contaminantes orgánicos, posiblemente provenientes de Flix.

Finalmente Benejam et al., (2010) evidenció una disminución en la fecundidad y un incremento de enfermedades y parásitos en diferentes especies de peces en diferentes puntos aguas abajo.

En bivalvos también se ha observado acumulación de contaminantes y sus efectos. Faria et al., (2010a, b) estudió las concentraciones de diferentes contaminantes y sus efectos en poblaciones de bivalvos aguas abajo. Encontró concentraciones de organoclorados (HCB, HCH, DDT, PCBs) en los tejidos de mejillón cebrá similares a las presentes en organismos recolectados en Flix. Para el Hg, las concentraciones fueron menores que en los organismos de Flix, pero mayores que en organismos de lugares de referencia. En cambio para metales como el Cu, el Zn o el Ni las concentraciones fueron similares a los organismos de Flix. Los autores encontraron para algunos biomarcadores valores iguales o mayores que los encontrados en organismos expuestos a los sedimentos de Flix. Por ejemplo para *P. littoralis* y *D. polymorpha* las respuestas para algunos biomarcadores sugerían un impacto mayor en poblaciones muestreadas 6 km aguas abajo, estas especies mostraron mayor evidencia de daños en el DNA en esta localidad.

Carrasco et al., (2008) estudió las concentraciones de Hg total y MeHg en mejillones cebrá recolectados en un punto pocos kilómetros aguas debajo de la presa. Los valores encontrados fueron menores que los de los mejillones capturados en la zona FQ del embalse pero similares a los de los mejillones capturados en la zona FR y mayores que los de la zona referencia.

Alcaraz et al., (2011) confirma los resultados de los anteriores estudios. Los autores encontraron niveles de Hg, Ti, Mn y Cu, en mejillones cebrá recolectados 30 km aguas abajo, mayores que los de las zonas control y mayores que los citados en la bibliografía para esta especie. También se observó un gradiente de concentración a lo largo del río, incrementándose significativamente la concentración de metales en los tejidos de los mejillones a partir de Flix.

Cid et al., (2010) estudió el contenido de metales en los tejidos de dos insectos acuáticos de hábitos filtradores (*Ephoron virgo* e *Hydropsyche* spp.). Los autores demostraron que las concentraciones de Hg en estos insectos eran mayores en un orden de magnitud que aguas arriba del embalse. Los metales Cd, Cr y Zn también presentaron concentraciones significativamente elevadas en insectos aguas abajo del embalse. La acumulación de metales, por otro lado variaba según el estado de desarrollo de los organismos y la especie estudiada, siendo *E. virgo* la especie con mayor capacidad de bioacumulación. Puesto que estos organismos son filtradores la asimilación de metales es debida a la ingesta de materia particulada con metales adsorbidos.

Los trabajos de Carrasco et al., (2008 y 2011b), Navarro et al., (2009), Barata et al., (2010); Faria et al., (2010 a,b), mostraron que la forma más biodisponible del Hg (MeHg) así como el Hg inorgánico se acumulaba aguas abajo del embalse de Flix en diferentes especies. Carrasco et al., (2011b) encontraron que las carpas muestreadas a unos 40 Km del embalse de Flix en la localidad de Xerta tenían más Hg que aquellas muestreadas en Flix. Estos resultados indican que posiblemente el mercurio inorgánico vertido por la planta de química en Flix se metila aguas abajo y su biodisponibilidad aumenta. Esta metilación y biodisponibilidad puede variar según el lugar de muestreo puesto que depende de factores tales como el potencial redox, el pH o la actividad bacteriana. También existe la hipótesis de que el Hg que se encuentra en el lecho del embalse de Flix puede ser transportado pasivamente aguas abajo, por ejemplo en el biofilm al desprenderse éste de los sedimentos contaminados (SOTO et al., 2011), en el mismo material sedimentario en suspensión (BOSCH et al., 2009) o mediante transporte de invertebrados en casos de avenidas, para finalmente acumularse aguas abajo.

En las Figuras 5 y 6 se esquematizan los efectos encontrados en los anteriores trabajos en cuanto a efectos en enzimas de biotransformación directamente relacionados con la presencia de compuestos semejantes a dioxinas así como de daño oxidativo (Figura 5) e inducción de la metalotioneína causada por mercurio (Figura 6). En la Figura 5 se aprecia claramente que la actividad EROD o expresión génica de CYP1A1 en carpas y siluros presenta un máximo en Ascó, así como los marcadores de daño oxidativo en mejillones cebrá y peces, tales como pérdida de integridad del ADN y presencia de micronúcleos en sangre. En la Figura 6 se observa con claridad

que los niveles máximos de Hg encontrado en carpa así como la expresión del gen de metalotionina presentan un máximo en Xerta.

3 DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES GENERALES

- La factoría química de Flix, a causa de sus vertidos, ha acumulado residuos en el embalse durante más de 100 años.

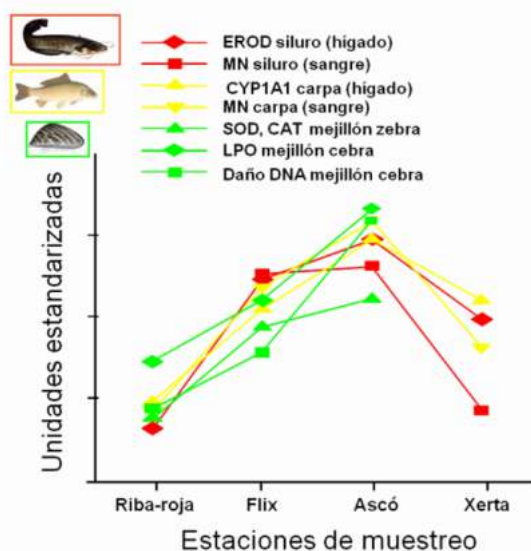


Figura 5: Comparación de la actividad de diferentes biomarcadores en siluros, carpas y mejillón cebra en cuatro puntos diferentes del río Ebro, incluyendo el embalse de Flix. Se puede comprobar cómo la actividad de los diferentes biomarcadores es mayor en Ascó, punto situado 6 km abajo del embalse. EROD, actividad etoxi resorufin O de-etilasa; MN, frecuencia de eritrocitos con micronúcleos en sangre; CYP1A1, actividad citocromo P4501A; SOD, actividad superóxido dismutasa; CAT, actividad catalasa; LPO, niveles de peroxidación de lípidos; daño DNA, nivel de cadenas de DNA dañadas.

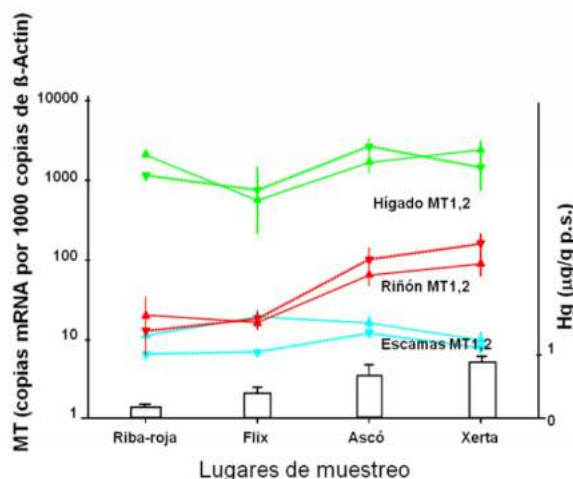


Figura 6: Relación entre expresión de mRNA para metalotioninas (MT1 con trazo continuo y MT2 con trazo discontinuo) en riñón (rojo), hígado (verde) y escamas (azul) de carpas capturadas en diferentes puntos del río Ebro y la concentración de Hg en sus tejidos. Se puede observar bioacumulación del Hg aguas abajo del embalse de Flix y una mayor expresión de mRNA para las metalotioninas.

- El embalse de Flix presenta una alta concentración de contaminantes en forma de metales pesados, compuestos orgánicos organoclorados y radionúclidos. Las concentraciones para algunos compuestos superan las registradas en otros lugares con importante contaminación, como es el caso del Hg.

- Diferentes estudios han demostrado la transferencia de estos contaminantes a los organismos que habitan dicho embalse y su acumulación, especialmente el Hg.
- Diferentes estudios han demostrado que estos contaminantes han producido alteraciones, a diferentes niveles, en los organismos que habitan el embalse.
- Algunos trabajos han demostrado la posibilidad de efectos letales debidos a la exposición a fracciones de los sedimentos de Flix, aunque las evidencias recopiladas en campo demuestran predominancia de efectos crónicos.
- La contaminación del embalse de Flix puede extenderse aguas abajo. Evidencias del transporte y presencia de los contaminantes en tramos inferiores del río Ebro han sido documentadas en muestras de sedimento y tejidos de organismos.
- El riesgo para organismos acuáticos aguas abajo del embalse y para organismos de ecosistemas próximos al embalse han sido demostrados en diferentes estudios.
- La caracterización química del sedimento y los tejidos de los organismos, junto con el uso de biomarcadores, han permitido determinar el riesgo sobre los organismos de la carga contaminante.

Los resultados obtenidos sobre el transporte, acumulación y efectos de los contaminantes presentes en Flix en el tramo final del río Ebro muestran claramente como éstos son biodisponibles tanto en el mismo embalse como aguas abajo. De todos los contaminantes analizados, el Hg y su forma metilada (MeHg) son posiblemente los más preocupantes por los niveles alcanzados en organismos, sedimentos y su capacidad de transferencia en la cadena trófica. Sólo los niveles de mercurio encontrados en las especies de peces de Flix y aguas abajo del embalse sobrepasó los niveles permitidos para su consumo humano, lo cual constata que el mercurio es el contaminante que tiene mayor riesgo.

Curiosamente el mercurio es el único contaminante cuyo vertido es constante y está permitido por la Confederación Hidrográfica del Ebro siempre que su valor en agua no supere los valores permitidos por la Directiva Marco del Agua, pero que alcanza en determinadas zonas del embalse de Flix valores cercanos a 1 µg/g.

Respecto a la modelización del transporte y acumulación de contaminantes a través de la red trófica acuática en Flix, cabe destacar que los autores citados observaron diferentes patrones de acumulación de los contaminantes según el tejido y el organismo estudiado (como en el caso del Hg y el MeHg según Carrasco et al., 2011a y 2011b). Por tanto, éstos recomiendan estudiar la acumulación de los contaminantes en diferentes tejidos y organismos y efectuar un análisis de especiación de los metales pesados para evitar interpretaciones erróneas. Aun así, los resultados obtenidos no concuerdan con los esperados, si bien hay un claro patrón de biomagnificación de PCBs, DDTs y mercurio desde los productores primarios, consumidores, depredadores, en cambio su relación con el nivel trófico no es obvia y no responde a lo observado en la bibliografía. Hay varios motivos que justifican este comportamiento. El primero de ellos responde al hecho de que el embalse de Flix no es un lago cerrado sino una represa con un tiempo de residencia muy corto, lo que hace que los contaminantes sean transportados rápidamente aguas abajo. Por otra parte la contaminación en el embalse de Flix es heterogénea lo que hace que exista una gran variabilidad entre la concentración de contaminantes en productores primarios según su localización en el embalse, y por tanto entre consumidores y depredadores. Como se expuso anteriormente, el perifiton y organismos sésiles como el mejillón cebrá presentan concentraciones de metales diferentes según su ubicación en el embalse y, por consiguiente, su grado de exposición a los fangos contaminados. Existe así mismo una gestión incontrolada de determinadas especies de peces objeto de pesca como los siluros que son transportados aguas arriba o aguas abajo según su necesidad para ser pescados. Esto hace que determinados peces capturados aguas arriba en zonas supuestamente exentas de contaminación posean una elevada carga de contaminantes y viceversa. En el caso del Hg los procesos de metilación que se producen por mediación de microorganismos en condiciones anaeróbicas facilitan la biodisponibilidad y bioacumulación de este metal.

Esto refuerza el uso de aproximaciones interdisciplinarias en la evaluación de riesgo ecotoxicológico en los ecosistemas y organismos, puesto que a los propios aspectos fisiológicos se añaden aspectos ambientales a tener en cuenta.

El análisis de los biomarcadores en diferentes organismos ha revelado la existencia de exposición de los organismos a los xenobióticos presentes en el medio, aunque también se ha visto que esta respuesta no es homogénea, mostrándose diferentes patrones de sensibilidad según la especie. Por otra parte, la mayoría de los efectos moleculares-bioquímicos observados en mejillones, cangrejos y peces fueron mayores aguas abajo del embalse de Flix. Ello no significa necesariamente que existan efectos a nivel individual y poblacional, aunque si la exposición es constante y de cierta magnitud los organismos pueden ver comprometida su salud y viabilidad. Los resultados de Benejan et al. (2011) indican un menor índice de condición física, menor fecundidad y mayor incidencia de parasitismo en los peces muestreados en Flix que en aquellas aguas arriba o aguas abajo del embalse. Esta aparente diferencia entre efectos sub-individuales y las respuestas individuales es común en la mayor parte de estudios y se fundamenta en el hecho de que los biomarcadores nos indican principalmente exposición al contaminante pero no efectos en el mismo. Por ello en cualquier estudio de monitorización ambiental es necesario estudiar efectos a nivel molecular, fisiológico e individual o poblacional.

AGRADECIMIENTO

Durante la elaboración de este capítulo, Julio César López Doval disfrutó de una beca post doctoral FAPESP (proceso 2012/1640-6)

REFERENCIAS

ACUAMED. **Informe de viabilidad de la actuación 4.d. Limitación de la contaminación química del embalse de Flix 1º fase (Tarragona)**. Aguas de las Cuenas Mediterráneas, S.A. Madrid. 2007.

ADAMS, S. M. J. P.; GIESY, L. A.; TREMBLAY C. T. E. The use of biomarkers in ecological risk assessment: recommendations from the Christchurch conference on Biomarkers in Ecotoxicology. **Biomarkers**, v. 6, p. 1–6. 2001

ALCARAZ, C.; CAIOLA, N.; IBÁÑEZ, C. Bioaccumulation of pollutants in the zebra mussel from hazardous industrial waste and evaluation of spatial distribution using GAMs. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 898–904. 2011.

ALCORLO, P.; OTERO, M.; CREHUET, M.; BALTANÁS, A.; MONTES, C. The use of the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*, Girard) as indicator of the bioavailability of heavy metals in environmental monitoring in the River Guadiana (SW, Spain). **Science of the Total Environment**, p.380–390. 2006.

BARATA, C.; SOLAYAN, A.; PORTE, C. Role of B - esterases in assessing toxicity of organophosphorous (chlorpyrifos, malathion) and carbamate (carbofuran) pesticides to *Daphnia magna*. **Aquatic Toxicology**, v. 66, p. 125–139. 2004.

BARATA, C.; FABREGAT, M.C.; COTÍN, J.; HUERTAS, D.; SOLÉ, M.; QUIRÓS, L.; SANPERA, C.; JOVER, L.; RUIZ, X.; GRIMALT, J.O.; PIÑA, B. Blood biomarkers and contaminant levels in feathers and eggs to assess environmental hazards in heron nestlings from impacted sites in Ebro basin (NE Spain). **Environmental Pollution**, v. 158, p. 704–710. 2010.

BATALLA, R. J.; GÓMEZ, C.M.; KONDOLF, G.M. Reservoir-induced hydrological changes in the Ebro River basin (NE Spain). **Journal of Hydrology**, v. 290, p. 117–136. 2004.

BENEJAM, L.; BENITO, J.; GARCÍA-BERTHOU, E. Decreases in condition and fecundity of freshwater fishes in a highly polluted reservoir. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 210, p. 231–242. 2010.

BINELLI, A.; PROVINI, A. DDT is still a problem in developed countries: the heavy pollution of Lake Maggiore. **Chemosphere**, v. 52, p. 717–723. 2003.

- BINELLI, A.; RICCIARDI, F.; RIVA, C.; PROVINI, A. New evidences for old biomarkers: effects of several xenobiotics on EROD and AChE activities in zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). **Chemosphere**, v. 62, p. 510–519. 2006.
- BLOOM, N. S. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 49, p. 1010–1017. 1992.
- BOCHETTI, R.; FATTORINI, D.; PISANELLI, B.; MACCHIA, S.; OLIVEIRO, L.; PILATO, F.; PELLEGRINI, D.; REGOLI, F. Contaminant accumulation and biomarker responses in caged mussels, *Mytilus galloprovincialis*, to evaluate bioavailability and toxicological effects of remobilized chemicals during dredging and disposal operations in harbour areas. **Aquatic Toxicology**, v. 89, p. 257–266. 2008.
- BOLETIN OFICIAL DEL ESTADO. Resolución de 25 de octubre de 2006, de la Secretaría General para la Prevención de la Contaminación y el Cambio Climático, por la que se formula declaración de impacto ambiental sobre la evaluación del proyecto «Eliminación de la contaminación química del embalse de Flix (Tarragona)». **BOE**, Madrid, n.275, p. 40516-40523. 17 de noviembre, 2006.
- BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V. H.; STATZNER, B. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology**, v. 51, p. 495–523. 2006.
- BOSCH, C.; OLIVARES, A.; FARIA, M.; NAVAS, J. M.; DEL OLMO, I.; GRIMALT, J. O.; PIÑA, B.; BARATA, C. Identification of water soluble and particle bound compounds causing sublethal toxic effects. A field study on sediments affected by a chlor-alkali industry. **Aquatic Toxicology**, v. 94, p. 16–27. 2009.
- BRACK, W. Effect-directed analysis: a promising tool for the identification of organic toxicants in complex mixtures? **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 377, p. 397–407. 2003.
- BRACK, W.; APITZ, S. E.; BORCHARDT, D.; BRILS, J.; CARDOSO, A. C.; FOEKEMA, E. M.; VAN GILS, J.; JANSEN, S.; HARRIS, B.; HEIN, M.; HEISE, S.; HELLSTEN, S.; DE MAAG, G. J.; MULLER, D.; PANOV, V. E.; POSTHUMA, L.; QUEVAUVILLER, P.; VERDONSCHOT, P. F. M.; VON DER OHE, P. C. Toward a holistic and risk-based management of European river basins. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 5, p. 5–10. 2009.
- BURGER, J. Bioindicators: a review of their use in the environmental literature 1970–2005. **Environmental Bioindicators**, v. 1, p. 136–144. 2006.
- BURGER, J.; GOCHFELD, M. On developing bioindicators for human and ecological health. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 66, p. 23–46. 2001.
- CAMUSSO, M.; BALESTRINI, R.; MURIANO, F.; MARIANI, M. Use of fresh-water mussel *Dreissena polymorpha* to assess trace-metal pollution in the lower River Po (Italy). **Chemosphere**, v. 29, p. 729–745. 1994.
- CAROL, J.; BENEJAM, L.; ALCARAZ, C.; VILA-GISPERS, A.; ZAMORA, L.; NAVARRO, E.; ARMENGOL, J.; GARCIA-BERTHOUE, E. The effects of limnological features on fish assemblages of 14 Spanish reservoirs. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 15, p. 66–77. 2006.
- CARRASCO, L.; BENEJAM, L.; BENITO, J.; BAYONA, J. M.; DÍEZ, S. Methylmercury levels and bioaccumulation in the aquatic food web of a highly mercury-contaminated reservoir. **Environment International**, v. 37, p. 1213–1218. 2011a.
- CARRASCO, L.; BARATA, C.; GARCÍA-BERTHOUE, E.; TOBIAS, A.; BAYONA, J. M.; DÍEZ, S. Patterns of mercury and methylmercury bioaccumulation in fish species downstream of a long-term mercury-contaminated site in the lower Ebro River (NE Spain). **Chemosphere**, v. 84, p. 1642–1649. 2011b.
- CARRASCO, L.; DÍEZ, S.; SOTO, D. X.; CATALÁN, J.; BAYONA, J. M. Assessment of mercury and methylmercury pollution with zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in the Ebro River (NE Spain) impacted by industrial hazardous dumps. **Science of the Total Environment**, v. 407, p. 178–184. 2008.
- CARVALHO, F. P. ^{210}Po and ^{210}Pb intake by the Portuguese population: the contribution of seafood in the dietary intake of ^{210}Po and ^{210}Pb . **Health Physics**, v. 69, p. 469–480. 1995.

- CID, N.; IBÁÑEZ, C.; PALANQUES, A.; PRAT, N. Patterns of metal bioaccumulation in two filter-feeding macroinvertebrates: Exposure distribution, inter-species differences and variability across developmental stages. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 2795–2806. 2010.
- CLARKSON, T. W.; MAGOS, L.; MYERS, G. J. Human exposure to mercury: the three modern dilemmas. **Journal of Trace Element in Experimental Medicine**, v. 16, p. 321–343. 2003.
- CLECKNER, L. B.; GILMOOUR, C. C.; HURLEY, J. P.; KRANBBEHOFT, D. P. Mercury methylation in periphyton of the Florida Everglades. **Limnology and Oceanography**, v. 44, p. 1815–1825. 1999.
- COTÍN, J.; GARCÍA-TARRASÓN, M.; JOVER, L.; SANPERA, C. Are the toxic sediments deposited at Flix reservoir affecting the Ebro river biota? Purple heron eggs and nestlings as indicators. **Ecotoxicology**, v. 21, p. 1391–1402. 2012.
- DEVESA, V.; SÚNER, M. A.; LAI, V. W. M.; GRANCHINHO, S. C. R.; MARTÍNEZ, J. M.; VÉLEZ, D.; CULLEN, W. R.; MONTORO, R. Determination of arsenic species in a freshwater crustacean *Procambarus clarkii*. **Applied Organometallic Chemistry**, v. 16, p. 123–132. 2002.
- EDWARDS, P. R.; HRYCAY, E. G.; BANDIERA, S. M. Differential inhibition of hepatic microsomal alkoxyresorufin O-dealkylation activities by tetrachlorobiphenyls. **Chemico-Biological Interactions**, v. 169, p. 42–52. 2007.
- ELJARRAT, E.; MARTÍNEZ, M. A.; SANZ, P.; CONCEJERO, M. A.; PIÑA, B.; QUIRÓS, L.; RALDÚA, D.; BARCELÓ, D. Distribution and biological impact of dioxin-like compounds in risk zones along the Ebro River basin (Spain). **Chemosphere**, v. 71, p. 1156–1161. 2008.
- ESCARTIN, E.; PORTE, C. The use of cholinesterase and carboxylesterase activities from *Mytilus galloprovincialis* in pollution monitoring. **Toxicology and Chemistry**, v. 16, p. 2090–2095. 1997.
- FARIA, M.; HUERTAS, D.; SOTO, D. X.; GRIMALT, J. O.; CATALAN, J.; RIVA, M. C.; BARATA, C. Contaminant accumulation and multi-biomarker responses in field collected zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) and crayfish (*Procambarus clarkii*), to evaluate toxicological effects of industrial hazardous dumps in the Ebro river (NE Spain). **Chemosphere**, v. 78, p. 232–240. 2010a.
- FARIA, M.; LÓPEZ, M. A.; DÍEZ, S.; BARATA, C. Are native naiads more tolerant to pollution than exotic freshwater bivalve species? An hypothesis tested using physiological responses of three species transplanted to mercury contaminated sites in the Ebro River (NE, Spain). **Chemosphere**, v. 81, p. 1218–1226. 2010b.
- FERNANDES, D.; POTRYKUS, J.; MORSIANI, C.; RALDÚA, D.; LAVADO, R.; PORTE, C. The combined use of chemical and biochemical markers to assess water quality in two low-stream rivers (NE Spain). **Environmental Research**, v. 90, p. 169–178. 2002.
- FERNANDEZ, M. A.; ALONSO, C.; GONZÁLEZ, M. J.; HERNANDEZ, L. M. Occurrence of organochlorine insecticides, PCBs and PCB congeners in waters and sediments of the Ebro river (Spain). **Chemosphere**, v. 38, p. 33–43. 1999.
- FRASCO, M. F.; FOURNIER, D.; CARVALHO, F.; GUILHERMINO, L. Do metals inhibit acetylcholinesterase (AChE)? Implementation of assay conditions for the use of AChE activity as a biomarker of metal toxicity. **Biomarkers**, v. 10, p. 360–375. 2005.
- GASITH, A.; RESH, V. H. Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 30, p. 51–81. 1999.
- GITAH, S.M.; HARPER, D. M.; MUCHIRI, S. M.; TOLE, M. P.; NGANGA, R. N. Organochlorine and organophosphorus pesticide concentrations in water, sediment, and selected organisms in Lake Naivasha (Kenya). **Hydrobiologia**, v. 488, p. 123–128. 2002.
- GÓMEZ-GUTIERREZ, A. I.; JOVER, E.; BODINEAU, L.; ALBAIGÉS, J.; BAYONA, J. M. Organic contaminant loads into the Western Mediterranean Sea: Estimate of Ebro River inputs. **Chemosphere**, v. 65, p. 224–236. 2006.
- GRANDJEAN, P.; WHITE, R. F.; NIELSEN, A.; CLEARLY, D.; SANTOS, E. C. D. Methylmercury neurotoxicity in Amazonian children downstream from gold mining. **Environmental Health Perspectives**, v. 107, p. 587–591. 1999.

- GRIMALT, J. O.; SÁNCHEZ-CABEZA, J. A.; PALANQUES, A.; CATALÁN, J. **Estudi de la dinàmica dels compostos organoclorats persistents i altres contaminants en els sistemes aquàtics continentals**. Barcelona: ACA/CIRIT, 2003. ACA/CIRIT Final Report.
- HANARI, N.; KANNAN, K.; HORII, Y.; TANIYASU, S.; YAMASHITA, N.; JUDE, D. J.; BERG, M. B. Polychlorinated naphthalenes and polychlorinated biphenyls in benthic organisms of a Great Lakes food chain. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 47, p. 84–93. 2004.
- HEINK, U.; KOWARIK, I. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 584–593. 2010.
- HERRERO, A.; MEDINA, V.; BATEMAN, A. Sediment resuspension associated to density currents. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WATER RESOURCES – CMWR, 2010, Barcelona. **Application to Flix reservoir**. Barcelona: CMWR, 2010.
- HIGUERAS, P.; OYARZUN, R.; LILLO, J.; SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, J. C.; MOLINA, J. A.; ESBRÍ, J. M.; LORENZO, S. The Almadén district (Spain): anatomy of one of the world's largest Hg-contaminated sites. **Science of the Total Environment**, v. 356, p. 112–124. 2006.
- HINCK, J. E.; BLAZER, V. S.; DENSLOW, N. D.; ECHOLS, K. R.; GROSS, T. S.; MAY, T. W.; ANDERSON, P. J.; COYLE, J. J.; TILLITT, D. E. Chemical contaminants, health indicators, and reproductive biomarker responses in fish from the Colorado River and its tributaries. **Science of the Total Environment**, v. 378, p. 376–402. 2007.
- HYNES, H. B. N. **The biology of polluted waters**. Liverpool: University Press. Liverpool, 1960. 202 p.
- KINBERG, K.; KORSGAARD, B.; BJERREGAARD, P.; JESPERSEN, A. Effects of nonylphenol and 17 β -estradiol on vitellogenin synthesis and testis morphology in male platyfish *Xiphophorus maculatus*. **Journal of Experimental Biology**, v. 203, p. 171– 181. 2000.
- LACORTE, S.; RALDÚA, D.; MARTÍNEZ, E.; NAVARRO, A.; DIEZ, S.; BAYONA, J. M.; BARCELÓ, D. Pilot survey of a broad range of priority pollutants in sediment and fish from the Ebro river basin (NE Spain). **Environmental Pollution**, v. 140, p. 471–482. 2006.
- LAVADO, R.; THIBAUT, R.; RALDÚA, D.; MARTÍN, R.; PORTE, C. First evidence of endocrine disruption in feral carp from the Ebro River. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 196, p. 247–257. 2004.
- LAVADO, R.; UREÑA, R.; MARTIN-SKILTON, R.; TORREBLANCA, A.; DEL RAMO, J.; RALDÚA, D.; PORTE, C. The combined use of chemical and biochemical markers to assess water quality along the Ebro River. **Environmental Pollution**, v. 139, p. 330–339. 2006.
- MAURO, J. B. N.; GUIMARAES, J. R. D.; HINTELMANN, H.; WATRAS, C. J.; HAACK, E. A.; COELHO-SOUZA, S. A. Mercury methylation in macrophytes, periphyton, and water — comparative studies with stable and radio-mercury additions. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 374, p. 983–989. 2002.
- MONTAÑÉS, J. F. C.; RISEBOROUGH, R. W.; LAPPE, B. W.; MARIÑO, M. G.; ALBAIGÉS, J. Estimated inputs of organochlorines from the River Ebro into the Northwestern Mediterranean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 21, p. 518–523. 1990.
- NAVARRO, A.; QUIRÓS, L.; CASADO, M.; FARIA, M.; CARRASCO, L.; BENEJAM, L.; BENITO, J.; DÍEZ, S.; RALDÚA, D.; BARATA, C.; BAYONA, J. M.; PIÑA, B. Physiological responses to mercury in feral carp populations inhabiting the low Ebro River (NE Spain), a historically contaminated site. **Aquatic Toxicology**, v. 93, p. 150–157. 2009.
- NAVARRO, A.; FARIA, M.; BARATA, C.; PIÑA, B. Transcriptional response of stress genes to metal exposure in zebra mussel larvae and adults. **Environmental Pollution**, v. 59, p. 100–107. 2011.
- NAVARRO, A.; BACARDIT, M.; CAPUTO, L.; PALAU, t.; ARMENGOL, J. Limnological characterization and flow patterns of a three-coupled reservoir system and their influence on *Dreissena polymorpha* populations and settlement during the stratification period. **Lake and Reservoir Management**, v. 22, p. 293–302. 2006a.
- NAVARRO, A.; TAULER, R.; LACORTE, S.; BARCELÓ, D. Chemometrical investigation of the presence and distribution of organochlorine and polyaromatic compounds in sediments of the Ebro River Basin. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 385, p. 1020–1030. 2006b.

- NAVARRO-ORTEGA A.; TAULER, R.; LACORTE, S.; BARCELÓ, D. Occurrence and transport of PAHs, pesticides and alkylphenols in sediment samples along the Ebro River Basin. **Journal of Hydrology**, v. 383, p. 5–17. 2010.
- NECULITA, C. M.; ZAGURY, G. J.; DESCHENES, L. Mercury speciation in highly contaminated soils from chlor-alkali plants using chemical extractions. **Journal of Environmental Quality**, v. 34, p. 255–262. 2005.
- OLIVARES, A.; QUIRÓS, L.; PELAYO, S.; NAVARRO, A.; BOSCH, C.; GRIMALT, J. O.; FABREGAT, M. D. C.; FARIA, M.; BENEJAM, L.; BENITO, J.; SOLÉ, M.; BARATA, C.; PIÑA, B. Integrated biological and chemical analysis of organochlorine compound pollution and of its biological effects in a riverine system downstream the discharge point. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 5592–5599. 2010.
- PEREIRA A. F.; RODRIGUES, J. M. L.; BARATA, C.; RIVA, C.; NUGEGODA, D.; Soares, A. M. V. M. The use of *Daphnia magna* immobilization tests and soil microcosms to evaluate the toxicity of dredged sediments. **Journal of Soils and Sediments**, v. 11, p. 373–381. 2011.
- QUIRÓS L.; PIÑA, B.; SOLÉ, M.; BLASCO, J.; LÓPEZ, M. A.; RIVA, M. C.; BARCELÓ, D.; RALDÚA, D. Environmental monitoring by gene expression biomarkers in *Barbus graellsii*: Laboratory and field studies. **Chemosphere**, v. 67, p. 1144–1154. 2007.
- QUIRÓS, L.; RUIZ, X.; SANPERA, C.; JOVER, L.; PIÑA, B. Analysis of micronucleated erythrocytes in heron nestlings from reference and impacted sites in the Ebro basin (N.E. Spain). **Environmental Pollution**, v. 155, p. 81–87. 2008.
- RAINBOW, P. S. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? **Environmental Pollution**, v. 120, p. 497–507. 2002.
- REGOLI, F.; PRINCIPATO, G. Glutathione, glutathione-dependent and antioxidant enzymes in mussel, *Mytilus galloprovincialis* exposed to metals under field and laboratory conditions: Implications for the use of biochemical biomarkers. **Aquatic Toxicology**, v. 31, p. 143–164. 1995.
- RESH, V. H. Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 138, p. 131–138. 2008.
- RICHERT, J. C.; SNEDDON, J. Determination of heavy metals in crawfish (*Procambrus clarkii*) by inductively coupled plasma–optical emission spectrometry: A Study over the season in Southwest Louisiana. **Analytical Letters**, v. 41, p. 3198–3209. 2008.
- RICHMAN, L.; SOMERS, K. Can we use zebra and quagga mussels for biomonitoring contaminants in the Niagara River? **Water, Air and Soil Pollution**, v. 167, p. 155–178. 2005.
- RIVA, C.; BINELLI, A.; PROVINI, A. Evaluation of several priority pollutants in zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) in the largest Italian subalpine lakes. **Environmental Pollution**, v. 151, p. 652–662. 2008.
- ROUSSEL, H.; JOACHIM, S.; LAMOTHE, S.; PALLUEL, O.; GAUTHIER, L.; BONZOM, J. M. A long-term copper exposure on freshwater ecosystem using lotic mesocosms: Individual and population responses of three-spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*). **Aquatic Toxicology**, v. 82, p. 272–280. 2007.
- SÁNCHEZ-LÓPEZ F. J.; GIL-GARCÍA, M. M.; MARTÍNEZ-VIDAL, J. L.; AGUILERA, P. A.; GARRIDO FRENICH, A. Assessment of metal contamination in Doñana National Park (Spain) using crayfish (*Procambrus clarkii*). **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 93, p. 17–29. 2004.
- SANDERS, R. E.; MILTNER, R. J.; YODER, C. O.; RANKIN, E. T. The use of external deformities, erosion, lesions, and tumors (DELT anomalies) in fish assemblages for characterizing aquatic resources: a case study of seven Ohio streams. In: SIMON, T. P. (Ed.). **Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities**. Florida: CRC, 1999. p. 225–246.
- SATO, M.; KONDOH, M. Recent studies on metallothionein: protection against toxicity of heavy metals and oxygen free radicals. **Tohoku Journal of Experimental Medicine**, v. 196, p. 9–22. 2002.
- SECOR, C. L.; MILLS, E. L.; HARSHBARGER, J.; KUNTZ, H. T.; GTENMANN, W. H.; LISK, D. J. Bioaccumulation of toxicants, element and nutrient composition, and soft tissue histology of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) from New York State waters. **Chemosphere**, v. 26, p. 1559–1579. 1993.

- SICILIANO, S. D.; O'DRISCOLL, N. J.; LEAN, R. D. Microbial reduction and oxidation of mercury in freshwater lakes. **Environmental Science and Technology**, v. 36, p. 3064–3068. 2002.
- SOTO, D. X.; ROIG, R.; GACIA, E.; CATALAN, J. Differential accumulation of mercury and other trace metals in the food web components of a reservoir impacted by a chlor-alkali plant (Flix, Ebro River, Spain): implications for biomonitoring. **Environmental Pollution**, v. 159, p. 1481–1489. 2011.
- SUÁREZ-SERANO, A.; ALACARAZ, C.; IBÁÑEZ, C.; TROBAJO, R.; BARATA, C. *Procambarus clarkii* as a bioindicator of heavy metal pollution sources in the lower Ebro River and Delta. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, p. 280–286. 2010.
- SWINDLEHURST, R. J.; JONHSTON, P. A.; TRIINDLE, S.; STRINGER, R. L.; STEPHENSON, A. D.; STONE, I. M. Regulation of toxic chemicals in the Mediterranean: the need for an adequate strategy. **The Science of the Total Environment**, v. 171, p. 243–264. 1995.
- VAN DER OOST, R.; PORTE-VISA, C.; VAN DEN BRINK, N. W. Biomarkers in environmental assessment. In: MUNAWAR, M.; DEN BESTEN, P. J. (Eds.). **Ecotoxicological testing of marine and freshwater ecosystems**. London: Taylor & Francis, 2005. p. 87-152.
- VAN DER OOST, R.; BEYER, J.; VERMEULEN, N. P. E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 13, p. 57–149. 2003.
- VAN GESTEL, C. A. M.; VAN BRUMMELEN, T. C. Incorporation of the biomarker concept in ecotoxicology calls for a redefinition of terms. **Ecotoxicology**, v. 5, p. 217-225. 1996.
- VAN LEEUWEN, C. J.; VERMEIRE, T. G. (Eds.). **Risk assessment of chemicals: an introduction**. 2nd ed. Dordrecht: Springer, 2007. 683 p.
- VERICAT, D.; BATALLA, R. J. Sediment transport in a highly regulated fluvial system during two consecutive floods (lower Ebro River, NE Iberian Peninsula). **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 30, p. 385–402. 2005.
- VIOQUE-FERNÁNDEZ, A.; ALMEIDA, E. A.; BALLESTEROS, J.; GARCÍA-BARRERA, T.; GÓMEZ-ARIZA, J. L.; LÓPEZ-BAREA, J. Doñana National Park survey using crayfish (*Procambarus clarkii*) as bioindicator: esterase inhibition and pollutant levels. **Toxicological Letters**, v. 168, p. 260–268. 2007.
- VON DER OHE, P. C.; DE DECKERE, E.; PRÜß, A.; MUÑOZ, I.; WOLFRAM, G.; VILLAGRASA, M.; GINEBRED, A.; HEIN, M.; BRACK, W. Toward an integrated assessment of the ecological and chemical status of European river basins. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 5, p. 50–61. 2009.
- VOS, J. G.; DYBING, E.; GREIM, H. A.; LADEFOGED, O.; LAMBRE, C. C.; TARAZONA, J. V.; BRANDT, I.; VETHAAK, A. D. Health effects of endocrine-disrupting chemicals on wildlife, with special reference to the European situation. **Critical Reviews in Toxicology**, v. 30, p. 71–133. 2000.
- WHYTE, J. J.; JUNG, R. E.; SCHMITT, C. J.; TILLITT, D. E. Ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) activity in fish as a biomarker of chemical exposure. **Critical Reviews in Toxicology**, v. 30, p. 347–570. 2000.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). 2001. **Environmental Health Criteria 222**: biomarkers in risk assessment: validity and validation. Geneva: World Health Organization, 2001.
- ZALUPS, R. K. Molecular interactions with mercury in the kidney. **Pharmacological Reviews**, v. 52, p. 113–143. 2000.

CAPÍTULO 2

O ESTADO TRÓFICO DE SISTEMAS AQUÁTICOS SEGUNDO O ESPECTRO DE TAMANHOS DA COMUNIDADE MICROBIANA E SUA COMUNIDADE CRÍPTICA

Andréa Galotti

Universidad de Jaén, Campus Las Lagunillas s/n, Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología, Jaén, España.
E-mail: agalotti@ujaen.es

RESUMO

O espectro de tamanhos da comunidade microbiana em sistemas aquáticos tem sido de grande interesse para a comunidade científica, especialmente como meio de identificação dos possíveis desequilíbrios em relação ao estado original do meio objeto de estudo. Neste contexto, é feita uma revisão sobre os conceitos de espectro de tamanhos e seus usos, assim como de espécies crípticas e a evidencia de uma possível utilização dos resultados das retas geradas pelo espectro de tamanhos como índice de estado trófico. De fato, em um estudo realizado recentemente em reservatórios de Catalunha (Espanha), foi encontrada uma relação direta entre o valor da reta do espectro de tamanhos-abundância de diatomáceas e o estado trófico de cada um dos sistemas. Como dado adicional, também é proposta a utilização do estudo da comunidade críptica da comunidade microbiana, através de manipulações em laboratório para favorecer a eclosão dos cistos, e conseguinte a contagem do numero de organismos para o cálculo de abundancia e do tamanho e biovolume dos organismos desta comunidade. A taxa de enquistamento de microorganismos, sobretudo ciliados, em sistemas com variações associadas a processos naturais ou atividades antrópicas chega a ser de até 100%, o que nos leva a acreditar que esses organismos que se enquistam poderiam ser incluídos no espectro inicial dos sistemas e ajudar também a conhecer a capacidade de auto-restauração do sistema em questão além de obter resultados mais completos para a identificação do estado trófico de maneira muito fiável.

1 INTRODUÇÃO

1.1 DO PICOPLÂNTON AO MICROPLÂNTON

De acordo com a classificação de Sieburth (1978), o fitoplâncton pode ser dividido em quatro principais grupos com base no tamanho: Picoplankton (0,2-2 μm); Nanoplankton (2-20 μm); Microplankton (20-200 μm) e Macroplankton (>200 μm) (Figura 1).

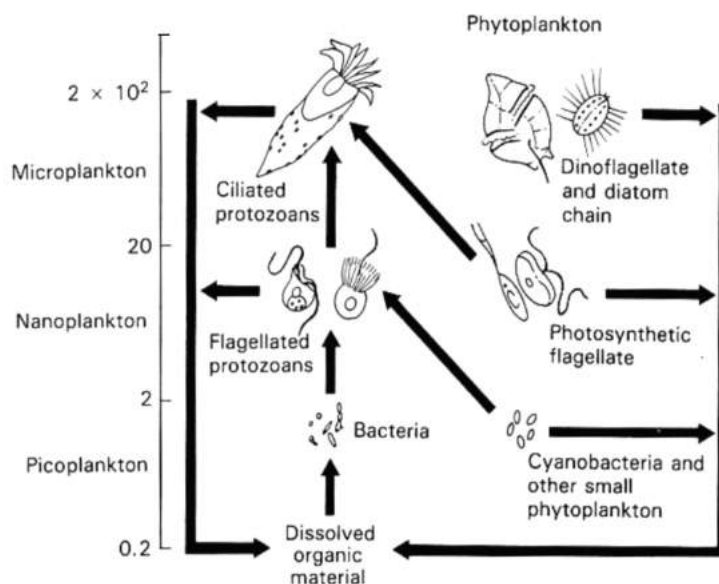


Figura 1: “Microbial loop” por tamanhos (modificado de FENCHEL,1987).

O intervalo de tamanho linear visto em organismos planctônicos fototróficos abrange desde bactérias fotossintéticas (0,2 μm de diâmetro) - por exemplo, *Prochlorococcus marinus*: uma alga verde-azulada, principalmente marinha, com um diâmetro que varia de 0,5 a 0,7 μm até grandes algas coloniais tal como *Microcystis* (2000 μm de diâmetro da colônia) (SIGEE, 2005). Outros exemplos nítidos de organismos que pertencem a estes grupos são *Synechococcus*, *Nannochloris* e *Chlorellas* no intervalo referente ao picoplâncton. *Rhodomonas*, muitas *chlorococcales* e pequenas *Chrysophytes* no nanoplâncton. Dinoflagelados, *Sphaerocystis* e algas verde-azuladas filamentosas no microplâncton, assim como organismos coloniais do tipo diatomáceas. Por último, no intervalo referente ao macroplâncton, algas verde-azuladas coloniais. Todas elas representam uma variação sobre quatro ordens de magnitude.

Formando uma importante parte do “microbial loop” encontramos os protozoários ciliados que flutuam entre os diferentes intervalos relatados acima, englobando os grupos desde nanoplâncton até macroplâncton, desde 10 μm até os 3 mm máximos do *Spirostomum*, o maior ciliado de água doce conhecido. Também deve ser destacado a importância dos ciliados por ocorrer em uma ampla gama de micro-nichos (FENCHEL, 1987).

O fitoplâncton de água doce, composto por bactérias fotossintéticas e algas, mostra uma considerável variação não só de tamanho, mas também de formas (células ou colônias) e de composição química (sendo de grande importância funcional a presença de mucilagem ou esqueletos carbonatados, por exemplo). As dimensões do fitoplâncton são importantes em relação à enumeração e determinação do biovolume, designação da categoria de tamanho (pico-macroplâncton como comentado anteriormente) e atividade biológica. Embora as algas planctônicas pudessem ser consideradas simplesmente como um grupo de organismos microscópicos relativamente uniformes, a variedade linear de tamanhos de algas encontradas em um ecossistema de lagos, por exemplo, é equivalente à variedade de tamanhos de plantas vistas numa floresta tropical. Se considerarmos os biovolumes, o intervalo de tamanhos desde picoplâncton a

macroplankton se estende a mais de nove ordens de magnitude, assim, o *Mycrocystis* tem um volume maior que uma célula bacteriana num fator de 10^{12} .

Em suma, o tamanho e a forma do fitoplâncton têm importantes implicações para as funções biológicas, incluindo processos fisiológicos tais como troca de materiais pela superfície, absorção de luz e habilidade para crescer, assim como o papel ecológico que tem para o próprio ecossistema pelágico (velocidades de sedimentação, taxa de herbivoria etc.). De fato, o tamanho corporal é proposto por ser um fator de escala importante na manifestação das tão conhecidas “leis ecológicas gerais” (AZOVSKY, 2002).

Tal como indicado, outras funções afetadas são a distribuição na coluna de água, alterada segundo o tipo de mobilidade (passiva ou ativa) e a sedimentação, além da resistência ao ser ingerido pelo zooplankton. Por isso, são importantes tanto uma detecção como uma enumeração correta, especialmente das células de menor tamanho. Com o objetivo de evitar que este grupo de organismos seja subestimado ao ser analisado, por técnicas convencionais de microscopia, foram desenvolvidas novas técnicas como a microscopia de epifluorescência e provas espécie-específicas do oligonucleotídeo (CARON et al., 1999). Esta importância já se viu refletida, por exemplo, no estudo realizado por Haphey-Wood (1988), onde mais de 90% das células algais contadas em alguns lagos oligotróficos do norte do País de Gales (Reino Unido) eram micro-clorofitas, abrangendo mais de 75% da biomassa algal expressa em volume celular. Em outros lagos estudados por Nagata et al. (1994), tal como o Lago Baikal (Rússia), a comunidade nanoplânctônica estava dominada por *Synechocystis limnetica* (alga verde-azulada unicelular) e causava grandes “blooms” nos finais de verão, chegando a representar até 60% do total da produção primária anual deste lago (SEMOVSKI et al., 2000).

Do ponto de vista prático, viu-se a necessidade de explorar alternativas, complementares em muitos casos, com base em critérios de agregação que permitam reduzir a complexidade do estudo puramente taxonômico dos ecossistemas pelágicos. A biomassa e o tamanho dos grupos funcionais presentes no plâncton, já mencionados anteriormente, são medidas que, além do seu grande valor *per se*, permitem uma aproximação simplificada ao estudo de tais sistemas.

Nesse sentido, a incorporação de técnicas automáticas de análise do plâncton facilita o desenvolvimento dessas aproximações. Tanto a objetividade das medidas como a potência estatística, facilitam a difusão desses enfoques alternativos ao estudo taxonômico clássico. Porém, um dos grandes problemas desse enfoque se erradica na carência de dados empíricos suficientes para validar seus postulados. Dessa forma, os estudos sobre métodos de determinação da estrutura de tamanhos das comunidades planctônicas apresentam um grande valor em si mesmo (RODRÍGUEZ; LI, 1994). A ampla variedade funcional e de tamanhos para cobrir os grupos que constituem o plâncton requerem freqüentemente o uso de uma extensa gama de técnicas para tal fim.

A citometria de fluxo ocupa um lugar destacado entre as técnicas mais recentes no campo da Ecologia, notadamente da Limnologia. Esta técnica permite a caracterização das propriedades ópticas de milhões de células em poucos minutos de forma individualizada, o que possibilita a conexão das propriedades individuais com a ecologia das comunidades fitoplanctônicas (PLATT 1989; LI 1994; RODRÍGUEZ; LI, 1994). Além disso, com esta técnica pode-se determinar o tamanho das células de uma suspensão aquosa mediante a dispersão frontal de luz (FSC) das mesmas, seguindo as oportunas calibrações com amostras naturais ou esferas de látex de tamanho conhecido (CUCCI; SIERACKI; 2001).

1.2 ESPECTRO DE TAMANHOS: SIGNIFICADO ECOLÓGICO

Em 2010, Petchey; Belgrano publicaram uma síntese do projeto multidisciplinar SIZEMIC (The European Science Foundation Research Network), onde afirmam que o tamanho individual dos organismos, além de sua taxonomia, pode ser utilmente usado nos processos de gestão e conservação de alguns sistemas aquáticos e que o projeto em questão facilitará a integração de tais aproximações adicionadas a outras taxonômicas usadas em ecologia terrestre.

Esta recente publicação somada a tantas outras geradas em todo o mundo, demonstra particularmente a importância, assim como a necessidade, de estudos sobre o significado das distribuições de tamanhos dos organismos nos ecossistemas como indicador do estado ecológico.

Já em 1953, Coulter patenteou o que mudou o conceito de agregação de dados de tamanho no mundo científico dedicado aos ecossistemas aquáticos: “Means of counting particles suspended in a fluid” (O significado da contagem de partículas suspensas num fluido) e a tecnologia do conhecido *Coulter counter*, uma máquina que podia contar e medir o tamanho de partículas, incluindo pequenos organismos. Sheldon et al. (1972) descreveu tal máquina como capaz de contar partículas de menos de 1 μm até quase 100 μm de uma amostra de água. A partir daí, pode-se então dizer quantos indivíduos planctônicos eram registrados em determinadas gamas de tamanho, isto é, desde 1 até 4 μm , depois de 4 a 8 μm e assim por diante. O resultado da relação entre abundância e tamanho foi apelidado de espectros de tamanho e eles revelaram uma notável regularidade na estrutura da comunidade pelágica (KERR; DICKIE, 2001).

As análises da inclinação das retas geradas pelo espectro de tamanhos estão sendo extensamente usadas para avaliar o estado de ecossistemas marinhos em escala regional e global (SHIN et al., 2005). Neste caso, são tipicamente observadas as retas com declives mais negativos quando o sistema está sendo ou foi objetivo de uma atividade exploratória (veja Figura 12 mais adiante), demonstrando que os efeitos desta atividade são detectáveis pelo espectro de tamanhos e sua utilização como indicador em sistemas marinhos. Este potencial do espectro de tamanhos em proporcionar indicadores do estado do ecossistema e permitir estimar a distância desde o estado de referência, provavelmente contribuiu para seu uso como indicador geral do estado dos ecossistemas marinhos (SHIN et al., 2005).

Petchey; Belgrano questionaram então se os espectros de tamanho seriam menos úteis em sistemas não marinhos. Eles afirmam que a resposta parece ser “não” e que inclusive as mesmas leis poderiam ser aplicadas a ecossistemas de solo (MULDER; ELSER, 2009). Assim, estão sendo abertos caminhos sobre a importância e a utilidade do estudo do espectro de tamanhos como ferramenta de pesquisa da situação trófica dos sistemas, sobretudo dos sistemas de água doce.

Mas qual é o desenho experimental mais favorável? Quais são os grupos de indivíduos que refletem melhor o estado trófico de um ecossistema aquático?

A resposta para estas questões necessita mais investigação, tanto focalizadas nos diferentes grupos de organismos e comunidades que compõem os ecossistemas, quanto nos sistemas em diferentes estados de conservação, exploração e estado trófico. Entretanto, a importância e a utilidade, sobretudo da comunidade microbiana como foco do estudo do espectro de tamanhos, já foi mencionada anteriormente. Mas são poucos os estudos, que incluem as espécies crípticas, principalmente de protozoários.

1.3 O QUE SÃO AS ESPÉCIES CRÍPTICAS E PORQUE INCLUÍ-LAS NOS ESTUDOS DE ESPECTRO DE TAMANHOS?

O fundo dos lagos e dos rios está tipicamente coberto por uma rica formação de material orgânico. Isto é amplamente composto de detritos em decomposição, mas também de uma vasta população de micro-organismos, algum dos quais proporcionam uma importante fonte de alimentos (em particular, bactérias) para os protozoários. A superfície dos sedimentos fornece então uma multidão de micro-habitats para os protozoários capazes de se movimentar, uma variedade de lugares ligados a espécies sésseis e uma fonte de compostos de carbono para esses organismos heterotróficos.

Em *habitat* natural, a composição de espécies da comunidade de protozoários bentônicos varia com o microambiente local e as mudanças estacionais. A atividade humana também poderia ter um impacto sobre estes organismos podendo, no pior dos casos, extingui-los, ou mesmo causar o enquistamento resistente.

Como parte do ciclo vital destas espécies, o enquistamento pode ocorrer como fases temporárias de dormência para sobreviver a condições adversas, ou fases terminais de senescência,

levando à morte. Apesar de a maioria dos protozoários presentes no sedimento serem fisiologicamente ativos, outros passam por tais estágios metabolicamente inativos, em alguns casos derivados da própria sedimentação da coluna de água. Além disso, muitos destes estágios inativos se apresentam como cistos de resistência (Figura 2): as chamadas *Espécies Crípticas*.

Algumas das espécies mais conhecidas e estudadas que formam cistos são os organismos ciliados (*Paramecium*, *Tetrahymena*, *Stentor*, *Blepharisma*, *Stylonychia*) e amebóides (*Actinosphaerium*, *Amoeba proteus*). Os flagelados também estão bem representados na maioria dos *habitat* bentônicos, com alta abundância de microflagelados e nanoflagelados (10^2 - 10^5 e 10^5 - 10^6 organismos ml^{-1} , respectivamente; Alongi 1991).

Em 2007, Bickford e colaboradores publicaram uma revisão onde afirmavam que o incremento exponencial do reconhecimento das espécies crípticas havia ocorrido nas últimas duas décadas sobretudo desde o advento do PCR (Figura 3), apesar de o conceito de espécies “crípticas” já existir há séculos. Esta aproximação detectou primeiramente grupos de organismos desconhecidos até os níveis taxonômicos mais altos na árvore vital eucariótica (DAWSON; PACE, 2002) e revelou uma riqueza inesperadamente alta de protistas inclusive na maioria dos ambientes extremos estudados até agora (EPSTEIN; LÓPEZ-GARCÍA, 2008).



Figura 2: *Fabrea salina* em forma de cisto de resistência (a) e após ser mantido em cultivos manipulados em laboratório para proporcionar sua eclosão (b). (Escala = 45 μm ; fotos de Andréa Galotti).

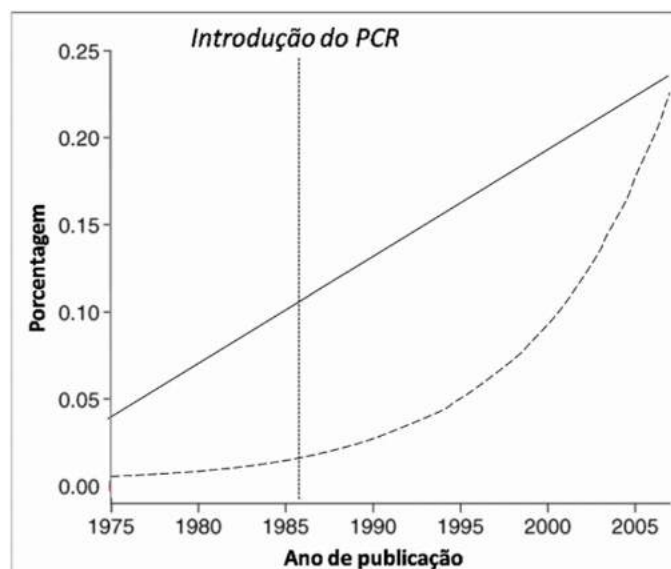


Figura 3: Incremento do reconhecimento das espécies crípticas antes e depois da introdução do PCR; linha preta contínua: menções como espécie críptica; linha cinza descontínua: menções como espécies irmãs. (modificado de BICKFORD et al., 2007).

Fenchel et al. (1997) e.g. estudou a diversidade global em relação à local de micro-organismos, centrando sua atenção nas espécies crípticas de protozoários ciliados. Ele denominou

de espécies crípticas aqueles organismos que estão presentes como cistos de “descanso” ou são demasiado raros (pouco abundantes) para serem encontrados microscopicamente. Consequentemente, amostras de sedimento eram incubadas sobre uma variedade de diferentes condições de cultivos até alcançar a eclosão de espécies, até aquele momento, crípticas. Em 2005, o mesmo autor estudou as possíveis diferenças genéticas comentadas anteriormente entre as espécies e suas semelhantes crípticas e descobriu que a variação na sequência genética do rRNA mostra mutações neutrais acumuladas que não necessariamente retratam uma diversidade funcional.

Como já foi dito antes, a formação de esporas de resistência está tipicamente relacionada com a deterioração das condições ambientais, tal como a superpopulação, redução de nutrientes e disponibilidade de luz, acumulação de metabolitos tóxicos ou redução da temperatura. Em alguns casos, a dormência parece estar relacionada a uma específica mudança ambiental, tal como concentração de oxigênio.

Nesse sentido, a contaminação antropogênica tem um papel importante na deterioração das condições ambientais dos ecossistemas aquáticos. Entre as alterações antropogênicas que os sistemas aquáticos sofrem, destacam-se as provocadas pelas atividades associadas à agricultura intensiva, principalmente o uso excessivo - e às vezes descontrolado - de produtos fitossanitários (GUERRERO et al., 2003). Os fatores que influem no impacto que um tóxico pode ocasionar dependerão da sua toxicidade, persistência no meio e da quantidade que se libere. Uma vez liberados no meio, a água da irrigação e da chuva é responsável por arrastar o que não foi incorporado pelas plantas (HUBER, 1993). As substâncias utilizadas, principalmente fertilizantes e pesticidas, chegam à última instância desde o ecossistema doador ao ecossistema receptor (sistema aquático) carregando todo tipo de produtos químicos que podem afetar negativamente a comunidade microbiana. Um deles são os conhecidos efeitos negativos dos metais pesados. Apesar de muitos dos micro-organismos possuírem o mecanismo de desintoxicação, não só especificamente aqueles que crescem em ambientes contaminados por metais (GADD; GRIFFITHS, 1978) e muitos se vêem alterados de maneira irremediável.

Nas grandes cidades, os lagos ou reservatórios podem ser os ecossistemas receptores de grandes quantidades de metais pesados provenientes de diferentes atividades. Esses metais foram utilizados durante séculos, mas o incremento de seu uso nas áreas industriais e, sobretudo, em países subdesenvolvidos, é preocupante (NRIAGU, 1996; Figura 4). Tanto o uso de mercúrio na mineração do ouro em muitas partes da América do Sul quanto o de arsênico na conservação da madeira e, especialmente, os desperdícios das grandes fábricas fizeram com que a concentração destes metais se tornasse um problema não só ambiental, mas também de saúde pública.

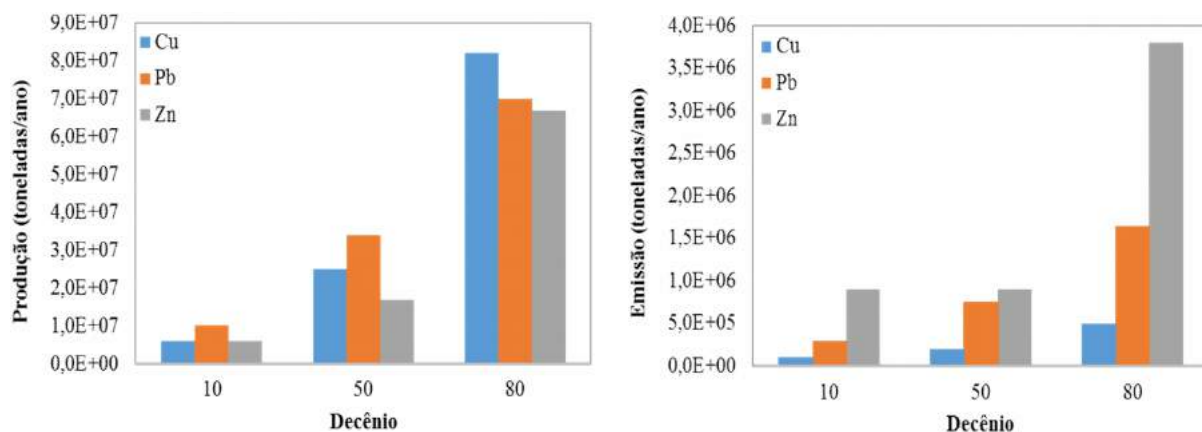


Figura 4: Produção e emissão global de cobre (Cu), chumbo (Pb) e zinco (Zn) nos decênios 10, 50 e 80 (modificado de Järup 2003).

A contaminação por metais pesados em sistemas aquáticos pode causar precisamente o enquistamento de algumas espécies com esta capacidade. Dois tipos de ciliados, *Colpoda* e *Drepanomonas* mostraram, a partir de microscopia eletrônica, a formação de cistos com uma parede

cística imatura e provavelmente não viável, depois de estarem expostos ao metal pesado cádmio (GUTIÉRREZ, J.C. comentário pessoal; GONZÁLEZ et al., 2005).

Rocha-Olivares et al. (2004) afirmaram que a mortalidade diferencial de espécies crípticas pode contribuir para a redução observada na diversidade genética em locais contaminados, se os membros de um complexo de espécies crípticas apresentarem respostas diferenciadas aos contaminantes que estão presentes.

Outro fator que estimula o enquistamento dos protozoários ciliados é a mudança das condições ambientais em sistemas extremos. Como tais entendem-se os sistemas com qualquer valor dos parâmetros físico-químicos em demasia ou em menor quantidade do esperado para um sistema equilibrado. Entre os mais conhecidos e estudados estão os sistemas hipersalinos, águas continentais que contêm mais de 50 g L^{-1} de sal expressos como total de sólidos dissolvidos (TSD), segundo Hammer (1978).

A porcentagem de espécies crípticas de protozoários ciliados encontrados em sistemas continentais hipersalinos pode ser de até 100% (GALOTTI, 2010). Na Salina de Brujuelo, sul da Espanha, Galotti et al. (2010) encontraram 92% destas espécies quando a salina tinha um TSD de 108 g L^{-1} .

Galotti (2010) também estudou os espectros de tamanhos da comunidade microbiana de 17 sistemas hipersalinos. Em todos eles foram detectados deslocamentos na distribuição de bactérias e fitoplâncton, refletidos na forma do sino típico dos espectros de tamanho, com mudanças nos valores modais e descontinuidade na forma do espectro (Figura 5). Isto significa que a rede trófica se vê alterada em forma de simplificação da comunidade primária em sistemas extremos (POR, 1980), contendo, neste caso, um menor número de espécies por intervalos de tamanho (SOROKIN, 1999), assim como espaços vazios entre tamanhos onde não foi encontrada nenhuma espécie que fosse classificada nestes intervalos.

Com isso, nasce a pergunta: as espécies crípticas preencheriam esses espaços abertos causados pela descontinuidade no espectro de tamanhos?

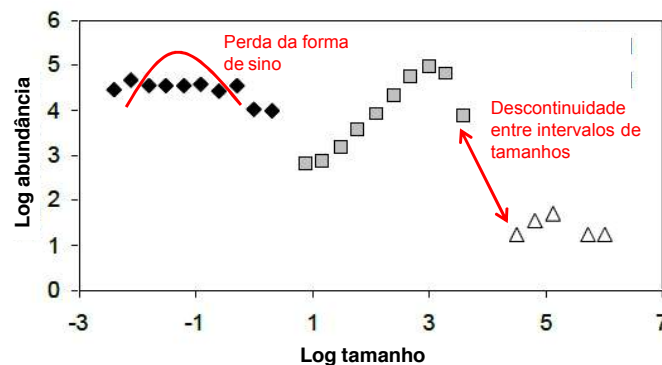


Figura 5: Espectro de tamanhos típico de um sistema hipersalino onde se observam as frações de tamanhos e suas diferenças em relação ao espectro de um sistema teoricamente equilibrado (GALOTTI, 2010).

Em primeiro lugar, é importante destacar a inclusão da comunidade de ciliados nos estudos de espectro de tamanhos da comunidade microbiana, não só pela visão mais completa que o espectro poderia ter, mas pela importância desta comunidade para o laço microbiano, assim como a necessidade de conhecer melhor seu papel ecológico num ecossistema (STOECK; STOCK, 2010). Caso o estudo da estrutura de tamanhos dos ciliados não fosse levado a cabo, possíveis alterações no sistema como um todo não seria percebido.

A figura a seguir (Figura 6) mostra o espectro de tamanho-biomassa resultado do estudo da comunidade microbiana de três sistemas hipersalinos continental no sul da Espanha (GALOTTI, 2010): Salina de Barranco Hondo, 138 g L^{-1} TSD; Don Benito, 116 g L^{-1} TSD; e San José, 132 g L^{-1} TSD; onde na coluna da esquerda não se vêem incluídas as espécies crípticas de ciliados; à direita, sim, estão incluídas tais espécies. Os três sistemas citados foram os casos encontrados com 100% de espécies crípticas de ciliados. O aspecto dos espectros de tamanho muda perceptivelmente de um

caso para o outro, refletindo-se também no valor da inclinação da reta. Por exemplo, no caso de Barranco Hondo, o valor da reta que antes da inclusão dos resultados de tamanho e biomassa dos ciliados era de 0,75; passou a ser 0,80. As linhas de tendência dos espectros de tamanhos de Don Benito e San José foram respectivamente 0,51 e 0,37, e passaram a ser 0,30.

Na Figura 7 vê-se aquelas salinas onde foi menos de 100% (entre 83-92%) a porcentagem de espécies crípticas de ciliados encontradas (GALOTTI, 2010; GALOTTI et al., 2014): Salina de Brujuelo, 108 g L⁻¹ TSD; Los Vélez, 139 g L⁻¹ TSD; e Peñaflor, 145 g L⁻¹ TSD. Os pontos marcados em vermelho são aqueles que apareceram depois que as amostras foram manipuladas em laboratório com o fim de estimular a eclosão destas espécies, isso é, não apareciam na amostra fresca (original). Obviamente, o valor das retas desses espectros também se viu alterado na mesma ordem dos comentados acima.

Os exemplos mencionados anteriormente demonstram que estas novas técnicas de análises estão disponíveis para fechar a lacuna existente quando se trata de protistas (STOECK; STOCK, 2010), sobretudo, quanto às espécies crípticas. O ressurgimento da “era de descobrimento de organismos” pode ser altamente emocionante para os ecologistas microbianos.

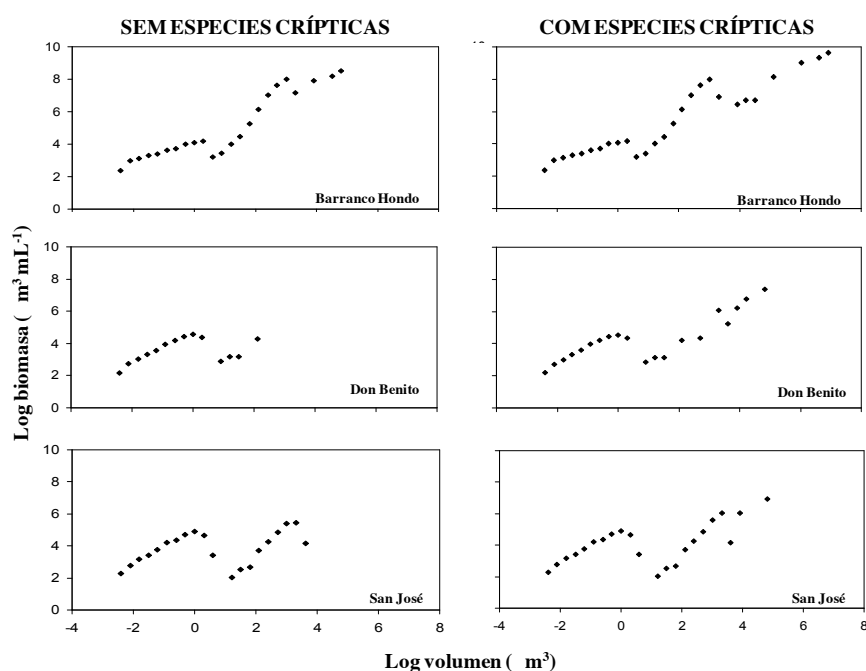


Figura 6: Espectro de tamanho-biomassa de três sistemas hipersalinos (Salina de Barranco Hondo, Don Benito e San José; Comarca La Loma, Espanha) com 100% de espécies crípticas de ciliados. Na coluna da esquerda o espectro é apresentado antes da inclusão dessas espécies.

2 O ESTADO TRÓFICO DOS SISTEMAS AQUÁTICOS E ESTADO DE CONSERVAÇÃO

2.1 A ESTRUTURA DE TAMANHOS COMO INDICADOR DE ESTADO TRÓFICO

Em ecologia definem-se características chaves dos ecossistemas para poder entender, quantificar e investigar suas variações no tempo, associadas a processos naturais ou atividades antrópicas. Neste contexto, em limnologia identificam-se os indicadores do estado trófico e fatores que os determinam.

Naumann (1919) introduziu os termos gerais de oligotrofia e eutrofia, definindo-os em função da comunidade fitoplancônica. Atualmente, se define a oligotrofia como um estado que se caracteriza por sua baixa biomassa fitoplancônica, uma alta transparência da água e uma limitada concentração de nutrientes e substâncias húmicas (Figura 8). Pelo contrário, a eutrofia implica em uma elevada biomassa algal, redução da transparência da água, alta carga de nutrientes e baixas concentrações de substâncias

húmicas, apesar de também existirem estados intermediários entre os extremos mencionados anteriormente, que se definem como mesotrofia.

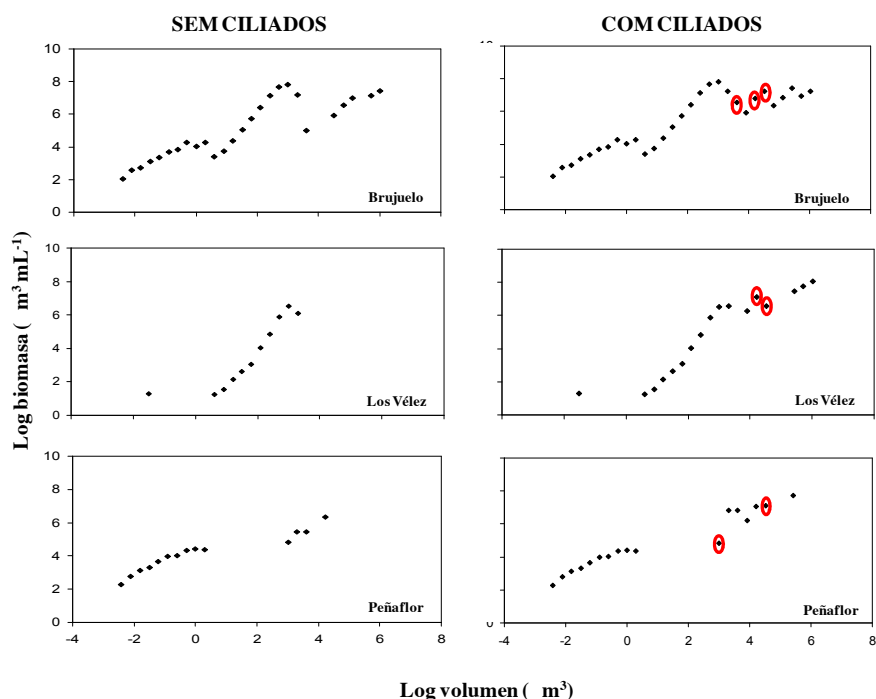


Figura 7: Espectro de tamanho-biomassa de três sistemas hipersalinos (Salina de Brujuelo, Don Benito e San José; Comarca La Loma, Espanha) com 100% de espécies crípticas de ciliados. Na coluna da esquerda o espectro é apresentado antes da inclusão dessas espécies.

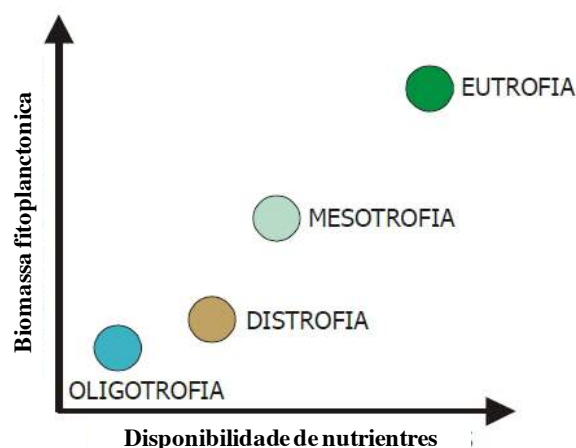


Figura 8: Gráfico esquemático da definição do estado trófico como oligotrófico, mesotrófico e eutrófico, além da distrofia, segundo os parâmetros de disponibilidade de nutrientes e biomassa fitoplanctônica.

A relação entre índice de estado trófico e estrutura de tamanhos da comunidade é um tema que já foi abordado por outros autores científicos (por exemplo, KERR, 1971; ROJO; RODRÍGUEZ, 1994; JENNINGS et al., 2002); foi publicado inclusive no Brasil como ferramenta bioindicadora na Acta Limnologica Brasiliensia de 2005 (RACY et al.; VELHO et al.), mas nunca foi quantificado a partir dos resultados do espectro de tamanhos do laço microbiano e, menos ainda, foi incluída nele a comunidade de espécies crípticas.

Sprules; Munawar (1986) afirmaram que o monitoramento das comunidades pelo espectro de biomassa normalizado, como procedimento habitual, poderia prover uma advertência antecipada de casos de stress tóxico o de nutrientes em ecossistemas aquáticos. Além disso, como resultado do

trabalho dos mesmos autores, concluíram que foram observadas nítidas diferenças na estrutura de biomassa da comunidade planctônica aquática que estão relacionadas tanto com o tamanho quanto com a produtividade do ecossistema de 25 lagos do interior do Canadá.

Nas publicações relacionadas com sistemas aquáticos no Brasil, Racy et al. (2005) encontraram uma excelente correlação entre o índice de diversidade de tamanho das bactérias com a clorofila, mostrando-se ser um indicador significativo entre ambientes eutróficos e oligotróficos. Já num estudo da estrutura de tamanhos dos ciliados pertencentes a reservatórios de distintos graus de trofia no Estado do Paraná, descobriu-se que a biomassa (medida em mg C. L^{-1}) era maior no sistema eutrófico do que no oligotrófico, além de apresentar maiores flutuações de densidade no primeiro (VELHO et al., 2005). Velho et al. (2005) também constataram que o tamanho médio de ciliados mostrou uma tendência inversa com o incremento das condições tróficas, o que nos leva outra vez a uma reta mais negativa de um espectro de tamanhos no caso do sistema alterado, isto é, eutrófico.

Neste mesmo contexto, num estudo levado a cabo em reservatórios da região de Catalunha na Espanha - onde a estrutura de tamanhos da comunidade fitoplanktônica foi comparada com o nível de estado trófico dos reservatórios (MOSCHINI et al., dados não publicados) - descobriu-se uma relação bastante convincente entre o valor das linhas de tendência dos espectros de tamanho com o grau de estado trófico quando relacionado de forma escalonada (Figura 9).

	a	p
Oligotrófico	-0,19	0,065
	-0,36	0,097
	-0,45	0,043
	-0,45	0,029
	-0,48	0,008
	-0,51	0,001
Hipereutrófico	-0,62	0,032

Figura 9: Valor das retas (a) da estrutura de tamanhos-abundância da comunidade fitoplanktônica de reservatórios em Catalunha (Espanha) junto com a significação estatística ($p \leq 0,05$) de cada resultado, desde o sistema mais oligotrófico até o sistema hipereutrófico.

É altamente aconselhada a inclusão da comunidade críptica, especialmente de ciliados, no estudo da estrutura de tamanhos da comunidade microbiana como ferramenta indicadora do estado trófico de sistemas aquáticos. A seguir, é feito um breve resumo da propriedade desta comunidade como indicador de conservação dos ecossistemas, além da possibilidade de indicar a capacidade de autorrestauração dos mesmos.

2.2 O ESTUDO DAS ESPÉCIES CRÍPTICAS COMO INDICADOR DE CONSERVAÇÃO DOS ECOSSISTEMAS E DA SUA CAPACIDADE DE AUTORRESTAURAÇÃO

Os produtos químicos associados à industrialização ou à agricultura intensiva causam impactos tanto em reservatórios de água para o consumo humano quanto em sistemas naturais. Um dos grandes problemas são as alterações causadas pelos fitossanitários, que como outros produtos químicos, levam a uma grande perda de biodiversidade no sistema. O teor deste impacto dependerá da toxicidade do produto que chega ao sistema, assim como sua persistência no meio e da quantidade liberada.

Embora os organismos da comunidade microbiana normalmente não façam parte das inspeções biológicas encaminhadas aos estudos de conservação, eles também se vêm alterados pelas contaminações. Normalmente, todas as comunidades alteradas por processos de contaminação reduzem sua riqueza específica e diversidade, sobrevivendo somente as espécies mais resistentes a

tal alteração. Isso supõe mudanças tanto na estrutura como no funcionamento do ecossistema (CLEMENTS; NEWMAN, 2002).

Esteban; Finlay (2010) aconselham a inclusão da comunidade críptica nas mencionadas inspeções na hora de determinar as condições biológicas para conservação de habitat. Nesse sentido, a diversidade críptica em forma de “seed-bank” ajuda os ecossistemas a recuperar-se das mudanças causadas por estas alterações antropogênicas, realizando seu papel ao encontrar o momento ótimo para eclodir e reproduzir-se, formando parte da diversidade potencial dos sistemas. Uma das comunidades mais afetadas, devido a seus requerimentos e sensibilidade aos contaminantes, é a dos ciliados. Por isso, também são muito úteis como indicadores biológicos nesses sistemas (CHEN et al., 2008), além de serem componentes integrais do funcionamento dos sistemas aquáticos (FINLAY; ESTEBAN, 1998). No entanto, se a contaminação fosse suficientemente forte, como mencionada anteriormente, podia ser que o banco de sementes sofresse uma alteração negativa ou irreversível a diversidade críptica diminuiria o suficiente para que o funcionamento do sistema fosse negativamente comprometido.

Para incorporar o estudo da comunidade críptica aos planos de gestão de ecossistemas aquáticos, fazendo um link entre pesquisa e estratégias de conservação, é necessário ter informação com relação às diferentes agressões e alterações que o ecossistema em questão poderia estar sofrendo e, por conseguinte, afetando a capacidade de manutenção e desenvolvimento da biodiversidade críptica.

O meio para ativar a eclosão do banco de sementes ocasionado por contaminações difusas é tão simples como reduzir a concentração do contaminante no meio. Neste caso, diluições consecutivas da amostra inicial (ESTEBAN; FINLAY, 2003), mantidas sob uma temperatura e luz aproximadamente semelhantes ao meio original, fazem com que voltem a serem detectados os organismos enquistados, que encontrem nessas diluições uma condição ótima para eclodirem e se reproduzirem.

A manipulação em laboratório de amostras originais de um ecossistema aquático é bastante útil para o uso de ferramentas bioestatísticas com o objetivo de correlacionar tipo e quantidade do produto contaminante com a capacidade de autorrestauração do ecossistema. Assim como o uso de mesocosmos onde a quantidade do contaminante adicionado é conhecida, é útil para o conhecimento da capacidade de alteração de cada produto sobre a comunidade críptica, individualmente (PARRA et al., dados não publicados).

No caso das mudanças ambientais ou mesmo em sistemas extremos, também é visto esse processo biológico de conservação de organismos por meio de enquistamento. Como já mencionado anteriormente, 92% de espécies crípticas foram encontrados na salina de Brujuelo (TSD 108 g L⁻¹; GALOTTI et al., 2010) depois das amostras serem manipuladas em laboratório. A figura abaixo (Figura 10) mostra o aumento de número de espécies acumuladas de ciliados durante o tempo de análise das subamostras diluídas.

Por outro lado, Parra et al. (dados não publicados) encontraram uma diminuição na capacidade de eclosão das espécies do banco de sementes em mesocosmos utilizados como réplicas de sistemas aquáticos, sendo um para tratamento com nitrato de amônio (NH₄NO₃) – substância ativa de muitos fitossanitários normalmente utilizados na agricultura intensiva - e outro para controle. Essa diminuição da eclosão é bastante visível após o segundo pulso de nitrato de amônio (Figura 11), confirmando o comentado anteriormente: a alteração do ecossistema por um produto químico pode se dar tanto pela capacidade contaminante deste, quanto pela quantidade de vezes que ele é capaz de alcançar o sistema.

3 CONCLUSÕES PARA O FUTURO

De forma resumida, faz-se abaixo uma descrição dos índices de estado tróficos mais utilizados no mundo da ciência ecológica. Eles são utilizados para estimar as condições biológicas de um corpo de água. Estado trófico é definido como o total de peso da biomassa em um dado corpo de água no momento que é medido. A quantidade de nitrogênio, fósforo e outros nutrientes biologicamente utilizados são os determinantes primários dos índices de estado trófico.

O índice de estado trófico de Carlson é, seguramente, um dos mais utilizados, além de ser o usado pela agência de proteção meio-ambiental dos Estados Unidos. A relação entre seus valores e os de clorofila, fósforo e a profundidade do disco de Secchi são mostradas na tabela a seguir (Tabela 1).

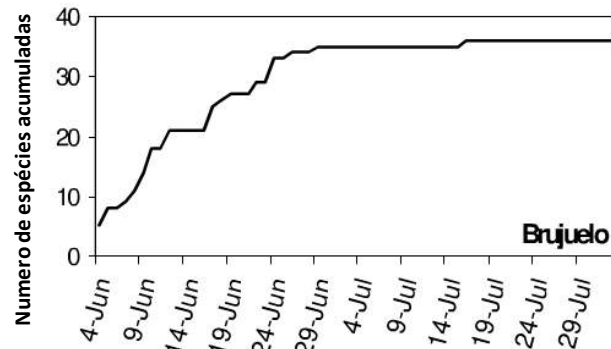


Figura 10: Número de espécies acumuladas de ciliados por tempo, após consecutivas diluições de amostras hipersalinas manipuladas em laboratório (modificado de GALOTTI et al.; 2010).

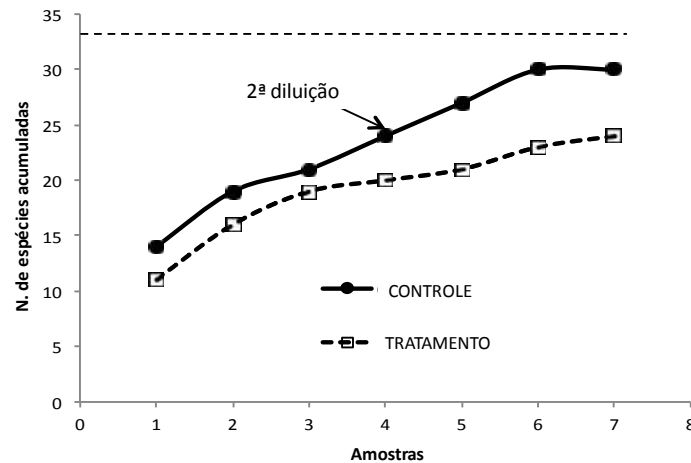


Figura 11: Número de espécies acumuladas de ciliados após o segundo pulso de NH_4NO_3 e sua respectiva diluição sinalizada com uma flecha. (modificado de PARRA et al., dados não publicados).

Tabela 1: Relação entre índice de estado trófico e três variáveis usadas para o cálculo do mesmo: Clorofila, Fósforo e/ou profundidade do disco de Secchi (fonte: Wikipedia)

Índice Trófico	Clorofila (mg L ⁻¹)	Fósforo (mg L ⁻¹)	Prof. Secchi (metros)	Classe Trófica (Carlson, 1977)
<30—40	0—2.6	0—12	>8—4	Oligotrófico
40—50	2.6—20	12—24	4—2	Mesotrófico
50—70	20—56	24—96	2—0.5	Eutrófico
70—100+	56—155+	96—384+	0,5—<0,25	Hipereutrófico

Outros índices menos utilizados no meio científico são aqueles que relacionam tipo/número de espécies de diferentes grupos de organismos com o estado biológico do corpo de água estudado. Entre eles está o índice de Thunmark (1949; ver MARGALEF, 1983), o qual utiliza dados do número de espécies clorococais pelo número de espécies de desmidiáceas e tem uma correlação positiva com o pH e com o grau de eutrofia. Por outro lado, o mesmo autor sugeriu uma relação

entre ordens de diatomáceas - neste caso, centrais e penais - para interpretar restos conservados de sedimentos, que também têm uma correlação positiva com o grau de trofia.

O índice composto, proposto por Nygaard (1949; ver RAWSON, 1956), também utiliza dados de espécies clorococales e centrais, acrescentando, além destas, o número de espécies de cianofitas e euglenofitas, todas somadas e logo divididas entre o número de espécies de desmidiáceas. Tal índice deve ser cuidadosamente aplicado e, em qualquer caso, evitado seu uso para lagos de zonas temperadas e tropicais. O índice de estado trófico de Karabin (1996) consiste no resultado da contagem de rotíferos em amostras originais. Quando o número de rotíferos fosse menor que 400 indivíduos por litro o sistema baixo análise seria denominado mesotrófico, enquanto entre 400 e 2000 seria eutrófico e mais de 2000 indivíduos por litro, hipereutrófico. Por último, o índice de Sladeczek (1998) utiliza a relação entre gêneros da família Brachionidae, mais concretamente, entre o número de espécies diferentes de Brachionuss e Trichocercas.

Exceto Sladeczek, todos os outros índices propostos obrigam ao pesquisador à identificação em nível de espécies de suas amostras. Esta tarefa pode acarretar não só muitas horas de trabalho em laboratório, mas também anos para alcançar os resultados previstos. Fica patente, outra vez, a necessidade de técnicas automatizadas para a maior rapidez nos resultados, já que as contaminações antrópicas podem acontecer de forma muito rápida. Além disso, faz-se necessária a proposta de um índice mais completo, isto é, que incorpore uma comunidade indispensável para o funcionamento de toda a cadeia trófica, como é a comunidade microbiana.

Com isso, propõe-se um maior esforço por parte da comunidade científica dedicada ao estudo de sistemas aquáticos visando à criação de um novo sistema de identificação do estado trófico das águas, baseado no espectro de tamanhos da comunidade microbiana, mas especificamente no valor da reta do espectro, já que, teoricamente esta sofre alterações do tipo mostrado na Figura 12.

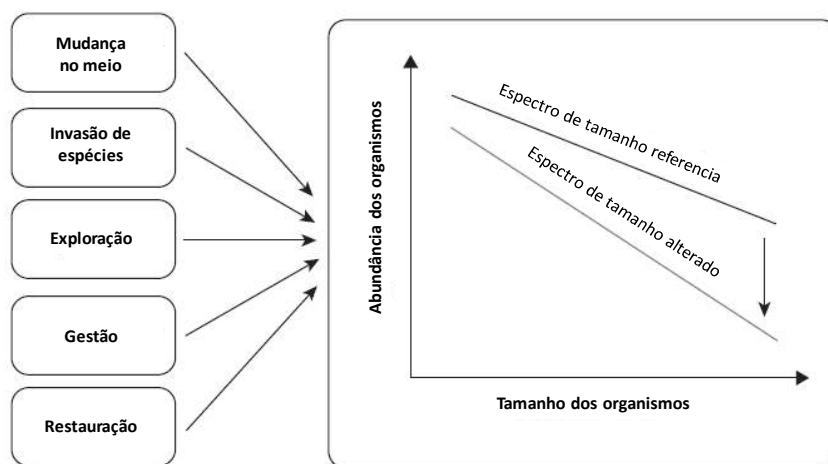


Figura 12: Gráfico publicado em 2010 por Petchey; Belgrano (modificada) onde mostram como a linha de tendência (reta) de um espectro de tamanhos pode alterar-se devido a mudanças ambientais, invasão de espécies, exploração, gestão e/ou restauração dos sistemas, bem como a forma de medir esta alteração segundo a medida quantitativa do desvio a partir do estado de referência.

Dar a conhecer um sistema de classificação de valores de retas dos espectros de tamanhos para cada tipo de sistema aquático, com o objetivo de identificar o estado trófico a partir do intervalo de valores destas pode ser uma tarefa árdua, mas que traria à luz um novo sistema de detecção de problemas ambientais muito mais profético e abrangente do que os que existem hoje.

AGRADECIMENTOS

Agradeço profundamente aos comentários oferecidos pelo Dr. F. Jiménez Gómez sobre a versão final deste capítulo. Alguns dos dados empregados neste capítulo foram apoiados financeiramente

por: John Ray Trust (Reino Unido); Ministerio de Innovación y Tecnología (Espanha); ajuda financeira à Dra. Gema Parra da Junta de Andalucía Modalidad Individual DGITE_SV.PAI/IAC_3/2011/11/13/mmel; e projeto de pesquisa REN2001-3441-CO2-01/HID (Espanha).

REFERÊNCIAS

- ALONGI, D. Flagellates of benthic communities: characteristics and methods of study. In PATTERSON, D.; LARSEN, J. (Eds.). **The Biology of Free-living Heterotrophic Flagellates**. Oxford: Clarendon Press, 1991. p. 57-75.
- AZOVSKY, A. I. Size-dependent species-area relationships in benthos: is the world more diverse for microbes? **Ecography**, v. 25, p. 273–282. 2002.
- BICKFORD, D. et al. Cryptic species as a window on diversity and conservation. **Trends Ecol. Evol.**, v. 22, p. 148-155. 2007.
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnol Oceanogr.**, v. 22, p. 361-369. 1977.
- CARON, D. A.; GAST, R. J.; LIM, E. L.; DENNETT, M. R. Protistan community structure: molecular approaches for answering ecological questions. **Hydrobiologia**, v. 401, p. 215-227. 1999.
- CHEN, Q.; XU, R.; TAM, N.; CHEUNG, S.; SHIN, P. K. S. Use of ciliates (Protozoa: Ciliophora) as bioindicator to assess sediment quality of two constructed mangrove sewage treatment belts in Southern China. **Mar. Poll. Bull.**, v. 57, p. 689–694. 2008.
- CLEMENTS, W.; NEWMAN, M. C. Community Ecotoxicology. Chichester: John Wiley & Sons, 2002.
- CUCCI, T. L.; SIERACKI, M. E. Effects of mismatched refractive indices in aquatic flow cytometry. **Cytometry**, v. 44, p. 173-178. 2001.
- DAWSON, S. C.; PACE, N. R. Novel kingdom-level eukaryotic diversity in anoxic environments. **Proc. Natl. Acad. Sci.**, v. 99, p. 8324–8329. 2002.
- EPSTEIN, S.; LÓPEZ-GARCÍA, P. Missing protists: A molecular prospective. **Biodiversity Conserv.**, v. 17, p. 261–276. 2008.
- ESTEBAN, G.; FINLAY, B. J. Conservation work is incomplete without cryptic biodiversity. **Nature**, v. 463, p. 293. 2010.
- ESTEBAN, G. F.; FINLAY, B. J. Cryptic freshwater ciliates in a hypersaline lagoon. **Protist.**, v. 154, p. 411-418. 2003.
- FENCHEL, T.; ESTEBAN, G. F.; FINLAY, B. J. Local versus global diversity of microorganisms: cryptic diversity of ciliated protozoa. **Oikos**, v. 80, p. 220-225. 1997.
- FENCHEL, T. Crystal ball. Where are all the species? **Environ. Microbiol.**, v. 7, p. 473-475. 2007.
- FENCHEL, T. **Ecology of Protozoa**. Berlin: Springer-Verlag, 1987.
- FINLAY, B. J.; ESTEBAN, G. F. Freshwater protozoa: biodiversity and ecological function. **Biodivers Conserv.**, v. 7, p. 1163-1186. 1998.
- GADD, G. M.; GRIFFITHS, A. J. Microorganisms and heavy metal toxicity. **Microbial. Ecol**, v. 4, p. 303-317. 1997.
- GALOTTI, A. **Seasonal variation of the structure and function of the microbial communities in the Alto Guadalquivir hypersaline systems (Spain)**. 2010. Ph.D. (Dissertation), Universidad de Jaén, Jaén, 2010.
- GALOTTI, A.; ESTEBAN, G.; FINLAY, B.; JIMÉNEZ-GÓMEZ, F.; GUERRERO, F. Riqueza específica de protozoos ciliados em las salinas de interior del alto Guadalquivir (Jaén, España). **El Alfolí**, v. 7, p. 18-20. 2010.
- GALOTTI, A.; FINLAY, B.; JIMÉNEZ-GÓMEZ, F.; GUERRERO, F.; ESTEBAN, G. Most ciliated protozoa in extreme environments are cryptic in the seed-bank. **Aquat Microb Ecol**, v. 72, p. 187-193. 2014.

- GONZÁLEZ, A. M.; BOMIQUEL, S.; DÍAZ, S.; ORTEGA, R.; GUTIÉRREZ, J. C. Ultrastructural alterations in ciliated protozoa under heavy metal exposure. **Cell Biol. Int.**, v. 29, p. 119-126. 2005.
- GUERRERO, F.; ORTEGA, F.; PARRA, G.; CANO, E.; CANO, A.; GARCÍA, R.; CARREIRA, J. A. Efectos ecológicos de la intensificación del cultivo del olivar en la comarca del Alto Guadalquivir: repercusiones sobre la diversidad. In: ANTA, J. L.; PALACIOS, J. (Eds.). **La cultura del aceite en Andalucía. La tradición frente a la modernidad**. Jaén: Fundación Machado, 2003. p. 53- 63.
- HAMMER, U. T. The saline lakes of Sakkatchewan. III. Chemical characterization. **Internationale Revue der Gesamten. Hydrologie**, v. 63, p. 311-335. 1978.
- HAPPEY-WOOD, C. M. Ecology of freshwater planktonic green algae. In: SANDGREN, C. D. (Ed.) **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, 1988. p. 175-226.
- HUBER, W. Ecotoxicological relevance of atrazine in aquatic systems. **Environ. Toxicol. Chem.**, v. 12, p. 1865-1881. 1993.
- JARUP, L. Hazards of heavy metal contamination. **Brit. Med. Bull.**, v. 68, p. 167-182. 2003.
- JENNINGS, S.; BLANCHARD, J. L. Fish abundance with no fishing: predictions based on macroecological theory. **J. Anim. Ecol.**, v. 73, p. 632-642. 2004.
- JENNINGS, S.; PINNEGAR, J. K.; POLUNIN, N. V. C.; WARR, K. J. Linking size-based and trophic analyses of benthic community structure. **Mar. Ecol.-Prog. Ser.**, v. 226, p. 77-85. 2002.
- KERR, S. R. A simulation model of Lake Trout growth. **J. Fisher Resear. Board Canada**, v. 28, p. 815-819. 1971.
- KERR, S. R.; DICKIE, L. M. **The biomass spectrum: a predator prey theory of aquatic production**. New York: Columbia University Press, 2001.
- LI, W. K. W. Phytoplankton biomass and chlorophyll concentration across the North Atlantic. **Scientia Marina**, v. 58, p. 67-79. 1994.
- MARGALEF, R. **Limnología**. Barcelona: Omega, 1983.
- MULDER, C.; ELSEER, J. Soil acidity, ecological stoichiometry and allometric scaling in grassland food webs. **Global Change Biol.**, v. 15, p. 2730-2738. 2009.
- NAGATA, T. et al. Autotrophic picoplankton in southern Lake Baikal: abundance, growth and grazing mortality during summer. **J. Plankton Res.**, v. 16, p. 945-959. 1994.
- NAUMANN, E. Nagra synpunkter angående limnoplanktons okologi med sarskild hansyn till fytoplankton. **Svensk Botanisk Tidskrift**, v. 13, p. 129-163. 1919.
- NRIAGU, J. O. History of global metal pollution. **Science**, v. 272, p. 223-224. 1996.
- PETCHEY, O. L.; BELGRANO, A. Body-size distributions and size-spectra: universal indicators of ecological status? **Biol. Lett.**, 05 May 2010. Disponível em: <<http://rsbl.royalsocietypublishing.org/content/early/2010/04/30/rsbl.2010.0240.full.pdf+html>>. Acesso em: 01 out. 2014.
- PLATT, T. Flow cytometry in Oceanography. **Cytometry**, v. 10, p. 500. 1989.
- POR, F. D. A classification of hypersaline waters based on trophic criteria. **Marine Ecology**, v. 1, p. 121-131. 1980.
- RACY, F.; GODINHO, M. J. L.; REGALI-SELEGHIM, M. H.; BOSSOLAN, N. R. S.; FERRARI, A. C.; LUCCA, J. V. Assessment of the applicability of morphological and size diversity indices to bacterial populations of reservoirs in different trophic states. **Acta Limnol. Bras.**, v. 17, p. 395-408. 2005.
- RAWSON, D. Algal indicators of trophic lake types. **Limnol. Oceanogr.**, v. 1, p. 18-25. 1956.
- ROCHA-OLIVARES, A.; FLEEGER, J. W.; FOLTZ, D. W. Differential tolerance among cryptic species: a potential cause of pollutant-related reductions in genetic diversity. **Environ. Toxicol. Chem.**, v. 23, p. 2132-2137. 2004.

- RODRÍGUEZ, J.; LI, W. K. W. **The size structure and metabolism of the pelagic ecosystem**. Barcelona: Scientia Marina, 1994.
- ROJO, C.; RODRÍGUEZ, J. Seasonal variability of phytoplankton size structure in a hypertrophic lake. **J. Plankton Res.**, v. 16, p. 317-335. 1994.
- SEMOVSKI, S. V.; MOGILEV, N. Y. U.; SHERSTYANKIN, P. P. Lake Baikal ice: analysis of AVHRR imagery and simulation of under-ice phytoplankton bloom. **J. Mar. Sys.**, v. 27, p. 117-130. 2000.
- SHELDON, R. W.; PRAKASH, A.; SUTCLIFFE, W. H. Jr. The size distribution of particles in the ocean. **Limnol. Oceanogr.**, v. 17, p. 327-340. 1972.
- SHIN, Y. J.; ROCHET, M. J.; JENNINGS, S.; FIELD, J. G.; GISLASON, H. Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. **ICES J. Mar. Sci.**, v. 62, p. 384-396. 2005.
- SIEBURTH, J. M.; SMETACEK, V.; LENZ, J. Pelagic Ecosystem Structure: Heterotrophic Compartments of the Plankton and Their Relationship to Plankton Size Fractions. **Limnol. Oceanogr.**, v. 23, p. 1256-1263. 1978.
- SIGEE, D. C. **Freshwater microbiology: biodiversity and dynamic interactions**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005.
- SOROKIN, Y. I. **Aquatic Microbial Ecology: a textbook for students in environmental sciences**. Leiden: Backhuys Publishers, 1999.
- SPRULES, W. G.; MUNAWAR, M. Plankton size spectra in relation to ecosystem productivity, size and perturbation. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 43, p. 1789-1794. 1986.
- STOECK, T.; STOCK, A. The protistan gap in the eukaryotic tree of life. **Palaeodiversity**, v. 3, p. 151-154. 2010.
- VELHO, L. F. M.; PEREIRA, D. G.; PAGIORO, T. A.; SANTOS, V. D.; PERENHA, M. C. Z.; LANSAC-TÖHA, F. A. Abundance, biomass and size structure of planktonic ciliates in reservoirs with distinct trophic states. **Acta Limnol. Bras.**, v. 17, p. 361-371. 2005.

CAPÍTULO 3

A COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA COMO DISCRIMINADOR DA QUALIDADE DA ÁGUA NA REPRESA BILLINGS (SÃO PAULO, SP)

Paula Yuri Nishimura¹, Viviane Moschini-Carlos² & Marcelo Pompêo¹

1 - Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 2 - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Sorocaba, Sorocaba, Brasil.
E-mail: nishimurapy@usp.br

RESUMO

A comunidade fitoplanctônica apresenta importante papel nos ecossistemas aquáticos, tornando o monitoramento desta comunidade crucial para a preservação dos múltiplos dos reservatórios e para a promoção de subsídios para ações de manejo e recuperação ambiental. O presente estudo utilizou o fitoplâncton como discriminador ambiental nos dois pontos de captação de água da Represa Billings (São Paulo): o braço Rio Grande e o braço Taquacetuba. Apesar de estarem inseridos na mesma bacia hidrográfica e no mesmo reservatório, os braços Rio Grande e Taquacetuba não apresentam conexão, e, portanto, apresentam diferenças quanto às variáveis abióticas e bióticas, atribuídas às diferenças no tipo, frequência e intensidade de impactos antropogênicos. Consequentemente, a comunidade fitoplanctônica diferiu nos dois braços estudados. Portanto, pode-se concluir que o fitoplâncton pode ser utilizado como discriminador ambiental.

1 INTRODUÇÃO

A capacidade de geração de energia instalada no Brasil é de 57.640 MW, sendo 53.029 MW (92%) em usinas hidroelétricas e 4.611 MW (8%) em usinas termoeletricas (MMA, 1998), ainda sim, o país ainda apresenta um grande potencial de crescimento (CARVALHO et al., 2000). Tal fato reforça que é fundamental o aprofundamento de estudos relacionados à preservação dos aproveitamentos hidrelétricos existentes e à análise da viabilidade de novos empreendimentos desta natureza. O conjunto de reservatórios hidrelétricos construídos no Brasil nos últimos cinquenta anos promoveu uma extensa e profunda alteração não só na limnologia e ecologia de rios, lagos, áreas alagadas, pântanos, principalmente no sul e no sudeste do Brasil, alterando também o ciclo hidrossocial e hidroeconômico (TUNDISI et al., 1993; TUNDISI, 2007). Portanto, o estudo destes ecossistemas artificiais é de extrema importância, tanto do ponto de vista da pesquisa básica, quanto aplicada, contribuindo na elaboração de programas de monitoramento que auxiliam no manejo destes corpos d'água na intenção de preservar seus usos atuais e futuros, garantindo água de qualidade.

No Brasil, a maioria dos reservatórios artificiais foram construídos com o intuito de geração de energia elétrica, porém, acabam sendo utilizados para diversos fins como recreação, controle de inundações, abastecimento de água, navegação, fins paisagísticos, entre outros (COOKE et al., 1993). Além disso, lagos naturais e reservatórios apresentam processos bióticos e abióticos em comum. Apresentam habitats (zonas pelágica, bentônica, profunda e litoral) e organismos idênticos e os processos como dinâmica de nutrientes e outras características físicas e químicas são comuns aos dois ambientes. Porém, os reservatórios apresentam características próprias, que os diferem dos lagos, como diferenças morfológicas e hidrodinâmicas (TUNDISI et al., 1993). Deve-se ressaltar que os reservatórios se originam de transformações de rios em lagos, tornando-os sistemas híbridos (MARCE, 2007). Desta forma, rios exercem grande influência, podendo ser observadas três zonas teóricas nos reservatórios: riverina, transitória e lacustre (KIMMEL et al., 1990). Portanto, os reservatórios devem ser estudados levando em consideração o componente espacial horizontal a fim de melhor compreender a complexidade de sua estrutura e função. Assim a “limnologia de reservatórios” leva em consideração aspectos específicos ausentes nos ecossistemas lacustres (STRASKRABA et al., 1993), por apresentarem sistemas de circulação horizontal e vertical produzidos por forças naturais e antrópicas que atuam na operação da represa de forma significativa alterando os mecanismos ecológicos (TUNDISI, 1990). Tempo de retenção, altura da tomada de água e sequência de operações em conjunto em cadeias dos reservatórios são exemplos de ações antrópicas que alteram significativamente o ecossistema de um reservatório (TUNDISI, 1990).

Os reservatórios são excelentes detectores dos impactos de atividades antropogênicas, pois fazem parte e integram as consequências do uso e ocupação do solo no entorno de sua bacia de drenagem (TUNDISI, 1996). Com o desenvolvimento sócio-econômico, os reservatórios passaram a ser utilizados como base do desenvolvimento regional (TUNDISI et al., 1999), intensificando os impactos devido às atividades humanas. Os impactos mais comuns segundo um estudo desenvolvido pelo “*International Lake Environment Committee*” em 600 lagos e represas em todo o planeta são: (1) degradação da qualidade da água, (2) diminuição dos recursos hídricos, (3) perda de biodiversidade, (4) perturbação e alteração do transporte de superfície (5) deterioração da pesca (TUNDISI, 2005).

Com esse elenco de impactos e processos próprios observados em reservatórios, a distribuição e sequência das comunidades aquáticas também ficam submetidas a este ciclo de forças naturais e antrópicas impostas nos reservatórios. Dentre as comunidades aquáticas, encontramos os organismos fitoplanctônicos, que reúnem grande diversidade filogenética, de tamanhos, formas e estratégias adaptativas. Segundo a definição de Reynolds (2006), fitoplâncton é o coletivo de microrganismos fotossintetizantes adaptados a viver totalmente ou parte de seu ciclo de vida flutuando na massa d'água.

Devido ao seu curto tempo de geração e facilidade de cultivo, estudos sobre o fitoplâncton colaboraram no estudo de diversos tópicos importantes em ecologia, como padrões de sucessão e

diversidade (SOMMER et al., 1993), incorporação de nutrientes (FALKNER; FALKNER, 1989), competição e coexistência (HUTCHINSON, 1961; ROY; CHATTOPADHYAY, 2007) e predação (HARTMANN; KUNKEL, 1991). Além disso, as flutuações temporais e espaciais em sua composição e biomassa podem ser indicadores das alterações naturais ou antrópicas observadas no ecossistema (PADISÁK, 1992; PADISÁK; REYNOLDS, 1998; KRUK et al., 2002; PADISÁK et al., 2006).

Os primeiros estudos sobre o fitoplâncton, ocorridos há quase um século, foram motivados pela fascinação sobre esses organismos encontrados nos corpos d'água e a detecção de padrões sobre a ocorrência dos organismos do fitoplâncton (Reynolds, (1998). Mais recentemente, os fitoplanctólogos voltaram seus interesses para a questão do manejo da qualidade da água em lagos e reservatórios e a busca por formas de conter a superprodução das espécies do fitoplâncton que eventualmente causam danos às atividades humanas, como, por exemplo, causadoras de odor e sabor desagradáveis, de entupimento de filtros ou tóxicas, como algumas cianobactérias, diatomáceas e dinoflagelados.

A visão atual da comunidade fitoplanctônica como um discriminador ambiental surgiu da tentativa de prever os efeitos de mudanças antropogênicas no ambiente através da classificação de espécies de acordo com sua resposta a determinadas alterações ambientais. As características físicas e químicas da água oferecem apenas uma informação instantânea das condições da água, enquanto que as biológicas fornecem informações dos efeitos ambientais prolongados, pois são capazes de refletirem estados não mais existentes no momento da amostragem (Lobo et al., 2002). Portanto, as análises físicas, químicas e biológicas se complementam na avaliação da qualidade das águas. Desta forma, a análise da dinâmica do fitoplâncton é possível verificar amplas alterações na composição em resposta a alterações ambientais, como a eutrofização (REYNOLDS et al., 2002).

A composição do fitoplâncton é influenciada por diversos fatores bióticos e abióticos como a circulação da massa d'água, penetração da luz, temperatura, nutrientes, substâncias tóxicas, microrganismos heterotróficos, agentes patogênicos, parasitas e herbívoros (REYNOLDS, 2006). Em reservatórios, os fatores envolvidos na estruturação da comunidade fitoplanctônica resultam da relação entre as condições químicas (nutrientes, principalmente fósforo, que regulam a produção primária fitoplanctônica), físicas (temperatura e luminosidade) e biológicas (composição e abundância do zooplâncton) que são reguladas pelas alterações hidráulicas e resultam em flutuações do nível da água. A morfometria e a taxa do fluxo hidrológico do reservatório também interferem fortemente na variabilidade ambiental normal e, conseqüentemente, na comunidade fitoplanctônica (CALIJURI et al., 2002).

Portanto, o estudo limnológico dos reservatórios e a dinâmica da comunidade fitoplanctônica são ferramentas importantes no monitoramento da qualidade da água, pois a utilização de uma variável biológica fornece resultados mais acurados do que aqueles obtidos apenas pelas variáveis físicas e químicas (ROCHA, 1992). Parâmetros físicos e químicos fornecem apenas informações instantâneas, presentes no momento da amostragem. Efeitos de longo prazo da qualidade ambiental ficam armazenados nas comunidades biológicas, que refletem informações não mais presentes no ambiente no momento da amostragem (ROCHA, 1992; LOBO et al., 2002).

Tendo em vista a importância ecológica, econômica e social dos ecossistemas aquáticos continentais, em particular os reservatórios, o monitoramento da qualidade de suas águas é crucial. Sabendo-se da importância da comunidade fitoplanctônica nestes ecossistemas, seu monitoramento visa preservar os múltiplos usos dos reservatórios e promove subsídios para ações de manejo e recuperação ambiental, de forma a garantir a integridade dos recursos naturais e sua exploração sustentada (BEYRUTH, 2000a).

2 A REPRESA BILLINGS

A Represa Billings é o maior reservatório de água da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Seu espelho d'água possui 10.814,20 ha, correspondendo a 18% da área total de sua bacia hidrográfica (WHATELY, 2003). A área ocupada atualmente pela Represa Billings foi inundada a

O braço Taquacetuba possui aproximadamente 5 km de extensão e localiza-se nos municípios de São Bernardo do Campo e São Paulo, com presença da Área de Proteção Ambiental Municipal Capivari/Monos e terras indígenas ao sul (WHATELY, 2003). Devido à influência das águas poluídas do corpo central da Represa Billings, o braço Taquacetuba apresenta frequentes florações de cianobactérias (NISHIMURA et al., 2007; NISHIMURA et al., 2008), algumas potencialmente tóxicas (MOSCHINI-CARLOS et al., 2009). Em 2000, iniciou-se a transposição das águas do braço Taquacetuba da Represa Billings para a Represa Guarapiranga, com o intuito de aumentar a capacidade de regulação hídrica da última, que abastece a cidade de São Paulo (ANDRADE, 2005).

3 O FITOPLÂNCTON E AS VARIÁVEIS ABIÓTICAS

Apesar de inseridos na mesma bacia hidrográfica e reservatório, os braços Rio Grande e Taquacetuba não se conectam, o que em parte explica as diferenças observadas quanto às variáveis abióticas e bióticas (Tabela 1) (NISHIMURA, 2008). Segundo a autora, o braço Taquacetuba apresenta maior eutrofização do que o braço Rio Grande em todos os períodos estudados (Tabela 2).

Quanto ao fitoplâncton, Nishimura (2008) identificou 83 taxa de fitoplâncton (espécies e variedades): 72 no Rio Grande e 67 no Taquacetuba. Chlorophyceae foi a classe mais representativa (35 taxa), seguida por Cyanophyceae e Euglenophyceae (15 taxa cada), Zygnemaphyceae (8), Bacillariophyceae (7), Dinophyceae (2) e Cryptophyceae (1). No Rio Grande, foram selecionadas 15 espécies como descritoras, ou seja, as espécies que contribuíram para pelo menos 5% da biomassa total [estimado pelo biovolume (HILLEBRAND et al., 1999)] em pelo menos uma amostra: *Coelastrum reticulatum* (Chlorophyceae); *Mougeotia* sp., *Staurastrum leptocladum*, *S. pingue*, *S. pseudotetraceus*, *S. smithii*, *Staurodesmus* sp. e *S. dejectus* (Zygnemaphyceae); *Peridinium umbonatum* (Dinophyceae); *Euglena variabilis*, *Trachelomonas intermedia*, *T. hispida* var. *coronata* e *T. volvocinopsis* (Euglenophyceae); *Aulacoseira granulata* e *A. granulata* var. *angustissima* (Bacillariophyceae). No Taquacetuba, foram selecionadas 12 espécies descritoras: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Microcystis aeruginosa*, *M. panniformis*, *Pseudoanabaena* sp., *Planktothrix agardhii* e *Pseudanabaena galeata* (Cyanobacteria); *Coelastrum reticulatum* (Chlorophyceae); *Staurastrum leptocladum* e *S. pingue*, *Staurodesmus* sp. (Zygnemaphyceae); *Aulacoseira granulata* e *A. granulata* var. *angustissima* (Bacillariophyceae).

A comunidade fitoplânctônica nos braços Rio Grande e Taquacetuba apresentaram semelhança na riqueza de espécies (S) e diversidade (H') (Tabela 1), porém a estrutura da comunidade foi bem distinta. Tanto no Rio Grande quanto no Taquacetuba, houve grandes oscilações na biomassa do fitoplâncton, porém a biomassa média foi quase 2 vezes maior no Taquacetuba (Tabela 1 e Figura 2). A biomassa do fitoplâncton no Rio Grande foi dominada pela classe Zygnemaphyceae, representada principalmente por *Staurastrum leptocladum*, *S. pingue*, *S. smithii*, *Staurodesmus* sp. e *Mougeotia* sp. (Figura 3) e no Taquacetuba, pela classe Cyanophyceae, que formou florações inespecíficas de *C. raciborskii* e *Planktothrix agardhii* em fevereiro e maio e uni-específica de *Planktothrix agardhii* em agosto e novembro (Figura 3).

O maior aporte de nutrientes no braço Taquacetuba refletiu sobre a comunidade fitoplânctônica, acarretando em maior biomassa e florações de cianobactérias. Além do estado trófico, outros fatores podem ter contribuído para as florações de cianobactérias no Taquacetuba, como a mescla da coluna d'água, a baixa luminosidade e elevadas concentrações de N-NH_4^+ . *C. raciborskii* e *P. agardhii* são cianobactérias com estratégias dispersivas, ou seja, tendem a espalhar-se na coluna d'água e, portanto, são tolerantes à mescla e pouca luz (OLIVER; GANF, 2000). Além disso, as cianobactérias, mesmo as fixadoras de nitrogênio como *C. raciborskii*, tendem a assimilar N-NH_4^+ preferencialmente sobre as demais formas nitrogenadas (FERBER et al., 2004). Ao comparar os padrões de dominância antes e depois do isolamento do braço Rio Grande do restante da Represa Billings, Beyruth; Pereira (2002) observaram uma mudança de dominância (em termos de densidade de indivíduos por ml) de Cyanophyceae e Chlorophyceae para Chlorophyceae e Bacillariophyceae, deduzindo melhoria nas condições tróficas do ambiente. A ausência de florações de Cyanophyceae (frequente antes do isolamento deste braço) e a dominância de organismos da

classe Zygnematophyceae, evidenciam a melhoria da qualidade de suas águas. Além disso, existe uma preocupação com a manutenção da qualidade da água por parte da agência responsável pelo manejo deste reservatório, pois esta água é captada para abastecimento público. A fim de manter a qualidade da água adequada para o abastecimento público, algumas medidas já foram tomadas, como o isolamento desse braço do restante da Billings e a SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo) executa constante aplicação de algicidas a fim de controlar a biomassa algal. Alguns estudos já demonstraram que a periódica aplicação de algicida interfere na dinâmica natural da comunidade fitoplanctônica (BEYRUTH, 2000b; PADOVESI-FONSECA; PHILOMENO, 2004). Porém, a aplicação de sulfato de cobre, um dos algicidas empregados, em alternância com o peróxido de hidrogênio, deve ser compreendido como uma medida paliativa contra a biomassa excessiva de algas e cianobactérias. Deve ser utilizado com cautela e constantes estudos são necessários a fim de avaliar e evitar potenciais problemas ainda desconhecidos decorrentes do uso a longo prazo como bioacumulação, toxicidade e seleção de espécies resistentes ao cobre (BARCELOUX, 1999; BEYRUTH, 2000b; GARCÍA-VILLADA et al., 2004). Demonstrando a massiva aplicação de sulfato de cobre na próxima à região de captação de água bruta no braço Rio Grande, Mariani; Pompêo (2008) encontraram teores de cobre no sedimento neste local da ordem de 3.582,6 mgCu/kg de sedimento, cerca de 18 vezes a concentração acima da qual os efeitos adversos sobre a biota foram estatisticamente frequentes (PEL - *probable effect level*), com base nos Guias de Qualidade Ambiental Canadenses (CCME, 2003).

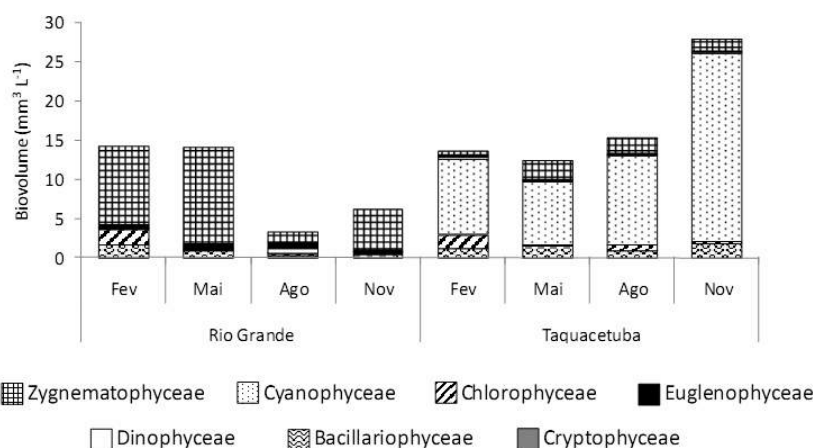


Figura 2: Biovolume médio dos organismos fitoplanctônicos (n = 6) em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005 nos braços Rio Grande e Taquacetuba da Represa Billings.

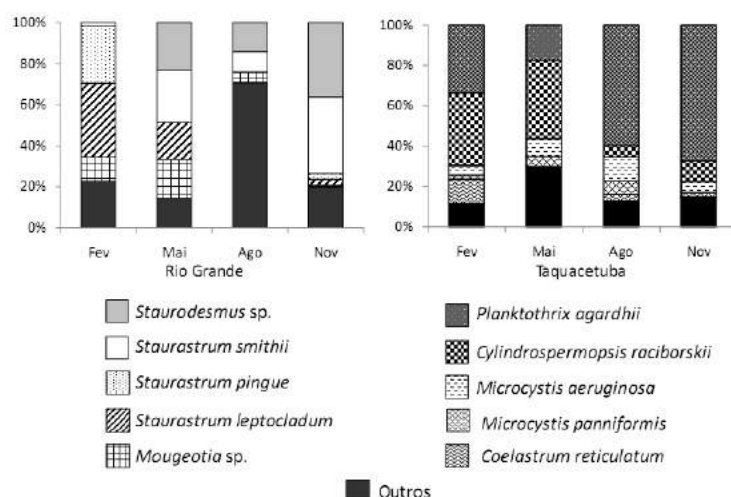


Figura 3: Biomassa relativa das principais espécies descritoras do fitoplâncton em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005 nos braços Rio Grande e Taquacetuba da Represa Billings.

Tabela 1: Valores médios (n = 24) e respectivos desvios padrões (quando existentes) das variáveis abióticas e bióticas nos braços Rio Grande e Taquacetuba da Represa Billings em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005, em 6 profundidades. Legenda: $Z_{\max}$ = profundidade máxima; Z_{eu} = profundidade da zona eufótica; $Z_{eu}/Z_{\max}$ = razão entre as profundidades da zona eufótica e máxima; Z_{ds} = profundidade de desaparecimento do disco de Secchi; NO_3^- = nitrato; NO_2^- = nitrito; NH_4^+ = amônio; SiO_2 = silicato; NT = nitrogênio total; PT = fósforo total; N:P = razão molar de nitrogênio e fósforo; ST = sólidos totais; MSO = material em suspensão orgânico; MSI = material em suspensão inorgânico; Cl-a = clorofila-a; Feo = feofitina, PP = produtividade primária fitoplancônica. Dados de Nishimura (2008) e PP de (NISHIMURA et al., 2008)

Variável	Rio Grande	Taquacetuba
Riqueza (S)	45,8 ± 1,3	50,5 ± 3,1
Diversidade (H')	4,0 ± 0,2	2,4 ± 0,6
Biomassa do fitoplâncton ($mm^3 l^{-1}$)	9,4 ± 5,6	17,3 ± 7,2
$Z_{\max}$ (m)	10,9 ± 1,0	8,6 ± 1,1
Z_{eu} (m)	4,7 ± 0,4	1,9 ± 0,3
$Z_{eu}/Z_{\max}$	0,4 ± 0,03	0,2 ± 0,1
Z_{ds} (m)	2,0 ± 0,2	0,8 ± 0,1
NO_3^- ($\mu g l^{-1}$)	366 ± 317	114 ± 66
NO_2^- ($\mu g l^{-1}$)	96 ± 147	15 ± 9
NH_4^+ ($\mu g l^{-1}$)	16 ± 15	66 ± 74
SiO_2 (mg l^{-1})	1,7 ± 0,4	1,3 ± 0,1
NT ($\mu g l^{-1}$)	1611 ± 502	2938 ± 1121
PT ($\mu g l^{-1}$)	< 10	29 ± 12
N:P	357 ± 111	231 ± 23
ST (mg l^{-1})	123,0 ± 10,3	115,1 ± 5,3
MSO (mg l^{-1})	2,7 ± 0,3	9,3 ± 1,7
MSI (mg l^{-1})	0,3 ± 0,1	0,6 ± 0,3
Cl-a ($\mu g l^{-1}$)	15 ± 3	47 ± 5
Feo ($\mu g l^{-1}$)	14 ± 4	24 ± 5
PP (mgC $m^{-2} dia^{-1}$)	1033,7 ± 111,8	2795,8 ± 1361,9

Em contrapartida, o braço Taquacetuba recebe influência das águas provenientes da reversão do Rio Pinheiros, que traz consigo grande volume de esgoto doméstico e industrial da cidade de São Paulo, acarretando aumento da eutrofização e consequentemente florações de cianobactérias potencialmente tóxicas. Moschini-Carlos et al., (2009) detectaram florações de *Microcystis panniformis* e *Cylindrospermopsis raciborskii* liberando três variantes de microcistinas (MC-RR, MC-LR e MC-YR) e saxitoxina no Taquacetuba em 2007. Além disso, neste braço não existe preocupação com a manutenção da qualidade das suas águas, pois diferentemente do Rio Grande, sua água não é captada diretamente para o abastecimento público. Tal procedimento pode comprometer a qualidade da água da Guarapiranga. Portanto, a transposição de cianobactérias e cianotoxinas do Taquacetuba para a Guarapiranga deve ser monitorada a fim de evitar maior degradação desta última, que abastece grande parte da população da cidade de São Paulo.

Tabela 2: Índice do Estado Trófico para clorofila-a [IET (Cl-a)], fósforo total [IET (PT)] e disco de Secchi [IET (DS)] nos braços Rio Grande (RG) e Taquacetuba (T) na Represa Billings em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005. Dados de Nishimura (2008). - = calculo não pode ser realizado, devido à concentração de fósforo total abaixo do limite de detecção do método empregado (< 10 $\mu g l^{-1}$)

	IET (Cl-a)		IET (PT)		IET (DS)		Onde:
	RG	T	RG	T	RG	T	
fev/05	59	67	-	60	51 *	65	* = Oligotrófico
mai/05	59	67	-	61	52 *	61	= Mesotrófico
ago/05	61	65	-	63	50 *	62	= Eutrófico
nov/05	61	66	-	66	49 *	67	= Supereutrófico

4 CONCLUSÃO

Reservatórios são bons detectores dos impactos de atividades antropogênicas, pois fazem parte e integram as consequências do uso e ocupação do solo no entorno de sua bacia de drenagem (TUNDISI, 1996). Os pontos de captação de água da Represa Billings, apesar de estarem inseridos na mesma bacia hidrográfica, apresentaram características muito distintas, que acabam refletidas na comunidade fitoplanctônica, podendo, por sua vez, ser utilizada como discriminadora da qualidade da água. Estas diferenças ocorrem principalmente por causa das atividades antropogênicas no entorno da represa, como uso e ocupação do solo, que geram maior ou menor eutrofização e o gerenciamento do corpo d'água para os diferentes fins.

AGRADECIMENTO

Os autores agradecem à FAPESP pela bolsa de iniciação científica à P. Y. Nishimura e pelo financiamento (Processo nº 2002/13376-4), ao CNPq pela bolsa de mestrado à P. Y. Nishimura.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, A. A. S. **Análise da eficiência da várzea do Ribeirão Parelheiros na melhoria de qualidade das águas que afluem à Represa do Guarapiranga**, São Paulo. 2005. 91 p. Dissertação (Mestrado) -Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.
- BARCELOUX, D. G. **Copper**. *Clin. Toxicol.*, v. 37, n. 2, p. 217-230. 1999.
- BEYRUTH, Z. As algas e a previsão da qualidade ambiental - Represa do Guarapiranga. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: ABES, 2000a. p. 1-6.
- BEYRUTH, Z. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 424, p. 51–65. 2000b.
- BEYRUTH, Z.; PEREIRA, H. A. D. S. L. O isolamento do Rio Grande da Represa Billings, São Paulo: efeitos sobre o fitoplâncton durante um ciclo hidrológico completo. **B. Inst. Pesca**, v. 28, n. 2, p. 111 - 123. 2002.
- CALIJURI, M. C.; SANTOS, A. C. A. D.; JATI, S. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP - Brazil). **J. Plankton Res.**, v. 24, n. 7, p. 617-634. 2002.
- CARVALHO, N. O.; FILIZOLA JÚNIOR, N. P.; SANTOS, P. M. C.; LIMA, J. E. F. W. **Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios**. Brasília: ANEEL, 2000.
- CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT - CCME. **Summary of existing Canadian environmental quality guidelines, Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life**. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment, 2003.
- COOKE, G. D.; WELCH, E. B.; PETERSON, S. A.; NEWROTH, P. **Restoration and management of lakes and reservoirs**. 2. ed. . Boca Raton: Lewis Publishers, 1993. 548 p.
- FALKNER, R.; FALKNER, G. Phosphate-uptake by eukaryotic algae in cultures and by a mixed phytoplankton population in a lake: analyses by a force-flow relationship. **Bot. Acta**, v. 102, n. 4, p. 283-286. 1989.
- FERBER, L. R.; LEVINE, S. N.; LINI, A.; LIVINGSTON, G. P. Do cyanobacteria dominate in eutrophic lakes because they fix atmospheric nitrogen? **Freshwater Biology**, v. 49, p. 690–708. 2004.
- GARCÍA-VILLADA, L.; RICO, M.; ALTAMIRANO, M.; SÁNCHEZ-MARTÍN, L.; LÓPEZ-RODAS, V.; COSTAS, E. Occurrence of copper resistant mutants in the toxic cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*: characterisation and future implications in the use of copper sulphate as algacide. **Water Res**, v. 38, p. 2207–2213. 2004.
- HARTMANN, H. J.; KUNKEL, D. D. Mechanisms of food selection in daphnia. **Hydrobiologia**, v. 225, p. 129-154. 1991.

- HILLEBRAND, H.; DÜRSELEN, C. D.; KIRSCHTEL, D. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **J. Phycol.**, v. 35, p. 403–424. 1999.
- HUTCHINSON, G. E. The paradox of the plankton. **The American Naturalist**, v. 95, n. 882, p. 137- 145. 1961.
- KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Eds.). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: John Wiley & Sons, 1990. p.133-193.
- KRUK, C.; MAZZEO, N.; LACEROT, G.; REYNOLDS, C. S. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 9, p. 901-912. 2002.
- LOBO, A. E.; CALLEGARO, V. L. M.; BENDER, E. P. **Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadoras da qualidade de água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil**. Santa Cruz do Sul: Edunisc, 2002. 127 p.
- MARCÉ, R. **Ter River influence on Sau Reservoir limnology: empirical and watershed-scale modeling**. Barcelona. 2007. 203 p. Tese (Doutorado) - Universitat de Barcelona, Departament d'Ecologia, Barcelona, 2007.
- MARIANI, C. F.; POMPÊO, M. L. M. Potentially bioavailable metals in sediment from a tropical polymictic environment Rio Grande Reservoir, Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 8, p. 284-288. 2008.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. **Recursos hídricos no Brasil**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal/Secretaria de Recursos Hídricos, 1998.
- MOSCHINI-CARLOS, V.; BORTOLLI, S.; PINTO, E.; NISHIMURA, P. Y.; FREITAS, L. G. D.; POMPÊO, M. L. M.; DÖRR, F. Cyanobacteria and Cyanotoxin in the Billings Reservoir (São Paulo, SP, Brazil). **Limnetica**, v. 28, n. 2, p. 227-236. 2009.
- NISHIMURA, P. Y. **Ecologia da comunidade fitoplanctônica em dois braços da Represa Billings (São Paulo, SP) com diferentes graus de trofia**. São Paulo. 2008. 151 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia, São Paulo, 2008.
- NISHIMURA, P. Y.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. L. M.; GIANESELLA, S. M. F.; SALDANHA-CORRÊA, F. M. P. Phytoplankton primary productivity in Rio Grande and Taquacetuba branches (Billings Reservoir, Sao Paulo, Brazil). **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 30, n. 1, p. 50-52. 2008.
- NISHIMURA, P. Y.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. L. M.; SILVA, S. C. D.; PADIAL, P. R. A comunidade fitoplanctônica nos braços Rio Grande e Taquacetuba do Complexo Billings (São Paulo - Brasil). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 11., 2007, Macaé. **Anais...Macaé: Associação Brasileira de Limnologia**, 2007.
- OLIVER, R. L.; GANF, G. G. **Freshwater blooms**. In: WHITTON, B. A.; POTTS, M. (Eds.). **The ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space**. London: Kluwer Academic Publishers, 2000. p. 149-194.
- PADISÁK, J. Seasonal succession of phytoplankton in a Large Shallow Lake (Balaton, Hungary): A dynamic approach to ecological memory, its possible role and mechanisms. **The Journal of Ecology**, v. 80, n. 2, p. 217-230. 1992.
- PADISÁK, J.; BORIC, G.; GRIGORSZKY, I.; SORÓCZKI-PINTÉR, E. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. **Hydrobiologia**, n. 553, p. 1-14. 2006.
- PADISÁK, J.; REYNOLDS, C. S. Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokaryotes. **Hydrobiologia**, v. 384, p. 41–53. 1998.
- PADOVESI-FONSECA, C.; PHILOMENO, M. G. Effects of algicide (copper sulfate) application on short-term fluctuations of phytoplankton in Lake Paranoá, central Brasil. **Braz. J. Biol.**, v. 64, n. 4, p. 819-826. 2004.
- REYNOLDS, C. S. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? **Hydrobiologia**, v. 369/370, p. 11–26. 1998.
- REYNOLDS, C. S. **Ecology of phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press. 2006. 535 p.

- REYNOLDS, C. S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASEILLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **J. Plankton. Res.**, v. 24, n. 5, p. 417-428. 2002.
- ROCHA, A. A. Algae as biological indicators of water pollution. In: CORDEIRO-MARINO, M.; AZEVEDO, M. T.; SANT'ANNA, C. L.; TOMITA, N. Y.; PLASTINO, E. M. (Eds.). **Algae and environment: a general approach**. São Paulo: SBFic/CETESB, 1992. p. 34-52.
- ROY, S.; CHATTOPADHYAY, J. Towards a resolution of 'the paradox of the plankton': a brief overview of the proposed mechanisms. **Ecol. Complex.**, v. 4, n. 1-2, p. 26-33. 2007.
- SABESP. **Tratamento de água na Região Metropolitana de São Paulo**. São Paulo: SABESP, 2006. Disponível em: <<http://www.sabesp.com.br/CalandraWeb/CalandraRedirect/?temp=4&proj=sabesp&pub=T&db=&docid=CC8BB4856DE5633B832571AE005B0E26>>. Acesso em: 01 nov. 2006.
- SOMMER, U.; PADISÁK, J.; REYNOLDS, C. S.; JUHÁSZ-NAGY, P. Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. **Hydrobiologia**, v. 249, p. 1-7. 1993.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. State-of-art of reservoir limnology and water quality management. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Eds.). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993. p. 213-288.
- TUNDISI, J. G. Distribuição espacial, sequência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: Fatores limitantes e controladores. **Rev. Brasil. Biol.**, v. 50, n. 4, p. 937-955. 1990.
- TUNDISI, J. G. Reservoir as complex systems. **Ciência e Cultura**, v.48, n.5/6, 1996. p.383-387.
- TUNDISI, J. G. **Água no século XXI**: enfrentando a escassez. 2 ed. São Carlos: RiMa, IEE. 2005. 248 p.
- TUNDISI, J. G. Exploração do potencial hidrelétrico da Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 21, n. 59, p. 109-117. 2007.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; CALIJURI, M. C. Limnology and management of reservoir in Brazil. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Eds.). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993. p. 25-55.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. Theoretical basis for reservoir management. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Eds.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: International Institute of Ecology/Brazilian Academy of Sciences/ Backhuys Publishers, 1999. p. 505-528.
- WHATELY, M. **Seminário Billings 2002**: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, recuperação e uso sustentável da Bacia Hidrográfica da Billings. São Paulo: Instituto Sócioambiental, 2003.

CAPÍTULO 4

HISTÓRICO DE ESTUDOS SOBRE A COMUNIDADE ZOOPLÂNTICA DO RESERVATÓRIO RIO GRANDE AO LONGO DO TEMPO E SUA HETEROGENEIDADE ESPACIAL

Patrícia do Amaral Meirinho & Marcelo Pompêo

Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.
E-mail: patymeiri@ib.usp.br

RESUMO

O zooplâncton do braço Rio Grande foi alvo de diversos estudos no período em que este foi isolado da represa Billings para manter a qualidade de sua água que serve até hoje ao abastecimento público. Estes estudos mostraram mudanças na comunidade zooplânctônica considerando o período anterior e após o isolamento, sendo que o zooplâncton foi um bom bioindicador, indicando melhora na qualidade da água após o isolamento. Porém, estudos realizados após muitos anos do isolamento e mais recentemente mostraram uma piora, atribuída ao contínuo recebimento de cargas poluidoras à montante. A fauna é composto principalmente por Rotífera e Cyclopoida. Calanoides apenas foram observados quando houve melhora da qualidade da água após isolamento e os cladóceros sempre estiveram em menor proporção, porém atualmente estão ainda mais raros, mostrando ser outro grupo que não se adaptou ao reservatório onde as mudanças são constantes. Além disso, no reservatório Rio Grande ocorre marcada heterogeneidade espacial e o zooplâncton responde a esta, modificando sua estrutura ao longo do gradiente de condições ambientais que ocorrem ao longo de seu eixo central, sendo novamente considerado um bom bioindicador. O que se observou mais recentemente é que a abundância de organismos no geral diminuiu em direção à barragem, sendo a maioria destes, rotíferos. Entre os Cyclopoida, ocorre principalmente a espécie *Thermocyclops decipiens*, que possui maior abundância nas porções mais próximas da barragem ou central, contrariando o padrão apresentado pelos rotíferos. Os rotíferos em geral indicaram maior índice de eutrofização que *T. decipiens*, que também preferiu ambiente eutrofizado, porém até certo limite.

1 INTRODUÇÃO

O reservatório Rio Grande é um importante braço da represa Billings que em 1982 foi isolado do restante da represa. Esse isolamento teve como objetivo principal preservar a qualidade de suas águas, não a comprometendo junto ao restante da represa, na intenção de garantir água de melhor qualidade para o abastecimento público, até o presente captado no local. As pesquisas limnológicas neste reservatório se dão a partir do final da década de 1970, por pesquisadores do Instituto de Pesca. Porém, apesar desse esforço inicial, por um bom período de tempo foi pouco estudado. No caso da comunidade zooplancônica, objeto de estudo deste manuscrito, podem ser citados a dissertação de mestrado de Sendacz (1978), com seu respectivo artigo Sendacz (1984) e Sendacz et al. (1985), realizados antes do isolamento do braço; Sendacz et al. (1984), realizado no período de isolamento; Kubo (1989), realizado logo após o isolamento; Cetesb (1996), realizado 11 anos após o isolamento e Meirinho (2010), realizado 26 anos após o isolamento. Há também o trabalho de Sendacz; Kubo (1999), que traz importante resumo de seus estudos, compreendendo os períodos de antes e depois do isolamento do braço Rio Grande.

Este capítulo tem como objetivo a descrição do estado de conhecimento atual da comunidade zooplancônica no reservatório Rio Grande, assim como apresentar breve histórico comparando as pesquisas resumidas em Sendacz e Kubo (1999), com a mais atual (MEIRINHO, 2010).

2 O RESERVATÓRIO RIO GRANDE E O COMPLEXO BILLINGS

A Bacia Hidrográfica da Billings possui 582,8 km², se localiza na porção sudeste da Região Metropolitana de São Paulo e faz limite com a Bacia Hidrográfica da Guarapiranga a oeste e com a Serra do Mar ao sul (CAPOBIANCO, 2002). A Represa Billings é o maior reservatório de água da Região Metropolitana de São Paulo, com 120 km² e volume máximo de 1,2 bilhões de metros cúbicos (CETESB, 2003). Devido ao relevo da região fortemente acidentado, a represa apresenta formato dendrítico, e por isso está subdividida em oito unidades ou braços (CAPOBIANCO, 2002). Segundo Cetesb (1996), o clima predominante na região é o tropical úmido, as temperaturas médias mais altas ocorrem de dezembro a março (média de 21° a 22° C), e diminuem a partir de abril, sendo menores entre junho e julho (média de 14° a 15° C). Apresenta grande queda pluviométrica, sendo janeiro o mês mais chuvoso e julho o mês mais seco, havendo assim duas estações: uma chuvosa (de outubro a março) e outra de estiagem (de abril a setembro).

A Represa Billings foi construída a partir de 1927 com finalidade energética e em 1982, o braço Rio Grande, que já estava sendo utilizado para abastecimento público da região do ABC, teve de ser interceptado totalmente com a construção da Barragem Anchieta. Desta forma, a água eutrofizada do corpo central passou a não mais ter contato com a água do braço Rio Grande, mantendo sua qualidade (CAPOBIANCO, 2002; CETESB, 2003). O braço passou a funcionar como um reservatório independente, recebendo somente influência dos lançamentos domésticos e industriais das cidades de Rio Grande da Serra, Ribeirão Pires e São Bernardo do Campo (CETESB, 2003).

Abrangendo os municípios de São Bernardo do Campo, Santo André, Ribeirão Pires e Rio Grande da Serra (SEMA, 1999), este braço possui aproximadamente 15 km² e 155 milhões de metros cúbicos de água. Entretanto, já em 1979 essa água se apresentava com altos índices de poluição, ou seja, antes de seu isolamento (Cetesb, 1996). A qualidade da água melhorou após seu isolamento (KUBO, 1989), apesar de ainda receber, cargas poluidoras de Rio Grande da Serra e Ribeirão Pires. Isso gerou problemas na qualidade da água, sendo o aumento da urbanização (inclusive irregular), e falta de saneamento básico as causas do problema (SEMA, 1999).

3 AMOSTRAGENS DOS ESTUDOS DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA REALIZADOS AO LONGO DO TEMPO

Relativo aos estudos da comunidade zooplancônica, a mesma metodologia de coleta foi empregada em todos os trabalhos consultados, ou seja, arrastos verticais na coluna d'água desde 0,5

m próximo ao sedimento até a superfície. Para a análise quantitativa foi utilizada rede de 68 µm de abertura de malha e estimado o volume filtrado a partir da profundidade do arraste e da área da boca da rede. O que difere entre os trabalhos é a frequência e número de pontos amostrados, como pode ser observado na Tabela 1.

Tabela 1: Estudos da comunidade zooplancônica realizados no braço Rio Grande (Complexo Billings, SP)

Autor	Data coletas	Frequencia coletas	nº pontos	Localidade
Sendacz (1978)	09/1977 a 08/1978	quinzenais	1	próximo à barragem *
Sendacz et al. (1985)	1979	trimestrais	1	próximo à barragem *
Sendacz et al. (1984)	1981/1982	mensais	1	próximo à barragem *
Kubo (1989)	07/1982 a 06/1984	mensais	3	1 km, 8 km e 10 km da barragem
Cetesb (1996)	1992/1993	mensais	1	próximo à barragem *
Meirinho (2010)	09/2008 e 03/2009	período seco e chuvoso	12	ao longo do reservatório

* próximo ao ponto de captação da Sabesp.

Assim, o ponto localizado próximo à barragem, onde a SABESP faz a captação da água bruta empregada no abastecimento público, foi mais amostrado, permitindo comparações ao longo do tempo. Este ponto está representado em Kubo (1989) pelo ponto a 1 km da barragem e em Meirinho (2010), pelo ponto equivalente, que chega mais próximo da barragem (ponto 12, Figura 1). Outros locais no reservatório foram estudados unicamente por Kubo (1989) e Meirinho (2010).

4 HISTÓRICO DE ESTUDOS DA COMUNIDADE ZOOPLANCÔNICA

Os anos compreendidos entre 1977 e 1984 foram os mais pesquisados e compreendem os períodos anterior, durante e posterior ao isolamento do braço Rio Grande do restante da Billings. Através destes dados levantados é possível perceber as mudanças ocorridas próximo à barragem Anchieta, com evidências de melhorias na qualidade da água após o isolamento, como observado em Kubo (1989). Porém em Cetesb (1996) e Meirinho (2010), observa-se que o braço volta a se deteriorar, o que é atribuído às cargas poluidoras que chegam através de sua bacia de drenagem, principalmente de Rio Grande e Ribeirão Pires. Beyruth; Pereira (2002) discutem que o isolamento trouxe melhora na qualidade da água, porém o local ainda exibia eutrofização suficiente para sustentar florações que interferiam com o tratamento da água empregada no abastecimento público.

Antes do isolamento, o ponto hoje próximo da barragem, tinha em média 6 m de profundidade e continha na maior parte do ano florações de cianobactérias (SENDACZ, 1978). Após o isolamento, a profundidade do local aumentou para 10 a 12 m (KUBO, 1989; CETESB, 1996; MEIRINHO, 2010) e as florações foram controladas principalmente devido à intensificação das aplicações de sulfato de cobre a partir de 1982, o que aumentou a concentração de cobre na coluna d'água (SENDACZ; KUBO, 1999) e no sedimento (MARIANI; POMPÊO, 2008).

A densidade numérica da comunidade zooplancônica no ponto próximo à barragem, como se pode observar na Tabela 2, era maior antes e durante o isolamento do braço Rio Grande, chegando a uma média de quase 694 mil ind/m³ em 1979 devido a uma grande dominância de rotíferos. Após o isolamento, ora Rotífera, ora Cyclopoida continuavam em maior abundância relativa, mas com menores densidades numéricas em relação aos períodos anteriores.

As baixas densidades zooplancônicas encontradas devem estar relacionadas a alteração do fitoplâncton tanto pelas baixas concentrações de nutrientes como pelo tratamento com sulfato de cobre (CETESB, 1996). Além disso, a presença e dominância de Cyclopoida no local, assim como a presença de *Bosmina* e *Brachionus*, que são considerados organismos mais resistentes, também sugeriram a ocorrência de efeitos tóxicos do cobre sobre o zooplâncton, o que também pode ser indicado pelos testes de toxicidade com *Ceriodaphnia dubia*, realizados com a água da superfície do local, com toxicidade aguda nos meses avaliados (CETESB, 1996).

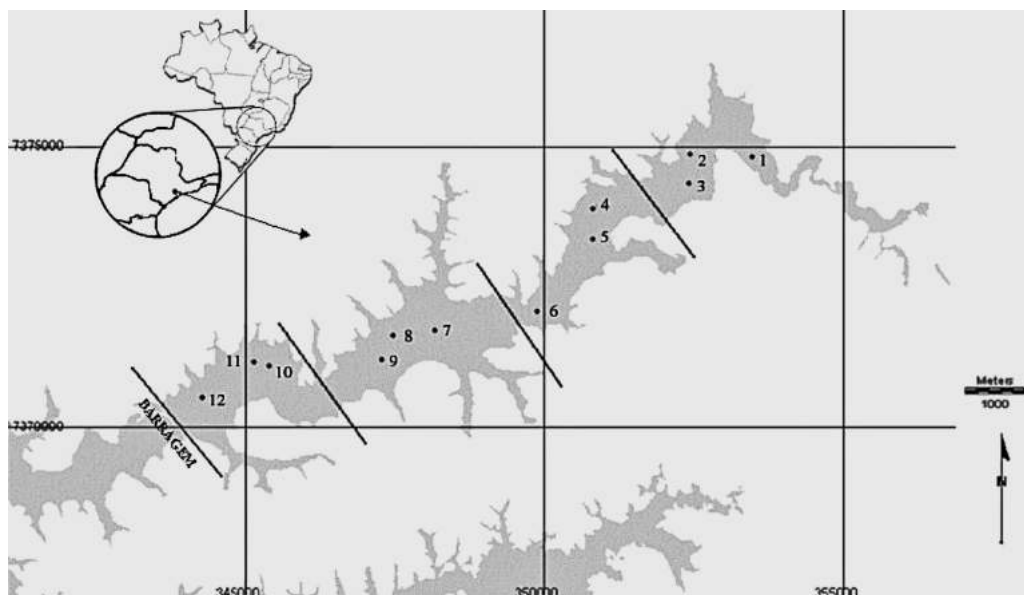


Figura 1: Pontos de coleta entre 2008 e 2009 (dados de Meirinho, 2010).

Tabela 2: Zooplâncton ao longo do tempo no ponto próximo à barragem do reservatório Rio Grande

	Antes do isolamento		Durante	Após o isolamento			
	Sendacz (1978)	Sendacz et al. (1985)	Sendacz et al. (1984)	Kubo (1989)		Cetesb (1996)	Meirinho (2010)
ano	1977/1978	1979	1981/1982	1982/1983	1983/1984	1992/1993	2008/2009
Zooplâncton total (ind/m ³)	77172	693974	68626	68609	33133	8257	16474
% grupos	-	-	-	-	-	-	-
Rotifera	35,50%	80,70%	36,40%	39,40%	51,20%	4,60%	66%
Cyclopoida	38,50%	16,50%	36,20%	48,30%	36,40%	89,60%	34%
Calanoida	-	-	0,05%	0,10%	1,80%	-	-
Cladocera	23%	3,20%	27,20%	11,30%	10,60%	5,80%	-

Não foi constatada a presença de Calanoida antes do isolamento, estando presentes somente entre 1981 e 1984 e em baixa proporção (SENDACZ et al. 1984; KUBO, 1989). Este grupo de organismos é geralmente associado a ambientes oligotróficos/mesotróficos, sendo a proporção Calanoida/Cyclopoida útil como indicador de trofia (MATSUMURA-TUNDISI; SILVA, 1999). Assim, sua presença após o isolamento sugere melhoria da qualidade da água após a construção da barragem, como já havia sido observado por Kubo (1989). Porém, a ausência destes organismos mais recentemente indica uma piora com o decorrer dos anos devido às cargas poluentes recebidas em sua bacia de drenagem, como pode ser observado nos trabalhos de Cetesb (1996) e Meirinho (2010), onde esse grupo volta a desaparecer.

A dominância de Cyclopoida em relação aos Calanoida é relacionada principalmente com seus hábitos alimentares (PERBICHE-NEVES et al., 2007). Sendo os Cyclopoida onívoros raptoriais, eles capturam partículas de alimento, podendo ingerir porções de algas filamentosas e coloniais que devem ser um alimento inadequado para os Calanoida (PANARELLI et al., 2001).

No caso do reservatório Rio Grande, a espécie dominante entre os Cyclopoida foi sempre a *Thermocyclops decipiens*, embora antes do isolamento esta dividisse a dominância com *Metacyclops mendocinus* e depois com *Tropocyclops prasinus*. Já após o isolamento, *M. mendocinus* quase desapareceu ficando apenas associada ao *T. prasinus*. Com o passar do tempo, Cetesb (1996), cita os Cyclopoida com dominância de 89,6%, sem entretanto informar de quais espécies. Já em Meirinho (2010) é mostrado que os Cyclopoida continuam a ter grande importância ao lado dos Rotifera, mas esta importância se deve apenas a *T. decipiens*, já que as outras espécies citadas parecem ter sido substituídas ao longo do tempo por espécies como *Acanthocyclops*

robustus e *Thermocyclops inversus* que existem apenas em pequena quantidade. Na tabela 3 pode ser observada uma lista das espécies que já ocorreram ao longo do tempo no ponto próximo à barragem do reservatório.

A espécie *T. decipiens* é frequentemente numerosa ou dominante em ambiente eutrófico, podendo servir como bioindicador (REID, 1988). Segundo Landa et al. (2007), é um organismo que, assim como outras espécies pequenas do zooplâncton, é favorecido pela maior quantidade de detritos orgânicos e bactérias existentes em um ambiente eutrofizado. Esta espécie possui grande dispersão, sendo extremamente adaptável a ambientes novos independentemente do grau trófico, embora tenha preferência por ambientes meso-eutróficos (LANDA et al., 2007). Desta forma, ela mostra ser uma espécie que se adapta a diferentes ambientes e que em um ambiente como o de reservatório, bastante dinâmico, poderia se adaptar mais facilmente a mudanças deste e se tornar dominante, como observado no reservatório Rio Grande (MEIRINHO, 2010).

Os rotíferos, com exceção de Cetesb (1996), sempre estiveram em elevada densidade, o que é comum em região tropical e subtropical, mas também podem ser associados ao grau de trofia do ambiente, sendo dominantes em locais mais eutrofizados (COELHO-BOTELHO, 2003).

Os gêneros *Keratella*, *Brachionus*, *Polyarthra* e *Trichocerca* eram os mais abundantes antes do isolamento do reservatório, porém segundo Kubo (1989), apenas *Keratella* e *Polyarthra* mantiveram abundâncias significativas, enquanto os outros foram praticamente substituídos por *Collotheca*, *Conochilus* e *Pompholix*. Em Meirinho (2010), pode-se notar que os gêneros mais abundantes foram *Polyarthra*, *Keratella*, *Proales* e *Collotheca*, mostrando assim que há alguns gêneros com maior importância numérica no reservatório, alguns desde antes do isolamento, outros mais recentes. Porém, estes se alternam no tempo com uns sendo mais abundantes em um momento e outros em outro momento. A Tabela 3 traz uma lista dos gêneros de rotíferos que ocorreram ao longo do tempo, observando-se que, como a maioria dos trabalhos não continha rotíferos no nível de espécie, foi mantido o nível de gênero em todos os estudos para facilitar a comparação.

Entre os cladóceros, antes e durante o isolamento ocorria domínio do gênero *Bosmina*, com médias anuais variando de 53 a 74% dos cladóceros, sendo também importantes os gêneros *Diaphanosoma* (SENDACZ, 1978; SENDACZ et al., 1984) e *Ceriodaphnia* (SENDACZ et al., 1985), o que indica ambiente eutrofizado. Após o isolamento, a situação mudou, com maior equilíbrio entre os gêneros, havendo apenas leve predomínio de *Bosmina* ou *Diaphanosoma*, o que indica melhoria na qualidade da água. Porém Cetesb (1996) já indica novamente dominância de *Bosmina*, voltando ao padrão anterior à construção da barragem e, portanto, indicando uma provável piora na qualidade da água. Meirinho (2010) corrobora piora, com a ausência de cladóceros na região próxima à barragem, havendo apenas cladóceros em outros pontos a montante.

Assim como ocorre com os cladóceros, outras espécies também não ocorrem no ponto mais próximo à barragem em Meirinho (2010), sendo que de 45 espécies, apenas 23 ocorreram neste ponto e, mais especificamente, de cinco Cyclopoida, sete Cladocera e 33 Rotifera, ocorreram três Cyclopoida e 20 Rotifera, o que mostra a importância de se coletar em maior número de pontos quando se pretende considerar o ambiente todo. Kubo (1989), embora em menor proporção, também encontrou mais espécies quando considerou outros pontos de amostragem, sendo que de 49 espécies, o autor encontrou 43 próximas da barragem.

Assim, da mesma forma que a composição de espécies muda ao longo do reservatório, as abundâncias destas também, sendo que espécies podem ser mais abundantes ou menos abundantes conforme o local do reservatório, como é possível observar na Tabela 4 (MEIRINHO, 2010).

5 HETEROGENEIDADE NA DISTRIBUIÇÃO DO ZOOPLÂNCTON

O zooplâncton no braço Rio Grande, como já dito, varia espacialmente em sua composição de espécies e abundâncias no reservatório. Assim, Kubo (1989) amostrou em mais dois pontos além do ponto próximo à barragem, com isso, observou que a densidade numérica total e também as densidades da maioria dos grupos e espécies aumentavam conforme se distanciava da barragem. Exceção feita aos Calanoida, aumentando sua abundância próxima à barragem (Tabela 5).

Tabela 3: Composição de espécies ao longo do tempo no ponto próximo à barragem do reservatório Rio Grande

	Sendacz (1978)/Sendacz et al. (1985)	Kubo (1989)	Meirinho (2010)
Período de coletas em relação ao isolamento do braço	1977/1979 antes	1982/1984 após	2008/2009 26 anos após
Copepoda			
<i>Acanthocyclops robustus</i>			X
<i>Eucyclops</i> sp.	X	X	
<i>Mesocyclops longisetus</i>	X	X	
<i>Metacyclops mendocinus</i>	X	X	
<i>Thermocyclops decipiens</i>	X	X	X
<i>Thermocyclops inversus</i>			X
<i>Tropocyclops prasinus</i>	X	X	
<i>Argyrodiaptomus furcatus</i>		X	
<i>Diaptomus corderoi</i>		X	
Cladocera			
<i>Bosmina</i> sp.	X		
<i>Bosmina longirostris</i>		X	
<i>Bosmina tubicen</i>		X	
<i>Bosminopsis deitersi</i>		X	
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	X	X	
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>		X	
<i>Chydoridae</i>	X		
<i>Daphnia</i> sp.		X	
<i>Daphnia ambigua</i>		X	
<i>Daphnia gessneri</i>	X	X	
<i>Diaphanosoma</i> sp.	X		
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		X	
<i>Diaphanosoma neotropicum</i>		X	
<i>Eubosmina cf hagmanni</i>		X	
<i>Moina minuta</i>	X		
<i>Moina</i> sp.		X	
Rotifera			
<i>Anuraeopsis</i>	X	X	X
<i>Ascomorpha</i>		X	
<i>Asplanchna</i>	X	X	
<i>Brachionus</i>	X	X	X
<i>Collotheca</i>	X	X	X
<i>Conochilus</i>	X	X	X
<i>Euchlanis</i>			X
<i>Filinia</i>	X	X	X
<i>Hexarthra</i>	X	X	X
<i>Kellicottia</i>			X
<i>Keratella</i>	X	X	X
<i>Ploesoma</i>		X	X
<i>Polyarthra</i>	X	X	X
<i>Pompholix</i>	X	X	
<i>Proales</i>			X
<i>Ptygura</i>		X	
<i>Rotaria</i>	X		
<i>Synchaeta</i>		X	
<i>Testudinella</i>		X	
<i>Trichocerca</i>	X	X	X

Em Meirinho (2010) foram realizadas apenas duas coletas em um número bem maior de pontos ao longo do reservatório, mas que permitiu observar mudança na composição da comunidade zooplancônica e, desta forma, sugerir heterogeneidade espacial ao longo do gradiente montante/jusante. Quanto à densidade numérica total do zooplâncton, a mesma tendência de diminuição em direção à barragem apresentada por Kubo (1989) foi observada. Assim, a densidade numérica total dos organismos diminui grandemente ao longo do reservatório como, por exemplo, no período seco, passando de 370.406 ind/m³, próximo aos afluentes, para 21.133 ind/m³, perto da

barragem. Porém esta diminuição da densidade numérica em direção a barragem não foi observada para todos os grupos ou espécies, como por exemplo, os Cyclopoida (Figura 2, Tabela 4).

Tabela 4: Densidade numérica das espécies ao longo do reservatório Rio Grande no período seco (2008) e chuvoso (2009), segundo Meirinho (2010)

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Estação seca (set/2008)												
afluentes <-----> barragem												
Copepoda												
nauplio	4437	4323	10327	2870	4106	4998	9697	8847	7477	8437	10748	5540
copepodito	812	752	971	8200	3764	11846	2953	2392	7921	7918	8100	3233
<i>Acanthocyclops robustus</i>				16	100	5	20	15	77	63	149	44
<i>Mesocyclops meridianus</i>					56		2		4			
<i>Mycrocyclops anceps</i>					16							
<i>Thermocyclops decipiens</i>				437	94	3228	1024	397	2561	2234	2898	436
<i>Thermocyclops inversus</i>					6	5	9	21	24	49	39	25
Cladocera												
<i>Alona glabra</i>		*			47							
<i>Bosminopsis deitersi</i>	56	6	56	9	6		4					
<i>Chydorus pubescens</i>	14	11			3							
<i>Diaphanosoma birgei</i>	7	6	51	3	13	3	7	4				
<i>Leydigia striata</i>					3							
<i>Macrothrix flabelligera</i>					47			2				
<i>Simocephalus serrulatus</i>					9							
Rotifera												
<i>Anuraeopsis navicula</i>	1268	1729	794	820	513	1000	846	349	234	166	121	232
<i>Asplanchna intermedia</i>	16479	8645	19859	820	4620	1333	846	116	117			
<i>Brachionus angularis</i>	6972	11239	10327	410	4106	1000	564	349	117	208	60	39
<i>Brachionus calyciflorus</i>	3803	4323	6355	2050	513	333	282					
<i>Brachionus caudatus</i>	*	3458	3177	820	513	333	282	233	234	125	*	*
<i>Cephalodella</i> sp.	2535	5187	2383	1230	2567							
<i>Collotheca</i> sp1.	*	*	794	820	513	1000	3103	1164	1285	291	845	310
<i>Collotheca</i> sp2.					513	333	1128	815	467	125	121	77
<i>Conochilus coenobasis</i>	1901	2594	794	820		1666	282	116	234			
<i>Euchlanis</i> sp.					*							
<i>Filinia opoliensis</i>	3803	8645	7944	1230	1027	666	282	116	x	x	60	39
<i>Gastropus hyptopus</i>	0	11239	4766	820					117			
<i>Hexarthra intermedia</i>	15845	30259	33364	6150	9753	10328	5641	931	818	125	483	
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	1268		3177	19681	21559	1999	5641	1513	5958	1579	3382	155
<i>Keratella americana</i>	8873	8645	10327	820	2567	4998	564	698	350	166	121	77
<i>Keratella cochlearis</i>	59579	105475	96913	16811	22585	20324	16642	9661	9463	3450	4227	3177
<i>Keratella lensi</i>	19648	26801	22242	2460	7700	5997	8462	5355	5140	956	1268	814
<i>Keratella tropica</i>	45635	124495	82615	28291	45171	25321	9873	9196	4089	1455	2898	1046
<i>Lecane bulla</i>		*	*		*							
<i>Lecane cornuta</i>					*							
<i>Lecane curvicornis</i>	*	*										
<i>Lecane</i> sp.					513							
<i>Phompholyx complanata</i>		865					*					
<i>Platytias quadricornis</i>									*			
<i>Ploesoma truncatum</i>				*			*	*	*	*	60	
<i>Polyarthra aff. vulgaris</i>	139440	209220	201770	59042	79562	94622	51902	27355	16823	4239	6280	4106
<i>Proales</i> sp.	29156	39769	29392	7790	15912	10995	1692	582	818	42	362	*
<i>Sinatherina</i> sp.	1901	3458	2383	410	513	666	564		*			
<i>Synchaeta jollyi</i>	*	8645		820	2567	1000	564	349	234	*	60	
<i>Trichocerca dixon-nuttalli</i>	3803	3458	*	*	1540	1666	1692	582	1519	499	906	1472
<i>Trichocerca similis</i>	3169	10375	9532	6970	4106	1999	1128	582	350	166	60	232
<i>Trichocerca</i> sp.			794	410		1333		116	234		302	77
Estação chuvosa (mar/2009)												
Copepoda												
nauplio	5172	13245	17445	2863	7284	3653	3272	1719	2660	598	203	361
copepodito	618	6566	35012	6095	2592	3170	2704	3560	2381	1865	1045	1670

(continua)

(continuação)

<i>Acanthocyclops robustus</i>		4										
<i>Mesocyclops meridianus</i>		20	8	10	5							
<i>Thermocyclops decipiens</i>	6	1166	123	4203	1085	1415	65	614	57	29	14	26
<i>Thermocyclops inversus</i>			8									
Cladocera												
<i>Chydorus pubescens</i>									*			
<i>Macrothrix flabelligera</i>										3		
Rotifera												
<i>Anuraeopsis navicula</i>	2821	2717	1720	420	440	263	230	164	655	222	68	225
<i>Brachionus angularis</i>				*	31	66	*	*	41	34	51	45
<i>Brachionus calyciflorus</i>	*	85										
<i>Brachionus caudatus</i>		*										
<i>Brachionus falcatus</i>	470	170					46					
<i>Collotheca</i> sp1.					31	33	92	123	205	120	101	113
<i>Collotheca</i> sp2.	940	1104	1966	1708	3171	3587	9264	5237	5647	1726	1521	811
<i>Conochilus coenobasis</i>		425						1023	*	120	17	23
<i>Euchlanis</i> sp.				*	31							23
<i>Filinia opoliensis</i>	1411	340	123									
<i>Gastropus hyptopus</i>								41	82			
<i>Hexarthra intermedia</i>				26			*	*		34	34	90
<i>Kellicottia bostoniensis</i>		2972	860	420	691	329	46	327	41	103	169	45
<i>Keratella americana</i>	1411	170	491	26	31	33	92	*	82	*	*	23
<i>Keratella cochlearis</i>	*	85	123	79	63	33	46	*	41	68	51	23
<i>Keratella lensi</i>							*		82	x		
<i>Keratella tropica</i>	470	509	369		63	33	415	655	737	564	676	1127
<i>Lecane cornuta</i>	*											
<i>Lecane curvicornis</i>		85		*								
<i>Ploesoma truncatum</i>							92	82	41	17	34	23
<i>Polyarthra aff. vulgaris</i>	7993	1528	1966	1865	1978	2172	7375	3478	3683	1282	1555	2096
<i>Proales</i> sp.	51248	9339	14251	2758	2417	559	2397	3151	4092	1128	2333	3020
<i>Sinantherina</i> sp.					31							
<i>Synchaeta jollyi</i>							46					
<i>Trichocerca dixon-muttali</i>	1881	5094	2948	131	628	230	461	450	82	154	118	135
<i>Trichocerca similis</i>				*	31	66	46	164	246	222	203	225
<i>Trichocerca</i> sp.		85		26						120	203	113

Tabela 5: Densidades numéricas: médias anuais de 1982/1983 e 1983/1984 (dados de KUBO, 1989)

	1982/1983			1983/1984		
	afluentes <-----> barragem			afluentes <-----> barragem		
	3	2	1	3	2	1
Cyclopoida	75321	49803	33121	54819	25971	12051
Calanoida	218	276	664	241	345	598
Cladocera	30238	15435	7777	27770	7810	3515
Rotifera	92097	54240	27047	96554	36030	16969
Total	197874	119754	68609	179384	70156	33133

Segundo Marzolf (1990), o padrão da abundância do zooplâncton em reservatórios é determinado por dois fatores: velocidade da correnteza (tempo de retenção da água) e exportação de material como nutrientes e matéria orgânica dissolvida vinda dos afluentes. Assim, com os dois processos atuando simultaneamente, a maior abundância deveria ocorrer na região de transição. Porém, se um ou outro fator é dominante, o padrão da abundância muda, sendo maior em direção à barragem ou à região de rio. No caso do braço Rio Grande, parece que os materiais vindos do rio, garantem um ambiente mais rico, com maior disponibilidade de alimento à montante, ou seja, próximo da entrada dos afluentes, fazendo com que a abundância do zooplâncton seja maior nesta região (MEIRINHO, 2010).

Além disso, a região próxima aos afluentes está mais propensa ao recebimento de poluentes, enquanto que a região da barragem possui mais influência do manejo, com aplicações de algicidas.

Isto torna mais intensificado o padrão colocado por Thornton (1990), onde nutrientes, materiais em suspensão entre outros fatores diminuem em direção à barragem e outros fatores como a profundidade e a transparência aumentam. Desta forma, há uma grande variação na disponibilidade de alimento para os organismos.

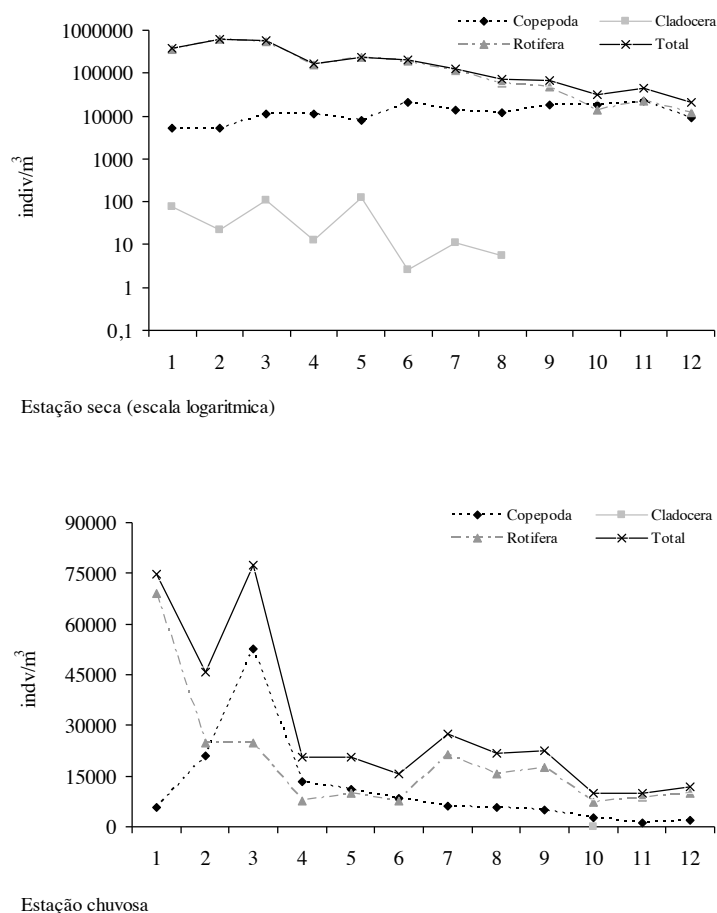


Figura 2: Abundância total e por grupos (Copepoda, Cladocera e Rotífera) ao longo do reservatório Rio Grande no período seco (2008) e chuvoso (2009). (dados de Meirinho, 2010).

Assim, em geral, em Meirinho (2010), Rotífera manteve o padrão de diminuição em direção à barragem e, como já apresentado, estes organismos são colocados como indicadores de eutrofização, aumentando suas densidades conforme a produtividade aumenta, o que deve ser devido à capacidade destes organismos se alimentarem de pequenas partículas como detritos orgânicos e bactérias (ESTEVES; SENDACZ, 2003). Isto é o que parece ocorrer no reservatório, visto que os rotíferos tendem a aumentar suas densidades no local onde há mais alimento, ou seja, onde há maior eutrofização. Este padrão tem uma variação na coleta da estação chuvosa, onde a abundância cai entre os pontos 4 e 6 e volta a aumentar no ponto 7. Tal fato pode ser devido a maior abundância de Cyclopoida no local, que podem ter servido como predadores.

Em setembro de 2008 (estação seca), a espécie mais abundante de Rotífera foi *Polyarthra aff. vulgaris*, sendo também importantes quantitativamente as espécies *Keratella tropica* e *K. cochlearis*. Já em 2009 (estação chuvosa), as espécies mais abundantes foram *Collotheca* sp2. e *Proales* sp., seguidos de *Polyarthra aff. vulgaris*. A espécie *Proales* sp. foi mais abundante nas extremidades do reservatório e *Collotheca* sp2. na região mais central (do ponto 3 ao 10). Isto retoma a idéia de que algumas espécies de rotíferos costumam ser mais abundantes no reservatório e revezam-se na dominância ao longo do tempo e, como pode se observar aqui, ao longo do espaço também.

Um fator que pode, em 2009, ter afetado a abundância de espécies e a distribuição dos rotíferos foi a presença de *Olpidium gregarium*, um fungo parasita de rotíferos. Este fungo afetou bastante algumas espécies como *Polyarthra* aff. *vulgaris* e *Proales* sp. e não afetou em nada outras como *Collotheca* sp2.. Além disso, mostrou uma tendência de aumento em sua densidade numérica em direção a barragem, ou seja, os rotíferos da região próxima à barragem, onde o ambiente é mais lacustre e menos eutrófico, foram mais afetados (MEIRINHO et al., 2013).

Os copépodos ciclopóides em Meirinho (2010) seguiram padrão diferente do encontrado por Kubo (1989), aumentando ao invés de diminuir em direção à barragem na coleta da estação seca. Este padrão já foi observado em outros reservatórios do estado de São Paulo, como nos estudos de Nogueira (2001), Zanata; Espindola (2002) e Sartori (2008). O padrão encontrado pode ter ocorrido devido ao maior tempo de residência da água na região próxima à barragem. Além disso, segundo Ceirans (2007), crustáceos, mesmo os que são indicadores de ambientes eutrofizados, devem ser afetados por florações de algas. Tal fato pode mostrar também que os Rotifera, por terem sido mais abundantes nos locais mais eutrofizados, são mais resistentes às condições eutróficas que os Cyclopoida, também frequentemente relacionados a este tipo de ambiente.

Já na coleta chuvosa, os copépodos aumentaram em número até o ponto 3 (onde houve um pico de densidade) e a partir do ponto 4 foram diminuindo. Segundo Meirinho (2010), isto pode ser devido ao ambiente, ainda que eutrófico, estar menos eutrofizado que no período seco. Assim, comparativamente, as condições tróficas são semelhantes nos locais onde os Cyclopoida foram mais abundantes em ambas as coletas, havendo uma preferência por ambientes eutróficos, mas até certo limite. Outro fator que pode ter influenciado na distribuição do grupo, é a concentração de oxigênio dissolvido que estava bastante baixa, sendo que, a partir do ponto 6, não passou de 4 mg/L em toda a coluna d'água.

Os cladóceros, que embora fossem quantitativamente menos significativos que rotíferos e ciclopóides, tinham uma clara tendência de diminuição em direção à barragem em Kubo (1989). Porém em Meirinho (2010), ou foram praticamente ausentes em todo o reservatório, ou estiveram em pequeníssimo número quando presentes na região mais próxima do ambiente de rio, onde uma maior quantidade de espécies não planctônicas foi observada. Por exemplo, no ponto 5 (estação seca) ocorreu maior número de espécies devido a um banco de macrófitas flutuantes no local. Fora isso, as espécies mais comuns foram *Bosminopsis deitersi* e *Diaphanosoma birgei*, mostrando que as famílias Bosminidae e Sididae ainda são as mais frequentes, porém em um número bastante reduzido tanto de espécies quanto de indivíduos.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos dados das pesquisas realizadas no reservatório Rio Grande ao longo do tempo é possível perceber que este respondeu a alterações no ambiente do braço com alterações na abundância e estrutura de suas populações, sendo um bom indicador das mudanças ambientais ocorridas, indicando, por exemplo, uma melhora da qualidade da água após o isolamento do braço e uma piora observada com o tempo devido ao lançamento de poluentes à montante. Também pode ser observada uma heterogeneidade espacial, onde o zooplâncton acompanhou o gradiente de mudanças nas condições do ambiente ocorridas ao longo do eixo central do reservatório, mostrando novamente ser um bom bioindicador.

Este gradiente de condições encontradas ao longo do eixo central de reservatórios ocorre naturalmente devido ao fato de um reservatório ser na verdade um rio onde seu curso foi interrompido pela construção de uma barragem e com isso se torna um ambiente semelhante a um lago, assim é um ambiente de transição onde se assemelha a um rio em sua montante e a um lago próximo da barragem (THORNTON, 1990). Porém, no caso do braço Rio Grande a sua parte à montante costuma receber muita carga poluente vindas das cidades vizinhas e na parte à jusante ocorre aplicações de algicidas para controle de algas tóxicas que ocorrem devido a eutrofização, o que é necessário devido a água ser utilizada no abastecimento público. Estes fatos acabam por acentuar ainda mais um gradiente de condições no reservatório.

Desta forma, o zooplâncton do reservatório Rio Grande mais atualmente (MEIRINHO 2010) é composto principalmente de Rotifera e Cyclopoida, que são organismos indicativos de ambiente bastante eutrofizado. No geral os rotíferos diminuem sua abundância em direção à barragem, enquanto os cyclopóides preferem as regiões ou centrais ou mais próximas à barragem. Isto indica um gradiente de diminuição da eutrofização em direção à barragem, com os Rotifera sendo os organismos mais resistentes, seguido dos Cyclopoida.

Tais organismos não são apenas mais resistentes a locais eutrofizados que outros, mas também a ambientes instáveis que estão sempre sofrendo mudanças devido ao manejo realizado no reservatório. O grupo dos Cyclopoida, por exemplo, é dominado pela espécie *T. decipiens*, que sempre foi abundante no reservatório desde antes do isolamento do braço, mostrando ser uma espécie extremamente adaptável a novas condições.

Enquanto alguns organismos se adaptaram e tornaram-se predominantes, outros desapareceram ou se tornaram muito raros. Os Calanoida, por exemplo, são organismos mais sensíveis que necessitam de condições estáveis e menos tróficas, por isso apenas estiveram presentes após o isolamento do braço, quando as condições eram mais propícias. Os Cladocera também nunca foram muito abundantes no reservatório, porém como observado recentemente estão presentes em quantidades baixíssimas, quase desaparecendo, mostrando ser outro grupo que não se adaptou, provavelmente devido ao manejo com aplicações de algicidas que pode afetar tanto por empobrecer o fitoplâncton quanto pela própria toxicidade gerada ao meio.

Quanto aos Rotifera, estes sempre foram importantes numericamente e tendem a continuar assim ou aumentar ainda mais sua abundância, sendo os organismos mais abundantes do reservatório. Dentre os Rotifera, algumas espécies se destacam mais que outras e estas podem variar sua dominância com o tempo. Porém, o fato do grupo estar sendo parasitado pelo *Olpidium gregarium* pode trazer modificações na comunidade, fazendo com que algumas espécies possam ser mais favorecidas em detrimento de outras que estejam sendo mais afetadas pelo parasita. Apesar de que independentemente de quais espécies sejam mais abundantes dentro do grupo, os Rotifera provavelmente continuarão a dominar o reservatório.

Desta forma, futuramente, se nada mudar no reservatório relativo à chegada de poluentes, a Sabesp terá que continuar a se utilizar de algicidas para o controle das algas formadas pela eutrofização, o que continuará a afetar os seres vivos dentro do ecossistema. Com isso, a comunidade zooplancônica continuará respondendo com uma dominância de Rotifera, um aumento da abundância de Cyclopoida onde houver menor eutrofização e, assim, cada vez mais espécies resistentes serão selecionadas, enquanto outras ficarão cada vez mais raras, continuando a indicar um ambiente instável e impactado. Sendo assim, apenas se for dada a devida importância para a entrada de poluentes no reservatório é que a qualidade da água poderá mudar, inclusive evitando os constantes tratamentos com algicidas que deveriam ser apenas paliativos e que, no caso, acabam por ajudar na deterioração do ecossistema.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à FAPESP pelo financiamento (Processos nº 02/13376-4 e 2006/51705-0).

REFERÊNCIAS

- BEYRUTH, Z.; PEREIRA, H. A. S. L. The isolation of Rio Grande from Billings reservoir, São Paulo, Brazil: effects on the phytoplankton. **B. Inst. Pesca**, v. 28, n. 2, p. 111-123, 2002.
- CAPOBIANCO, J. P. R. **Billings 2000: ameaças e perspectivas para o maior reservatório de água da Região Metropolitana de São Paulo**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2002. 59 p. (Relatório do Diagnóstico Socioambiental Participativo da Bacia Hidrográfica da Billings no período 1989-99).
- CEIRANS, A. Zooplankton indicators of trophy in Latvian lakes. **Acta Universitatis Latviensis**, v. 723, p. 61-69, 2007.

- COELHO-BOTELHO, M. J. **Dinâmica da Comunidade Zooplancônica e sua Relação com o Grau de Trofia em Reservatórios**. São Paulo: CETESB. 2003.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Comunidade planctônica e clorofila-a do complexo Billings (out. 92 a out. 93)**. São Paulo: CETESB, 1996.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2002**. São Paulo: CETESB, 2003.
- ESTEVES, K. E.; SENDACZ, S. Relações entre a biomassa do zooplâncton e o estado trófico de reservatórios do estado de São Paulo. **Acta Limnol. Bras.**, v. 2, p. 587-604, 1988.
- KUBO, E. **Autodepuração da Represa do Rio Grande (Complexo Billings – SP): Zooplâncton**. 1989. 100 p. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Paulo, 1989.
- LANDA, G. G.; BARBOSA, F. A. R.; RIETZLER, A. C.; MAIA-BARBOSA, P. M. *Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929) (Copepoda Cyclopoida) as indicator of water quality in the state of Minas Gerais, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 50, n. 4, p. 695-705, 2007.
- MARIANI, C. F.; POMPÊO, M. Potentially bioavailable metals in sediment from a tropical polymictic environment - Rio Grande Reservoir, Brazil. **J. Soils Sediments**, v. 8, p. 284-288, 2008.
- MARZOLF, G. R. Reservoirs as environments for zooplankton. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: Wiley Interscience Publication, 1990. p. 195-208.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; SILVA, W. M. Crustáceos copépodos planctônicos. In: ISMAEL, D.; VALENTI, W.C.; MATSUMURA-TUNDISI, T. et al. (Eds.). **Biodiversidade do Estado de São Paulo 4: invertebrados de água doce**. São Paulo: Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo, 1999. p. 91-100.
- MEIRINHO, A. M. **Compartimentalização da comunidade zooplancônica em um reservatório tropical urbano eutrofizado (braço Rio Grande, Complexo Billings, SP)**. Dissertação (mestrado). USP, São Paulo, 2010. 89p.
- MEIRINHO, P. A.; NISHIMURA, P. Y.; PIRES-ZOTTARELLI, C. L. A.; MOCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. L. M. *Olpidium gregarium*, a chytrid fungus affecting rotifers populations in Rio Grande Reservoir, São Paulo State, Brazil. **Biota Neotrop.**, v. 13, n. 1, 2013.
- NOGUEIRA, M. G. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 455, p. 1-18, 2001.
- PANARELLI, E. A.; NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R. Short-term variability of copepod abundance in Jurumirim reservoir, São Paulo, Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 61, n. 4, p. 577-598, 2001.
- PERBICHE-NEVES, G.; SERAFIM JR., M.; GHIDINI, A. R.; BRITO, L. Spatial and temporal distribution of Copepoda (Cyclopoida and Calanoida) of an eutrophic reservoir in the basin of upper Iguaçu River, Paraná, Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, v. 19, n. 4, p. 393-406, 2007.
- REID, J. W. *Thermocyclops decipiens* (Copepoda Cyclopoida): exemplo de confusão taxonômica. **Acta Limnol. Brasil.**, v. 11, p. 479-499, 1988.
- SARTORI, L. P. **Compartimentalização longitudinal do reservatório de Rosana (Rio Paranapanema, SP/PR) – variáveis limnológicas e assembléias zooplancônicas**. 2008. Tese (Doutorado), Universidade Estadual de São Paulo, Botucatu, 2008.
- SEMA - SECRETARIA DO ESTADO DO MEIO AMBIENTE. **Termo de referencia para o programa de recuperação ambiental da Bacia Billings**. São Paulo: Coordenadoria de Planejamento Ambiental, 1999. 828 p.
- SENDACZ, S. **Alguns aspectos do zooplâncton da Represa Billings**. 1978. 84 p. Dissertação (Mestrado em Zoologia), Universidade de São Paulo, São Paulo, 1978.
- SENDACZ, S. A study of the zooplankton community of the Billings Reservoir – São Paulo. **Hydrobiologia**, v. 113, p. 121-127, 1984.

- SENDACZ, S.; KUBO, E.; FUJIARA, L. P. Further studies on the zooplankton community of a eutrophic reservoir in Southern Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 22, p. 1625-1630, 1984.
- SENDACZ, S.; KUBO, E.; CESTAROLLI, M. A. Limnologia de reservatórios do Sudeste do Estado de São Paulo. Viii. Zooplankton.. Boletim do Instituto de Pesca, v. 12, n. 1, p. 187-207, 1985.
- SENDACZ, S.; KUBO, E. Zooplâncton de reservatórios do Alto Tietê, Estado de São Paulo. In: HENRY, R. (Org.). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**. Botucatu: Fundibio; Fapesp, 1999. p. 511-529.
- THORNTON, K. W. Perspectives on reservoir limnology. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: Wiley Interscience Publication, 1990. p. 1-13.
- ZANATA, L. H.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Longitudinal processes in Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil) and its influence in the formation of compartment system. **Braz. J. Biol.**, v. 62, n. 2, p. 347-361, 2002.

CAPÍTULO 5

LEVANTAMENTO FLORÍSTICO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NO BRAÇO RIO GRANDE, REPRESA BILLINGS, SP

Maria Estefânia Fernandes Rodrigues, Célia Cristina Lira de Macedo, Rafael Taminato Hirata & Marcelo Pompêo

Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Brasil. E-mail: estefaniarodrigues@usp.br

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi realizar o levantamento da composição florística de macrófitas aquáticas presentes no braço Rio Grande, situado na Represa Billings, SP. As amostras das plantas foram coletadas em quatro campanhas entre os anos de 2005 e 2007. Registraram-se 40 espécies distribuídas em 25 gêneros e 17 famílias. As famílias mais representativas em número de espécies foram Cyperaceae e Poaceae (5 espécies), seguidas das famílias Onagraceae e Polygonaceae (4 espécies) e Asteraceae (3 espécies). A forma biológica anfíbia predominou no levantamento com 55% das espécies, seguida da forma biológica emergente com 22%. As espécies *Pistia stratiotes* L., *Salvinia auriculata* Aubl. e a família Poaceae foram consideradas de maior presença na paisagem do reservatório Rio Grande.

1 INTRODUÇÃO

Segundo Esteves (1988), as macrófitas constituem a principal comunidade produtora de biomassa em ambientes aquáticos, podendo interferir de diferentes maneiras na dinâmica desses ecossistemas. Em reservatórios de hidrelétricas, por exemplo, a ocorrência de plantas aquáticas tem sido um problema de importância crescente no Brasil.

A maioria dos grandes reservatórios brasileiros foi construída na década de 60 e alguns desses apresentam problemas de diferentes amplitudes decorrentes do crescimento das macrófitas, além dos reservatórios construídos recentemente citados por Lolis (2008). Nesse sentido, podem ser considerados bastante oportunos os estudos da ecologia, manejo e controle das macrófitas, especialmente aquelas com maior potencial de se tornarem daninhas (THOMAZ; BINI, 1999).

Em 2004, na Represa Billings-SP, em particular no braço Rio Grande, a macrófita aquática *Salvinia auriculata*, apresentou intenso crescimento, no entanto sem cobrir substancial parcela do reservatório. Além do efeito negativo, por este ser um reservatório empregado para abastecimento de mais de 1,5 milhão de pessoas, o acúmulo dessa vegetação próximo ao ponto de captação de água bruta trouxe preocupação aos gestores do sistema com ênfase na qualidade da água (POMPÊO et al., 2008).

A identificação das espécies de plantas aquáticas em um corpo de água é uma etapa crítica em planos de manejo porque cada espécie pode apresentar diferentes respostas nas diversas técnicas de controle. É possível determinar se alguma planta rara ou de importância fundamental no ecossistema está presente e diagnosticar a presença de qualquer planta exótica ou alóctone (SCHARDT; LUDLOW, 1993, apud TANAKA et al., 2002).

Assim o levantamento de infestação por plantas aquáticas em reservatórios faz-se necessário, já que permite a análise do grau de infestação e distribuição das diferentes espécies no corpo d'água estudado. A partir desses dados, decisões podem ser tomadas a respeito da maneira mais correta de interagir com essas plantas, desde um simples plano de monitoramento de infestação e distribuição até a aplicação de métodos mais radicais de controle (MARTINS et al., 2003).

Diante do exposto o presente estudo se faz necessário, por ser pioneiro no local, além de poder contribuir em futuros trabalhos de monitoramento e manejo de plantas aquáticas na represa Billings. Nesse sentido o trabalho teve como objetivo realizar o levantamento da composição florística de macrófitas aquáticas presentes no braço Rio Grande da Represa Billings.

2 METODOLOGIA

2.1 LOCAL DE ESTUDO

O presente trabalho teve como local de estudo o Braço Rio Grande da Represa Billings (Figura 1).

A represa Billings está situada próximo à capital de São Paulo, na latitude 23°47' Sul e longitude de 46°40' Oeste e uma altitude de 746m. A represa teve seu início de construção em 1927 com a montagem de 14 estruturas hidráulicas, sendo 4 barragens com dispositivo de descarga e 10 diques de obstrução; apresenta-se com uma capacidade útil de 1.148.750.000m³ de água, inundando uma área de 126,8km², compreendendo os municípios de São Paulo, Santo André, São Bernardo do Campo, Diadema, Ribeirão Pires e Rio Grande da Serra, sendo os seus principais tributários os rios Grande, Pequeno, Ribeirão Pires, Capivari, Taquacetuba, Bororé, Pedra Branca e Ribeirão da Fazenda. O seu enchimento experimental foi realizado em março de 1928 e a operação efetiva ocorreu em 1932 (ELETROPAULO, 1996, apud PALOMBO, 1997).

A represa Billings é um lago artificial criado por represamento de vários rios. O decreto que autorizou o represamento de rios explicitava que a geração de energia não poderia prejudicar o abastecimento de água das populações e nem perturbar o regime das águas nas proximidades da cidade de Santos (FARIAS, 2003).

De forma equivocada, muitas pessoas pensam ser a represa um único lago. Na realidade a Ligth construiu dois reservatórios no alto da Serra do Mar. O primeiro foi o reservatório Rio das Pedras e o segundo foi o reservatório do Rio Grande, com o objetivo de receber águas dos rios Tietê e Pinheiros (FARIAS, 2003).

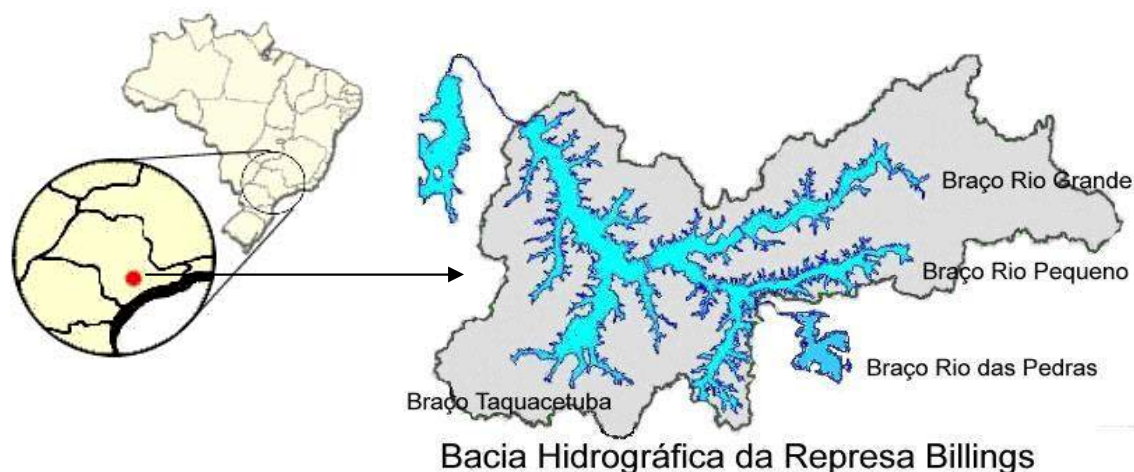


Figura 1: Localização do braço Rio Grande na Represa Billings, São Paulo, Brasil.

O reservatório do Rio Grande está localizado na região do planalto, abrange áreas dos municípios de São Paulo, Santo André, São Bernardo do Campo, Diadema, Ribeirão Pires e Rio Grande da Serra. É o reservatório de maior volume de acumulação (1,2 trilhão de litros) de sua atual proprietária, a Empresa Metropolitana de Águas e Energia – EMAE. No início da década de 1980, o reservatório foi seccionado por meio da construção da Barragem Anchieta, no Riacho Grande, junto a Via Anchieta, resultando em dois compartimentos, o de Pedreira e do Rio Grande, do qual a Sabesp capta água para abastecimento público. Numa concepção de usos múltiplos, as águas desse reservatório são utilizadas para geração de energia elétrica, abastecimento público, saneamento, controle de cheias, esportes náuticos e lazer, entre outros (FARIAS, 2003).

2.2 COLETA, HERBORIZAÇÃO E ANÁLISE

Foram realizadas coletas nos meses de Abril, Maio e Agosto de 2005, Novembro de 2006 e Maio de 2007. As coletas foram realizadas de forma assistêmica, utilizando um barco a motor do Laboratório de Limnologia do Depto. de Ecologia da USP. Os pontos de amostragem foram distribuídos conforme as áreas com presença de banco de macrófitas, os quais foram georeferenciados com aparelho GPS e as coordenadas geográficas de cada banco apresentadas na Tabela 1.

As técnicas de coleta e preparação de espécimes seguem orientações de Fidalgo; Bononi (1989), além de Haynes (1984), Pedralli (1990) e Scremin-Dias et al., (1999), mais específicas para macrófitas aquáticas.

A presença das macrófitas aquáticas foi realizada por observação visual e empregada a definição de macrófitas aquáticas de Irgang e Gastal Jr. (1996) e, para as formas biológicas, seguiu a classificação de Irgang et al. (1984).

A fim de verificar a presença de macrófitas submersas, foi arrastado um ancinho, ao longo do percurso de cada ponto. Sempre que possível o coletor descia do barco e caminhava na margem com uma distância máxima de 2 m da lâmina da água para anotar e coletar as macrófitas anfíbias presentes. Foi utilizado binóculo para verificar presença de espécies mais afastadas e sem possibilidade de aproximação.

Os dados coletados foram complementados com documentação fotográfica dos ambientes e dos espécimes, as quais estão disponíveis no site <http://ecologia.ib.usp.br/macrofita>.

A identificação do material botânico foi realizada através de exame das estruturas a olho nu e sob microscópio estereoscópico, com ajuda de bibliografia especializada como chaves para famílias: (SOUZA; LORENZI, 2005), gêneros (BARROSO, 1991; LONGHI-WAGNER et al., 2001; WANDERLEY et al., 2001-2009; WANDERLEY et al., 2002; WANDERLEY et al., 2003; WANDERLEY et al., 2005; WANDERLEY et al., 2007; BARROSO, 2008; WANDERLEY et al., 2009); e espécies (bibliografia específica para cada táxon), além de guias de identificação para macrófitas (COOK, 1996; POTT; POTT, 2000; AMARAL et al., 2008; BOVE; PAZ, 2009) e plantas daninhas (KISSMANN; GROTH, 2000; LORENZI, 2000). Foi realizada comparação com exsicatas do Herbário SPF, bem como consultas especialistas do Herbário da Universidade Estadual de Campinas (UEC) - IB/UNICAMP. A coleção principal foi incorporada ao herbário do Departamento de Botânica (SPF) - IB/USP, São Paulo.

O sistema de classificação adotado para as angiospermas foi o Angiosperm Phylogeny Group III (BREMER et al., 2009), e para as Samambaias foi o de (SMITH et al., 2006).

Tabela 1: Localização e coordenadas geográficas dos bancos de macrófitas analisados

Ponto	Georeferências (UTM)	Ponto	Georeferências (UTM)
1	23K0354585 / 7374555	16	23K0348798 / 7372947
2	23K0354659 / 7374704	17	23K0343794 / 7370725
3	23K0354694 / 7374910	18	23K0344006 / 7371150
4	23K0354541 / 7374895	19	23K0348408 / 7371176
5	23K0354462 / 7374867	20	23K0348855 / 7369821
6	23K0354365 / 7374783	21	23K0344929 / 7370156
7	23K0354201 / 7374476	22	23K0344999 / 7370996
8	23K0353681 / 7376070	23	23K0344958 / 7369995
9	23K0346500 / 7371046	24	23K0353643 / 7376154
10	23K0346604 / 7371214	25	23K0353902 / 7376523
11	23K0346647 / 7371355	26	23K0353902 / 7376523
12	23K0346900 / 7371610	27	23K0348227 / 7371196
13	23K0346963 / 7371731	28	23K0348870 / 7372279
14	23K0348547 / 7373373	29	23K0354545 / 7374501
15	23K0348808 / 7373008		

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O levantamento florístico das macrófitas aquáticas que ocorrem no braço Rio Grande da Represa Billings revelou a existência de 40 espécies pertencentes a 28 gêneros e 17 famílias conforme descrito na Tabela 2. Desta forma, o Reservatório Rio Grande apresentou riqueza de macrófitas aquáticas inferior a outros estudos realizados em reservatórios do estado de São Paulo. Na represa Guarapiranga, foram registrados 133 táxons (RODRIGUES, 2011), no reservatório do Lobo, foram encontrados 62 táxons (DELLELO, 2008), no reservatório Paiva Castro foram observados 56 táxons (MACEDO, 2011) e nos reservatórios do médio e baixo Tietê foram detectados 47 táxons (TAVARES, 2003).

Por outro lado, a riqueza apresentada no braço Rio Grande é superior quando comparada aos levantamentos que não inclui a forma biológica anfíbia, como por exemplo, os trabalhos de Martins et al. (2008), o qual realizou o levantamento de macrófitas aquáticas em 18 reservatórios no estado de São Paulo e registrou a presença de 39 espécies, Tanaka et al., (2002) realizou o levantamento em cinco reservatórios do Estado de São Paulo e registrou 29 espécies, Carvalho et al., (2003) registrou a presença de 17 espécies no reservatório de Barra Bonita-SP e Martins et al., (2009) no reservatório em Porto Primavera-SP registrou 18 espécies.

Segundo Bove et al., (2003) existe uma necessidade em incluir as espécies anfíbias nos estudos de flora aquática, pois, às vezes a delimitação dos tipos biológicos não é bem definida, além de caracterizar de forma mais adequada estes ambientes. Por isso é necessário atentar ao objetivo do estudo para a escolha certa do sistema de classificação a adotar, pois os estudos que incluem as espécies anfíbias permitem englobar maior número de espécies e evitar a exclusão de possíveis

macrófitas aquáticas, e os sistemas que não incluem permitem uma melhor caracterização ecológica da comunidade de macrófitas, sendo mais voltada para associação das macrófitas com o ambiente aquático evitando com isso a coleta de espécies terrestres que possam distorcer os resultados.

No entanto, ao optar por sistemas que incluem espécies anfíbias, é importante estabelecer limites nas zonas litorâneas do local estudado para que espécies terrestres não sejam incluídas no levantamento.

As famílias mais representativas devido a maior riqueza de espécies foram Cyperaceae e Poaceae com presença de cinco espécies cada uma (Figura 2), seguidas das famílias Onagraceae e Polygonaceae com quatro espécies, cada, e Asteraceae com três espécies. A família Poaceae apresentou também o maior número de gêneros, com 4 gêneros, seguida das famílias Asteraceae e Cyperaceae com 3 gêneros, cada. O gênero com maior número de espécies foi *Ludwigia* (4) seguida de *Polygonum* (3).

Na maioria dos trabalhos realizados com macrófitas aquáticas, incluindo Irgang et al., (1984), Brandão et al., (1989), Pott et al., (1989), Pedralli et al., (1993a) e (1993b), Pott; Pott (2000), França et al., (2003), Matias et al., (2003), Tavares (2003), Delello (2008), Lolis (2008), Rodrigues (2011) e Macedo (2011) as famílias Cyperaceae e/ou Poaceae aparecem entre as três principais famílias em relação à riqueza específica.

Existem razões para se esperar que a família Cyperaceae e Poaceae tenha maior riqueza de espécies, já que é estimado que possuam respectivamente mais de 5000 e 10000 espécies (WATSON; DALLWITZ, 1992; GOETGHEBEUR, 1998) com 30% e 9% dos gêneros tendo espécies aquáticas (COOK, 1999; RUTISHAUSER, 2010), além de possuírem sistema subterrâneo complexo formado por rizomas e tubérculos, com algumas dispendo de estolhos subterrâneos, permitindo eficiente propagação vegetativa e, conseqüentemente, representando espécies competitivamente dominantes (GOETGHEBEUR, 1998).

Das espécies identificadas 36 são consideradas plantas daninhas ou infestantes (KISSMANN ; GROTH, 2000; LORENZI, 2000), porém apenas 5 são subespontâneas (FORZZA et al., 2014) as demais 35 espécies são nativas, sendo 3 endêmicas do Brasil (FORZZA et al., 2014), com destaque para as espécies do gênero *Cuphea*, por possuírem distribuição restrita ao Sudeste e Sul do Brasil (CAVALCANTI; GRAHAM, 2014).

A porcentagem de espécies consideradas daninha é alta (90%), assim como na maioria dos levantamentos de macrófitas aquáticas, Henry-Silva et al., (2010) verificou que 47,5% das espécies identificadas na Bacia Hidrográfica do Rio Apodi/Mossoró são oportunistas e atribuiu a isso um indicativo de que a região é menos preservada, fornecendo condições favoráveis para a colonização de espécies daninhas em potencial.

Com relação às formas biológicas, foram encontradas 22 espécies anfíbias, sendo consideradas todas as espécies encontradas nas margens dentro do limite estabelecido. As emergentes também foram bem representadas através das 9 espécies encontradas dentro da lâmina d'água com as folhas emergentes. As demais formas biológicas não tiveram grande representatividade quanto ao número de espécies, sendo cinco espécies flutuantes livres, três espécies submersas fixas e apenas uma espécie flutuante fixa. Não foi encontrada nenhuma espécie com a forma biológica submersa livre e epífita.

Algumas espécies foram encontradas com mais de uma forma biológica em épocas distintas, portanto optou-se por atribuir apenas uma forma biológica para cada espécie, escolhendo a forma biológica vista com mais frequência e quando estavam com flor ou fruto.

Geralmente o número de espécies com a forma biológica anfíbia e emergente é maior que o das demais formas biológicas nos trabalhos de macrófitas aquáticas. Isso porque as anfíbias possuem adaptações tanto para o ambiente aquático quanto para o terrestre (IRGANG; GASTAL JR., 1996) e as emergentes porque ficam localizadas nas zonas litorâneas, áreas de grande produtividade e diversidade de espécies e também onde são encontradas as maiores concentrações de nutrientes (WETZEL; LIKENS, 2000).

Foi observado que a maioria das espécies estava isolada ou em pequenas comunidades em determinados pontos do reservatório Rio Grande, com exceção da *Pistia stratiotes* L., *Salvinia auriculata* Aubl. e as espécies da família Poaceae. Estas espécies estavam presentes tanto em áreas

litorâneas quanto limnéticas, sendo assim consideradas as espécies de maior presença na paisagem do reservatório Rio Grande.

Tabela 2: Lista de macrófitas aquáticas do Braço Rio Grande (Represa Billings), em ordem alfabética de família, gênero e espécie, além do nome popular e formas biológicas conforme Irgang et al., (1981)

DIVISÕES/FILOS			
Famílias		Nome popular	Formas biológicas
Espécies			
SAMAMBAIAS			
Salviniaceae			
	<i>Salvinia auriculata</i> Aubl.	samambaia aquática, orelha-de-onça	flutuante livre
	<i>Salvinia herzogii</i> de la Sota	samambaia aquática, orelha-de-onça	flutuante livre
ANGIOSPERMAS			
Amaranthaceae			
	<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	perna-de-saracura	anfíbia
Araceae			
	<i>Lemna aequinoctiales</i> Welw.	açude e lentilha d'água	flutuante livre
	<i>Pistia stratiotes</i> L.	alface d'água, copo de leite	flutuante livre
Asteraceae			
	<i>Enydra anagallis</i> Gardner		emergente
	<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	lucera, erva-lucera, lucero	anfíbia
	<i>Sphagneticola trilobata</i> (L.) Pruski	margarida, margaridão	anfíbia
Cleomaceae			
	<i>Tarenaya hassleriana</i> (Chodat) H. H. Iltis	cleome, mussambê, sete marias	anfíbia
Commelinaceae			
	<i>Commelina diffusa</i> Burm. f.	trapoeraba-azul, marianinha	anfíbia
	<i>Tripogandra diuretica</i> (Mart.) Handlos	trapoeraba-rósea, ondas-do-mar	anfíbia
Cyperaceae			
	<i>Cyperus odoratus</i> L.	tiriricão, junça, junça-de-ourico	anfíbia
	<i>Eleocharis flavescens</i> (Poir.) Urb.		anfíbia
	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	junquinho, taboinha	emergente
	<i>Rhynchospora corymbosa</i> (L.) Britton	navalha-de-macaco, capitiva, capim-navalha	anfíbia
	<i>Rhynchospora holoschoenoides</i> (Rich.) Herter		anfíbia
Haloragaceae			
	<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.	pinheirinho d'água, bem-casados	submersa fixa
Lamiaceae			
	<i>Hyptis mutabilis</i> (Rich.) Briq.	cheirosa, betônica-brava	anfíbia
	<i>Hyptis brevipes</i> Poit.	hortelã-brava, fazendeiro	anfíbia
Lentibulariaceae			
	<i>Utricularia foliosa</i> L.	lodo, mururé	submersa fixa
	<i>Utricularia gibba</i> L.	lodo, violeta-do-brejo	submersa fixa
Linderniaceae			
	<i>Lindernia rotundifolia</i> (L.) Alston		anfíbia
Lythraceae			
	<i>Cuphea calophylla</i> Cham. & Schltdl.		anfíbia
	<i>Cuphea ingrata</i> Cham. & Schltdl.		anfíbia
Nymphaeaceae			
	<i>Nymphaea caerulea</i> Savigny		flutuante fixa
Onagraceae			
	<i>Ludwigia elegans</i> (Cambess.) H. Hara		anfíbia
	<i>Ludwigia leptocarpa</i> (Nutt.) H. Hara	cruz-de-malta, florzeiro	emergente
	<i>Ludwigia longifolia</i> (DC.) H. Hara		anfíbia
	<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H. Raven		anfíbia
Poaceae			
	<i>Echinochloa polystachya</i> (Kunth) Hitchc	canarana, capim-capivara, capim-de-angola	emergente
	<i>Hymenachne perambucensis</i> (Spreng.) Zuloaga	capim-de-raposa, capim-camalote-d'água	emergente
	<i>Panicum repens</i> L.	capim-torpedo, grama-de-ponta	emergente
	<i>Urochloa arrecta</i> (Hack. ex T. Durand & Schinz) Morrone & Zuloaga		
	<i>Urochloa mutica</i> (Forssk.) T.Q. Nguyen	Braquiária	emergente
		capim-de-corte, capim-fino, bengó	emergente
Polygonaceae			
	<i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx.,	erva-de-bicho, cataia, cabicoba	emergente
	<i>Polygonum persicaria</i> L.	erva-de-bicho, persicária-de-pé-vermelho.	anfíbia
	<i>Polygonum punctatum</i> Elliott	erva-de-bicho	anfíbia
	<i>Rumex obtusifolius</i> L.		anfíbia
Pontederiaceae			
	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	aguapé, aguapé-de-flor-roxa	flutuante livre
Rubiaceae			
	<i>Oldenlandia salzmannii</i> (DC.) Benth. & Hook. f. ex B.D. Jacks.		anfíbia

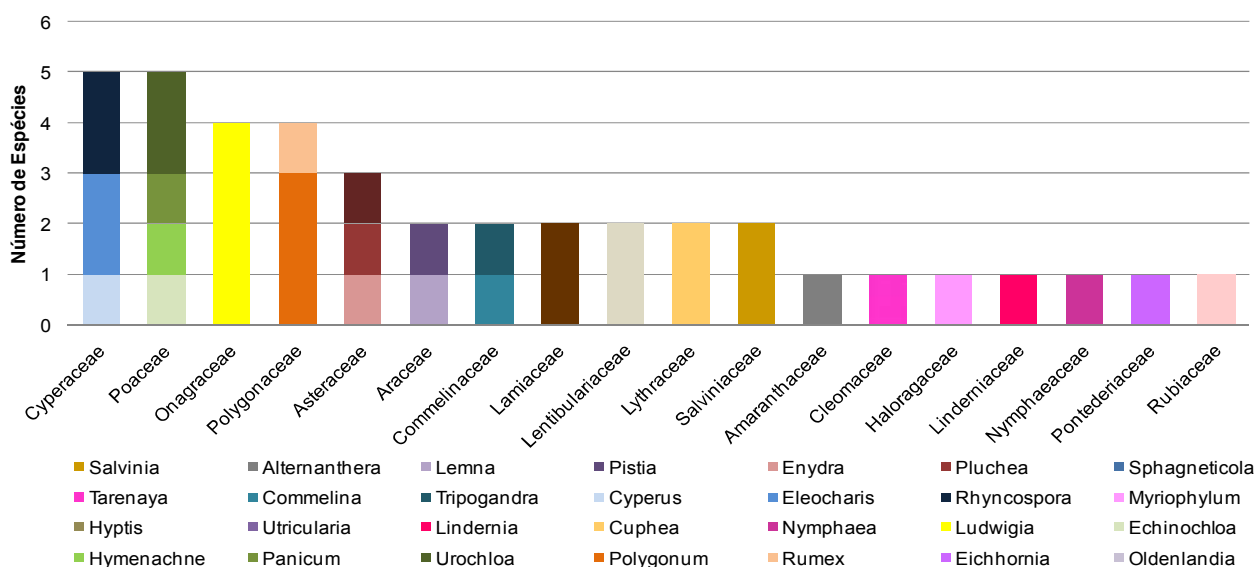


Figura 2: Número de espécies e gêneros de macrófitas aquáticas por Família.

Segundo Bianchini Júnior (2003), nas regiões de remanso dos reservatórios, as condições limnológicas geralmente diferem das dos corpos centrais no que se refere às velocidades de circulação, às profundidades médias e às variáveis físicas, químicas e biológicas. Assim, é comum observar, nesses ambientes, espécies enraizadas limitando-se a ocupar regiões litorâneas, onde encontram condições adequadas para fixação e nutrição, enquanto as espécies livres e flutuantes podem ocupar áreas mais amplas.

Em suma, o braço Rio Grande da Represa Billings possui uma riqueza média de macrófitas aquáticas, cuja composição específica necessita de um monitoramento e manejo adequado devido à alta quantidade de espécies com potencial de infestação.

AGRADECIMENTOS

Aos especialistas pela confirmação das identificações taxonômicas das respectivas famílias ou gêneros: Drs. Maria do Carmo E. Amaral e Volker Bittrich (verificação geral em todas as famílias), Ana Odete Santos Vieira (Onagraceae), Aparecida Donisete de Faria (Eleocharis), Efígenia Melo (Polygonaceae), Jefferson Prado (Salviniaceae), Sonia Marisa Hefler (Cyperus e Pycnus). A FAPESP (processo 2006/51705-0).

REFERÊNCIAS

- AMARAL, M. C. E.; BRITTECH, V.; D., F. A.; O., A. L.; AONA, L. Y. S. **Guia de campo para plantas aquáticas e palustres do Estado de São Paulo**. Ribeirão Preto: Holos, 2008. 452 p. ISBN 9788586699641.
- BARROSO, G. M. E. A. **Sistemática de angiospermas do Brasil**. Viçosa: UFV, 2008. v.1.
- BARROSO, G. M. E. A. **Sistemática de angiospermas do Brasil**. Viçosa: UFV, 1991. v.2-3.
- BIANCHINI JUNIOR, I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S.M; BINI, L.M. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Eduem, 2003. p. 19-35.
- BOVE, C. P.; GIL, A.S.P.; MOREIRA, C.B.; ANJOS, R. F. B. Hidrófitas Fanerogâmicas de ecossistemas aquáticos temporários da Planície Costeira do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Rio de Janeiro, v.17, n.1, p. 119-153, 2003.
- BOVE, C. P. e PAZ, J. **Guia de campo das plantas aquáticas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro, Brasil**. Rio de Janeiro: Museu Nacional/UFRJ, 2009. 175 p. ISBN 9788574270302857427030X.

- BRANDÃO, M.; LACA-BUENDIA, J. P.; GAVILANES, M. L. Plantas palustres e aquáticas que se comportam como invasoras, no estado de Minas Gerais. **Acta Botanica Brasiliense**, Belo Horizonte, v.2, n.1, p.255-265, set. 1989.
- BREMER, B.; BREMER, K.; CHASE, M. W.; FAY, M. F.; REVEAL, J. L.; SOLTIS, D. E.; GRP, A. P. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, n. 2, p. 105-121, Oct. 2009. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1095-8339.2009.00996.x/full>>. Acesso em: 03 nov. 2014.
- CARVALHO, F. T.; GALO, M. L. B. T.; VELINI, E. D.; MARTINS, D. Plantas aquáticas e nível de infestação das espécies presentes no reservatório de Barra Bonita, no rio Tietê. **Planta Daninha**, Viçosa-MG, v.21, p.15-19, mar. 2003. Número especial.
- CAVALCANTI, T. B. E GRAHAM, S. *Lythraceae*. In: **LISTA de Espécies da Flora do Brasil**. [Rio de Janeiro]: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB8735>>. Acesso em: 05 maio 2014.
- COOK, C. D. K. **Aquatic plant book**. The Hague: SPB Academic Publishing, 1996.
- COOK, C. D. K. The number and kinds of embryo-bearing plants which have become aquatic: a survey. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 2, n. 1, p. 79-102, 1999.
- DELELLO, D. **Composição e distribuição (espacial e temporal) de macrófitas aquáticas no reservatório do Lobo - (Broa) - Itirapia - Brotas - SP**. 160 f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1988. 575 p.
- FARIAS, V. A. e CASTILHO, J. C. **ABC na luta ecológica**. Diadema: Editora Gráfica, 2003. 117p.
- FIDALGO, O e BONONI, V. R. L. **Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico**. São Paulo: Instituto de Botânica, 1989. 62 p.
- FORZZA, R. C.; LEITMAN, P. M.; COSTA, A. F.; CARVALHO JR., A. A.; PEIXOTO, A. L.; WALTER, B. M. T.; SOUZA, V. C. **Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2014.
- FRANÇA, F.; MELO, E.; ARISTÓTELES, G. N.; ARAÚJO, D.; BEZERRA, M. G.; RAMOS, H. M.; CASTRO, I.; GOMES, D. Flora vascular de açudes de uma região do semi-árido da Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasiliense**, Feira de Santana, v.17, n.4, p. 549-559, mai. 2003.
- GOETGHEBEUR, P. Cyperaceae. In: KUBITZKI, K. *et al.* (Ed.). **The families and genera of vascular plants**. Berlin: Spreng-Verlag, 1998. p.141-190.
- HAYNES, R. R. Techniques for collecting aquatic and marsh plants. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 71, p. 229-231, 1984.
- HENRY-SILVA, G. G.; MOURA, R. S. T. D.; DANTAS, L. L. D. O. Richness and distribution of aquatic macrophytes in Brazilian semi-arid aquatic ecosystems. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 2, p. 147-156, 2010.
- IRGANG, B. E.; GASTAL JR., C. V. S. **Plantas aquáticas da planície costeira do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: [s.n.], 1996. 290p., il. Edição dos autores.
- IRGANG, B. E.; PEDRALLI, G.; WAECHTER, J. I. Macrófitas aquáticas da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. **Roessleria**, v.6, p.395-404, 1984.
- KISSMANN, K. G e GROTH, D. **Plantas infestantes e nocivas**. 2. ed. São Paulo: BASF, 2000. Tomo 1-3.
- LONGHI-WAGNER, H. M.; BITTRICH, V.; WANDERLEY, M. G.; SHEPHERD, G. J. Poaceae. In: WANDERLEY, M. G.; SHEPHERD, G. J.; GIULIETTI, A. M. (Ed.). **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: FAPESP/HUCITEC, 2001. v.1.
- LOLIS, S. D. F. **Macrófitas aquáticas do reservatório Luís Eduardo Magalhães - Lajeado - Tocantins: biomassa, composição da comunidade e riqueza de espécies**. 2008. 93 f. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos

- Continentais) - Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 2008.
- LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil**: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais. 2. ed. Nova Odessa: Plantarum, 2000. 425p.
- MACEDO, C. C. L. **Heterogeneidade Espacial e Temporal das águas superficial e das macrófitas aquáticas do Reservatório Paiva Castro (Mairiporã – SP- Brasil)**. 2011. 124 f. Dissertação (Mestrado) - Departamento Engenharia Ambiental, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Sorocaba, 2011.
- MARTINS, D.; COSTA, N. V.; TERRA, M. A.; MARCHI, S. R. Caracterização da comunidade de plantas aquáticas de dezoito reservatórios pertencentes a cinco bacias hidrográficas do Estado de São Paulo. **Planta Daninha**, v. 26, p. 17-32, 2008. ISSN 0100-8358. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-83582008000100003&nrm=iso>. Acesso em: 05 maio 2014.
- MARTINS, D.; PITELLI, R. A.; TOMAZELLA, M. S.; TANAKA, R. H.; RODRIGUES, A. C. P. Levantamento da infestação de plantas aquáticas em Porto Primavera antes do enchimento final do reservatório. **Planta Daninha**, v. 27, p. 879-886, 2009. ISSN 0100-8358. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-83582009000500001&nrm=iso>. Acesso em: 05 maio 2014.
- MARTINS, D.; VELINI, E. D.; PITELI, R. A.; TOMAZELLA, M., S.; NEGRISOLI, E. Ocorrência de plantas aquáticas nos reservatórios da Light-RJ. **Planta Daninha**, v. 21, p. 105-108, 2003. ISSN 0100-8358. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-83582003000400016&nrm=iso>. Acesso em: 05 maio 2014.
- MATIAS, L.Q.; AMADO, E. R.; NUNES, E. P. Macrófitas aquáticas da lagoa de Jijoca de Jericoacoara, Ceará, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v.17, n.4, p.623-631, jun. 2003.
- PALOMBO, C. R. **Determinação do padrão fenológico de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (Aguapé) e *Pistia stratiotes* L. (Alface d'água)**. 1997. 213 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Departamento de Ecologia Geral, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.
- PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas. Técnicas e métodos de estudos. **Est. Biol.**, v. 26, p. 5-24, 1990.
- PEDRALLI, G.; MEYER, S. T.; TEIXEIRA, M. C.; STEHMANN, J. R. Levantamento das macrófitas aquáticas e da mata ciliar do reservatório de Volta Grande, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia. Série Botânica**, Porto Alegre, n.43, p. 29-40, jun. 1993a.
- PEDRALLI, G.; STEHMANN, J. R.; TEIXEIRA, M. C.; OLIVEIRA, V. L.; MEYER, S. T. Levantamento da vegetação aquática (“macrófitos”) na área da EPDA-Peti, Santa Bárbara, MG. **Iheringia. Série Botânica**, Porto Alegre, n.43, p.15-28, jun.1993b.
- POMPÊO, M. L. M.; RODRIGUES, M. E. F.; HIRATA, R. T.; MACEDO, C. C. L. D. As macrófitas aquáticas: tipos ecológicos, importância para o ecossistema, monitoramento e controle do crescimento In: MALAGOLI, L. R.; BAJESTEIRO, F.B.; WHATELY, M. (Ed.). **Além do concreto**: contribuições para a proteção da biodiversidade paulistana. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2008. cap. 3, p.92-111. ISBN 978-85-85994-55-6.
- POTT, V. J.; BUENO, N. C.; PEREIRA, R. A. C.; DE SALIS, S. M.; VIEIRA, N. L. Distribuição de macrófitas aquáticas numa lagoa na fazenda Nhumirim, Nhecolândia, Pantanal, MS. **Acta Botanica Brasílica**, Pantanal, v.3, n.2, p.153-168, 1989.
- POTT, V. J. e POTT, A. **Plantas aquáticas do Pantanal**. Brasília: Embrapa, 2000. 404 p.
- RODRIGUES, M. E. F. **Levantamento florístico e distribuição de macrófitas aquáticas na Represa Guarapiranga, São Paulo, Brasil**. 2011. 217 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Departamento de Botânica. São Paulo. 2011.
- RUTISHAUSER, R. **APG III: families (and genera) with hydrophytes**. Versão 13. Compiled from Cook 1999, Maberry 2008, APG 2009. Zürich: Universität Zürich, 2010.
- SCREMIN-DIAS, E.; POTT, V. J.; DA HORA, R. C.; SOUZA, P. R. **Nos jardins submersos da Bodoquena**. Campo Grande: Editora da UFMS, 1999.

- SMITH, A. L.; PRYER, K. M.; SCHUETTPPELZ, E.; KORALL, P. S., H. ; WOLF, P. G. A classification for extant ferns **Táxon: International Bureau for Plant Taxonomy and Nomenclature**, v. 55, n. 3, p. 705-731, 2006.
- SOUZA, V. C. e LORENZI, H. **Botânica sistemática** : guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II. Nova Odessa: Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 2005. 640 p. ISBN 8586714216.
- TANAKA, R. H.; CARDOSO, L. R.; MARTINS, D.; MARCONDES, D. A. S.; MUSTAFÁ, A. L. Ocorrência de plantas aquáticas nos reservatórios da Companhia Energética de São Paulo. **Planta Daninha**, v. 20, p. 101-111, 2002. ISSN 0100-8358. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-83582002000400012&nrm=iso>. Acesso em: 05 maio 2014.
- TAVARES, K. S. **A comunidade de macrófitas aquáticas em reservatórios do médio e alto Rio Tietê (SP) e lagos da área do médio Rio Doce (MG)**. 2003. 138 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2003.
- THOMAZ, S. M. e BINI, L. M. A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para manejo de reservatórios: um estudo na represa de Itaipu. In: HENRY, R. **Ecologia de reservatórios**: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: FUNDIBIO; São Paulo: FAPESP, 1999. Capítulo 20, p.597-626.
- WANDERLEY, M. G. L.; SHEPHERD, G. J.; GIULLIETTI, A. M. (Ed.). **Flora fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: FAPESP/HUCITEC, 2002. V.2.
- WANDERLEY, M. G. L.; SHEPHERD, G. J.; MELHEM, T. S.; GIULLIETTI, A. M. **Flora fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: FAPESP/RiMa, 2005. v.4.
- WANDERLEY, M. G. L. **Flora fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2007. v.5.
- WANDERLEY, M. G. L. **Flora fanerogâmica do Estado de São Paulo** São Paulo: FAPESP/RiMa, 2003. v.3.
- WANDERLEY, M. G. L.; SHEPHERD, G. J.; MELHEM, T. S.; GIULLIETTI, A. M.; MARTINS, S. E. **Flora fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2009. v. 6.
- WATSON, L. e DALLWITZ, M. J. **The grass genera of the World**. Wallingford: C.A.B. Internacional, 1992.
- WETZEL, R. G. e LIKENS, G. E. **Limnological analyses**. 3rd ed. New York: Springer, 2000. 429 p. ISBN 0387989285. Disponível em: <<http://www.loc.gov/catdir/enhancements/fy0816/99042459-d.html>><http://www.loc.gov/catdir/enhancements/fy0816/99042459-t.html>>. Acesso em: 05 maio 2014.

CAPÍTULO 6

HETEROGENEIDADE ESPACIAL HORIZONTAL DA QUALIDADE DA ÁGUA NO RESERVATÓRIO RIO GRANDE, COMPLEXO BILLINGS, SÃO PAULO, BRASIL

Marcelo Pompêo, Pedro Kawamura, Viviane Moschini-Carlos, Sheila Cardoso da Silva, Felipe de Lucia Lobo, Patrícia do Amaral Meirinho, Marisa Dantas Bitencourt, Sergio Tadeu Meirelles

Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia, R. do Matão, Trav. 14, 321, São Paulo, SP, Brasil 05508-900.

E-mail: mpompeo@ib.usp.br

RESUMO

Estudos relacionados à heterogeneidade espacial horizontal são importantes, tanto do ponto de vista ecológico quanto do ponto de vista da gestão dos recursos hídricos. Ao identificar áreas mais impactadas ou eutrofizadas, é possível melhor direcionar os esforços de monitoramento e manejo para as áreas mais críticas. O intuito deste trabalho foi verificar se há heterogeneidade espacial horizontal nas águas superficiais do reservatório Rio Grande (Complexo Billings, São Paulo, Brasil). As coletas foram efetuadas em 59 pontos distribuídos ao longo do reservatório e avaliados a profundidade da lâmina de água e do disco de Secchi, temperatura, pH, condutividade elétrica, os teores de oxigênio dissolvido, nitrito, nitrato, ortofosfato, clorofila *a*, feofitina, sólidos totais e sólidos suspensos. Os dados foram analisados por meio de Análise de Componentes Principais e dendrograma. Com base nas variáveis levantadas e no índice do estado trófico (IET), foi possível identificar três grandes compartimentos no braço Rio Grande: 1) um compartimento localizado na parte alta do reservatório, com características de zona de rio, com maiores valores de condutividade elétrica e níveis intermediários de trofia; 2) um segundo compartimento, com características de zona de transição, associado aos maiores valores de clorofila *a*, material em suspensão, feofitina, saturação de oxigênio dissolvido e maiores valores do IET; e 3) um compartimento com características de zona lacustre e tendência de baixos valores de IET, quando mais próximo à barragem. Este padrão pode ser explicado pela entrada de nutrientes, proveniente do lançamento de esgotos *in natura* das cidades vizinhas, e pelo manejo do sistema. Os dados também sugerem que a condição oligotrófica observada, particularmente próximo à zona da barragem, é artificialmente mantida, decorrente das regulares aplicações de algicidas para o controle do crescimento de organismos fitoplanctônicos.

1 INTRODUÇÃO

Cerca de 3/4 da superfície terrestre é coberta por água, sendo 97% de água salgada e apenas 3% de água doce. Do total de água doce existente, a maior parte encontra-se sob a forma de gelo nas calotas polares e geleiras, parte é gasosa e parte é líquida - representada pelas fontes subterrâneas e superficiais. Já os rios e lagos, que são nossas principais formas de abastecimento, correspondem a apenas 0,01% desse percentual, aproximadamente (TUNDISI, 2003).

A crescente expansão demográfica e industrial observada nas últimas décadas trouxe como consequência o comprometimento das águas dos rios, lagos e reservatórios e hoje o lançamento de esgotos domésticos *in natura*, ou coletado e não tratado, é uma das principais causas da poluição das águas no Estado de São Paulo (CETESB, 2013).

A poluição das águas é gerada por efluentes domésticos contendo poluentes orgânicos biodegradáveis, nutrientes e bactérias, por exemplo; efluentes industriais (poluentes orgânicos e inorgânicos, dependendo da atividade industrial); carga difusa urbana e agrícola (poluentes advindos da drenagem destas áreas: fertilizantes, defensivos agrícolas, fezes de animais e material em suspensão). A eutrofização, entendida como processo de enriquecimento com nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, gera problemas que comprometem a qualidade do corpo d'água, como aumento excessivo da produtividade primária; grande consumo de O₂ para decompor a matéria orgânica; floração de algas tóxicas; alteração do odor e do sabor da água; aumento nos custos de tratamento para fins de abastecimento. Nos países em desenvolvimento, esse problema tem sido agravado pela carência de recursos financeiros, o que impossibilita a aplicação de medidas corretivas para reverter este quadro (THORTON et al., 1990; TUNDISI, 2003).

Reservatórios são corpos de água doce artificiais, com volumes maiores do que um milhão de metros cúbicos (STRASKRABA; TUNDISI, 1999). Suas características dependem das condições e da localização da bacia hidrográfica, do tipo de uso a que são destinados, da profundidade e do tempo de retenção.

Em geral, os reservatórios são criados para múltiplas finalidades, sendo que a maioria delas inclui a retirada de água para diversos fins (geração de eletricidade, abastecimento público, etc), gerando variações de fluxo e de volume. A influência dessas variações na qualidade da água depende tanto da quantidade quanto da profundidade em que é feita essa retirada de água.

Atualmente, tendo em vista a crise da água decorrente da escassez gerada pelo aumento da demanda pela população, quadro agravado pelo mau uso feito pelo homem, gerando a degradação do meio aquático, faz-se emergencial uma melhoria da gestão sobre esse recurso. Para tal, é importante o desenvolvimento e aperfeiçoamento de técnicas de utilização, captação, armazenamento, tratamento e recuperação de nossos mananciais e, é claro, o monitoramento da sua qualidade, que é importante etapa nesse processo. Índices de qualidade, que tomam como bases aspectos físicos, químicos e biológicos são úteis para essa finalidade.

O objetivo deste estudo foi verificar a compartimentação do braço Rio Grande, reservatório do complexo Billings (São Paulo, Brasil), com ênfase na qualidade da água superficial, em particular do índice do estado trófico. Estudos relacionados à heterogeneidade espacial horizontal são importantes, tanto do ponto de vista ecológico quanto da gestão dos recursos hídricos. Do ponto de vista ecológico a observação da existência de heterogeneidade espacial horizontal permite melhor compreender aspectos da estrutura, funcionamento e dinâmica dos ecossistemas aquáticos. Ao identificar áreas mais impactadas ou eutrofizadas, do ponto de vista da gestão, é possível melhor direcionar os esforços de monitoramento e manejo para as áreas mais críticas.

2 O RESERVATÓRIO BILLINGS

O reservatório Billings localiza-se a oeste da cidade de São Paulo (São Paulo State, Brazil), a 23° 47' S e 46° e 40' W, e a uma altitude de 746 m, abrangendo áreas dos municípios de São Paulo, Santo André, São Bernardo do Campo, Diadema, Ribeirão Pires e Rio Grande da Serra (Figura 1). A bacia de drenagem do Complexo Billings apresenta 560 km², sendo São Bernardo do Campo o município com maior área dentro da bacia (CETESB, 1996).

Com uma área de cerca de 120 km² e um volume estimado em 1,20x10⁹ m³, o reservatório foi idealizado pelo engenheiro americano Asa Billings em 1927, com finalidade de aproveitar as águas do Alto Tietê para geração de energia elétrica nas usinas de Cubatão (CETESB, 2002). Hoje os usos de suas águas incluem abastecimento público e industrial, recepção de efluentes domésticos e industriais, geração de energia, pesca, irrigação e recreação.

Morfologicamente, o reservatório Billings apresenta um corpo central alongado e estreito, ligado a diversos braços, alguns de grande volume (Figura 1). Em função dessa formação, o afluxo de água dá-se preferencialmente ao longo do seu canal central. Isso faz com que a maior parte do volume de água presente nos braços, fique parcialmente isolada do corpo central na maior parte do tempo (CETESB, 2002), o que permite a formação de compartimentos com diferenças na qualidade de suas águas (WENGRAT; BICUDO, 2011; CARDOSO-SILVA et al., 2014).

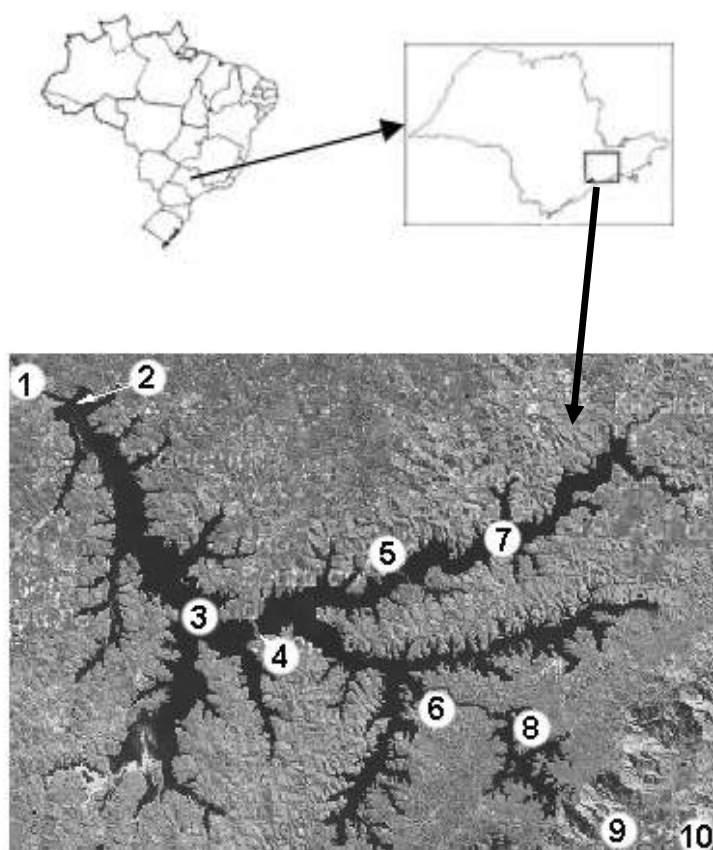


Figura 1: Bacia hidrográfica do complexo Billings. 1 – rio Pinheiros, 2 – estação elevatória de Pedreira, 3 – corpo central; 4 – Via Imigrantes; 5 – Via Anchieta; 6 – Summit Control; 7 – braço Rio Grande; 8 – reservatório Rio das Pedras; 9 – Henry Borden e ETA Cubatão, 10 – cidade de Cubatão.

A bacia hidrográfica do reservatório Billings é caracterizada pela presença de intensas atividades humanas, somado à maior densidade populacional do Estado, englobando a maior área metropolitana brasileira. Também possui uma das zonas industriais mais importantes da América Latina, o que justifica seu crescimento demográfico quase exponencial, resultante de movimentos migratórios. Apesar das condições físicas desfavoráveis (relevo acidentado, várzeas e fundos de vales), que acabam ocasionando problemas como escorregamento, erosão e assoreamento, a ocupação da área veio se acelerando (CETESB, 2002).

Não sendo as águas da represa Billings suficientes para alimentar a usina Hidrelétrica Henry Borden, por volta de 1950 as águas do rio Pinheiros foram revertidas para suprir esse déficit. O rio Pinheiros é utilizado como diluente de esgotos e em sua bacia de drenagem habitam cerca de seis milhões de pessoas, contribuindo com cerca de 280 ton/dia de esgotos. Com a ampliação da rede de coleta e de tratamento dos esgotos suas águas têm melhorado paulatinamente, no entanto, mantendo

o rio na Classe 4 (MAGALHÃES, 1992, apud KAKINAMI et al., 2004), a pior qualidade das águas segundo a legislação brasileira, a resolução Conama 357, de 2005. Com a grande entrada dessa carga de poluentes domésticos e industriais provenientes da cidade de São Paulo e a ocupação desordenada de sua bacia hidrográfica, proporcionaram um contínuo processo de degradação do reservatório Billings.

Visando reverter esse quadro, em atendimento à Resolução Conjunta SMA/SES nº 3, de 04/09/92, que autoriza o bombeamento das águas do canal do rio Pinheiros em condições específicas (em situação de risco de enchentes na Região Metropolitana de São Paulo), desde 1992 menor volume de água proveniente do rio Pinheiros foi bombeado na Usina Elevatória de Pedreira, para o corpo central. Este fato propiciou nos anos seguintes melhoria na qualidade das águas do Complexo Billings. Em 2001, no trecho próximo ao rio Pinheiros, o índice da qualidade da água da Billings recebeu média 66, equivalente ao conceito "Bom" (CETESB, 2002). Segundo a CETESB, hoje o maior problema do reservatório é o excesso de matéria orgânica despejada por meio do esgoto clandestino.

3 O BRAÇO RIO GRANDE

O braço Rio Grande abrange os municípios de São Bernardo do Campo, Santo André, Ribeirão Pires e Rio Grande da Serra (Figura 2). Apresenta um espelho de água com aproximadamente de 7,2 km² de área superficial e cerca de 10 km de extensão. Na porção inferior do braço, próximo à Via Anchieta, a SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, da Secretaria de Energia, Recursos Hídricos e Saneamento, do Estado de São Paulo) possui uma estação de captação de água para abastecimento público servindo a aproximadamente 1,2 milhões de habitantes.

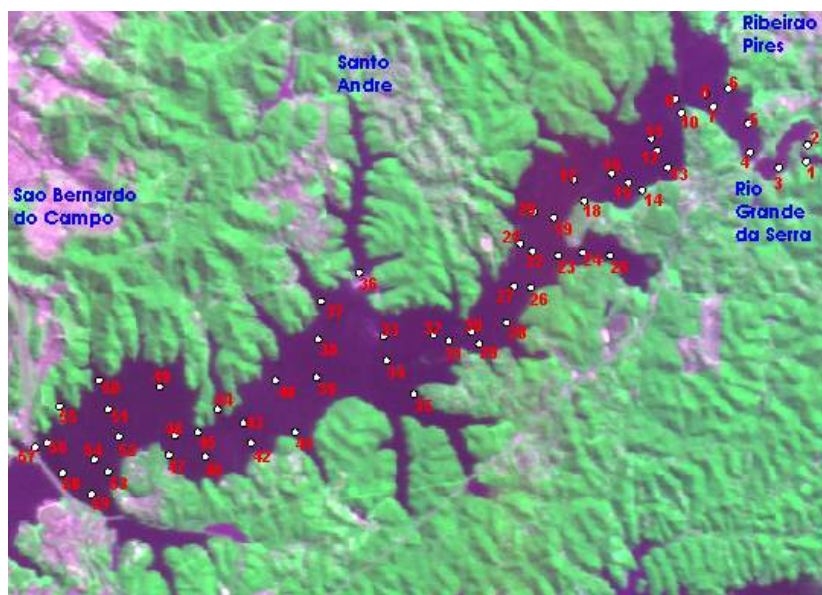


Figura 2: Localização dos pontos de coleta no braço Rio Grande, com a localização dos municípios de São Bernardo do Campo, Santo André, Ribeirão Pires e Rio Grande da Serra. Imagem CBERS 2.

Segundo Maier (1985), o braço Rio Grande é um ambiente eutrófico, com estratificação diurna e pouco profunda, de comportamento polimítico, possibilitando a ressuspensão de nutrientes e do material presente no sedimento.

Até 1981 este compartimento da Billings era ligado diretamente ao seu braço central. Dados fluviométricos da antiga empresa Light Serviços de Eletricidade S/A mostraram que, antes de 1981, havia um fluxo da água na época de chuva do braço central da Billings em direção ao reservatório Rio Grande, carregando a carga poluidora para este último, o que era revertido no período de seca.

Apesar disso, Kawai et al., (1976) concluíram que havia uma melhora das condições sanitárias no período de chuva, por diluição da matéria orgânica.

Visando preservar a qualidade da água, em dezembro de 1981 foi interrompida a descarga do corpo central em direção ao braço Rio Grande pela construção de uma barragem sob a rodovia Anchieta. Esta barragem separou completamente o braço do corpo central da Billings. Desde então, a região do entorno do braço Rio Grande tornou-se a sua única fonte de alimentação. Segundo Meirinho e Pompêo (2015, ver Capítulo 4 deste livro), com a separação do braço Rio Grande do restante da represa Billings, inicialmente foi observada mudança na composição do zooplâncton, indicando melhora na qualidade da água após o isolamento, porém, estudos recentes realizados após muitos anos do isolamento mostraram uma piora na qualidade da água, atribuída ao contínuo recebimento de cargas poluidoras à montante.

Esta grande carga de matéria orgânica potencializou o crescimento fitoplanctônico e, de forma a reduzir o crescimento de algas potencialmente tóxicas, particularmente cianobactérias, a SABESP faz regulares aplicações de sulfato de cobre e de peróxido de hidrogênio, principalmente na porção inferior do braço (CALEFFI, 2000; CETESB, 2008)

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Este estudo foi realizado em 7/07/2004, e teve as coletas iniciadas às 9h30min e finalizadas às 14h30min. Durante este intervalo de tempo, num gradiente montante-jusante, foram tomadas 59 amostras de água superficial no braço Rio Grande, sendo que as primeiras amostras foram tomadas na porção rio do reservatório e as últimas na zona da barragem, próximo à estação de captação de água da Sabesp (Figura 2). Em cada ponto foram tomadas coordenadas geográficas (GPS GARMIN 72, UTM Sad 69), medida a profundidade do disco de Secchi, temperatura (T), condutividade elétrica (CE) e pH (sonda YSI mod. 63). Em cada estação de coleta também foram tomadas amostras de água para determinações de oxigênio dissolvido (OD) (método Winkler, Segundo GOLTERMAN et al., 1978) e porcentagem de saturação de OD, sólidos totais (ST) (uma alíquota de 200 ml da água bruta foi seca a 105 °C, até peso constante), e sólidos em suspensão (SS) (TEIXEIRA et al., 1965; TUNDISI, 1969). As concentrações de nutrientes foram determinadas de acordo com Mackereth et al., (1978) – nitrato e nitrito; Strickland; Parsons (1960) – ortofosfato. Foi utilizada acetona 90% como solvente na determinação dos teores de pigmentos fotossintéticos e a equação segundo Lorenzen (1967). Para as concentrações de nutrientes dissolvidos, pigmentos e material em suspensão foram empregados filtros Whatman GF/C e as absorbâncias lidas em espectrofotômetro Micronal B572.

Durante o período de coleta, após a estação número 30, foi observada uma embarcação da Sabesp, que fazia aplicações de sulfato de cobre pentahidratado, para o controle do crescimento fitoplanctônico.

Para verificar quais os principais fatores que determinaram os compartimentos eventualmente formados, foram realizadas análise de componentes principais (ACP) e um dendrograma (Pielou, 1984), utilizando o software Past (HAMMER et al., 2001), com uso de *row color/symbols*, *convex hulls* e *filled regions*.

Como as variáveis analisadas são de diferentes naturezas, com escalas de variação e unidades diferentes, não comparáveis, foi efetuada padronização dos dados (PIELOU, 1984), pelo método de *ranging*, ou seja, pela razão entre as diferenças dos valores brutos menos o valor mínimo, sobre o valor máximo menos o valor mínimo de cada variável.

Após análise preliminar com todo o conjunto de variáveis levantadas, ficou evidenciado que diversas delas tinham correlações muito altas. Entre essas variáveis altamente correlacionadas, algumas foram excluídas da análise. Dessa forma, chegou-se a uma análise final com a inclusão apenas das variáveis saturação de oxigênio dissolvido (Sat), condutividade elétrica (CE), pH, feofitina (Feo), clorofila *a* (Chl-*a*) e sólidos em suspensão (SS).

Foi calculado o Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson (1977), empregando os valores de disco de Secchi e clorofila *a* e estabelecidos os seguintes limites: ultra-oligotrófico: ≤ 20 ,

oligotrófico: 21 a 40, mesotrófico: 41 a 50, eutrófico: 51 a 60; e hipereutrófico ≥ 61 (KRATZER; BREZONICK, 1981).

5 RESULTADOS

A amplitude de variação, valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação das variáveis medidas nos 59 pontos amostrados são apresentados na Tabela 1. Para ortofosfato os teores determinados apresentaram-se abaixo do limite de detecção do método (10 µg/l). No espelho de água, foi constatada situação geral de supersaturação de oxigênio dissolvido.

A análise de regressão linear simples mostrou correlações entre as diversas variáveis analisadas (Tabela 2). A elevada correlação entre SS e clorofila *a* sugere que a maior parte da fração do SS é composta por matéria orgânica. A correlação negativa entre o DS e os teores de clorofila *a* e SS também corrobora esta afirmação. Os baixos valores de SS, quando comparados com ST, sugerem elevados teores de íons, corroborado pela correlação positiva entre CE e ST. A correlação positiva entre nitrato e nitrito e clorofila *a* sugere que o nitrogênio é importante controlador do crescimento fitoplanctônico.

Neste trabalho foi observado incremento da temperatura associado à hora de coleta de cada ponto (Figura 3), condicionado pela insolação no decorrer do dia. Esse aumento relaciona-se com a forma como a coleta foi realizada, desta maneira a temperatura foi excluída das análises estatísticas.

O dendrograma da Figura 4 sugere a formação de quatro compartimentos no braço Rio Grande. O primeiro compartimento é formado pelos pontos 1 a 3, o segundo pelos pontos 4 a 13, o terceiro pelos pontos 14 a 31 e o último composto pelos pontos 32 a 59.

Na ACP (Figura 5) os *convex hulls* e *filled regions* foram organizados com base nos agrupamentos observados no dendrograma. O eixo 1 explica 39,3% enquanto o eixo 2 explica 28,9%.

Tabela 1: Valores mínimos, máximos, média, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) dos teores de oxigênio dissolvido (OD), porcentagem de saturação de oxigênio (%OD), temperatura (T), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), profundidade do disco de Secchi (DS), sólidos em suspensão (SS), sólidos totais (ST), clorofila *a* (Chl-*a*), feofitina (Feo), nitrito e nitrato

	OD	OD%	T	pH	CE	DS	SS	ST	Chl- <i>a</i>	Feo	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻
	mg/l	%	C		µC/cm	m	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
mínimo	6,08	74,07	18,50	7,36	201,90	0,78	1,88	97,50	1,93	1,17	4,14	184,74
máximo	11,58	139,16	21,00	9,05	434,70	2,83	6,63	249,50	10,91	181,56	70,28	575,78
média	9,33	112,50	19,79	8,40	224,91	1,72	3,95	136,34	5,69	102,57	25,58	287,53
DP	0,97	11,64	0,57	0,46	41,41	0,56	1,29	27,38	3,13	40,71	19,38	103,02
CV	10,39	10,35	2,90	5,41	18,41	32,39	32,73	20,09	54,99	39,69	75,77	35,83

Tabela 2: Matrix de correlação de oxigênio dissolvido (OD), porcentagem de saturação de oxigênio (%OD), temperatura (T), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), profundidade do disco de Secchi (DS), sólidos em suspensão (SS), sólidos totais (ST), clorofila *a* (Chl-*a*), feofitina (Pheo), nitrito e nitrato. Correlações acima de 0,25 (*em itálico*) são significativas a $p < 0,05$ - N=59

	OD	OD%	T	pH	CE	DS	SS	ST	Chl- <i>a</i>	Feo	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻
	mg/l	%	C		µS/cm	m	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
DO%	0,99	1										
T	-0,11	0,00	1									
pH	0,30	0,36	0,57	1								
EC	-0,06	-0,07	-0,12	-0,44	1							
SD	-0,32	-0,24	0,78	0,28	-0,16	1						
TSS	0,38	0,31	-0,65	-0,05	-0,06	-0,85	1					
TS	-0,04	-0,06	-0,20	-0,42	0,83	-0,26	0,06	1				
Chl- <i>a</i>	0,45	0,38	-0,69	-0,02	-0,15	-0,86	0,90	0,03	1			
Feo	0,08	0,02	-0,55	-0,39	0,07	-0,49	0,38	0,12	0,46	1		
N-NO ₂ ⁻	0,45	0,38	-0,69	-0,09	-0,07	-0,85	0,88	0,11	0,89	0,50	1	
N-NO ₃ ⁻	0,43	0,38	-0,53	-0,07	-0,10	-0,62	0,65	0,04	0,69	0,52	0,88	1

Os pontos 1, 2 e 3, observados na ACP e dendrograma, são determinados pela maior condutividade elétrica, relacionada com o teor de íons em suspensão. Por serem tão distintos dos demais pontos podem ser representativos da zona de rio. Já a zona compreendida entre os pontos 4 a 13 está associada aos maiores valores de feofitina, principalmente, enquanto que os pontos 14 a 31

estão associados à saturação de oxigênio dissolvido, clorofila *a*, e material em suspensão, principalmente. Independente dessa diferenciação, os pontos 4 a 31 compreendem um grande compartimento, sendo a porção com maiores valores dos índices de estado trófico (Figura 6).

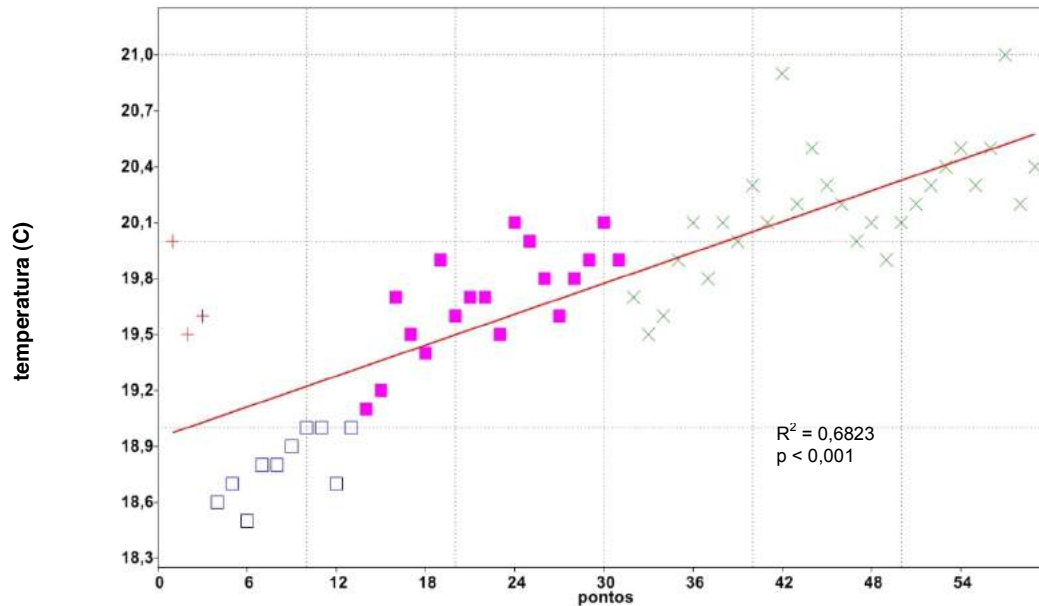


Figura 3: Temperatura da água nos 59 pontos de coleta no braço Rio Grande, do reservatório Billings. + - pontos 1 a 3; □ - pontos 4 a 13; ■ - pontos de 14 a 31; X - pontos 32 a 59. Curva de tendência linear. N = 59.

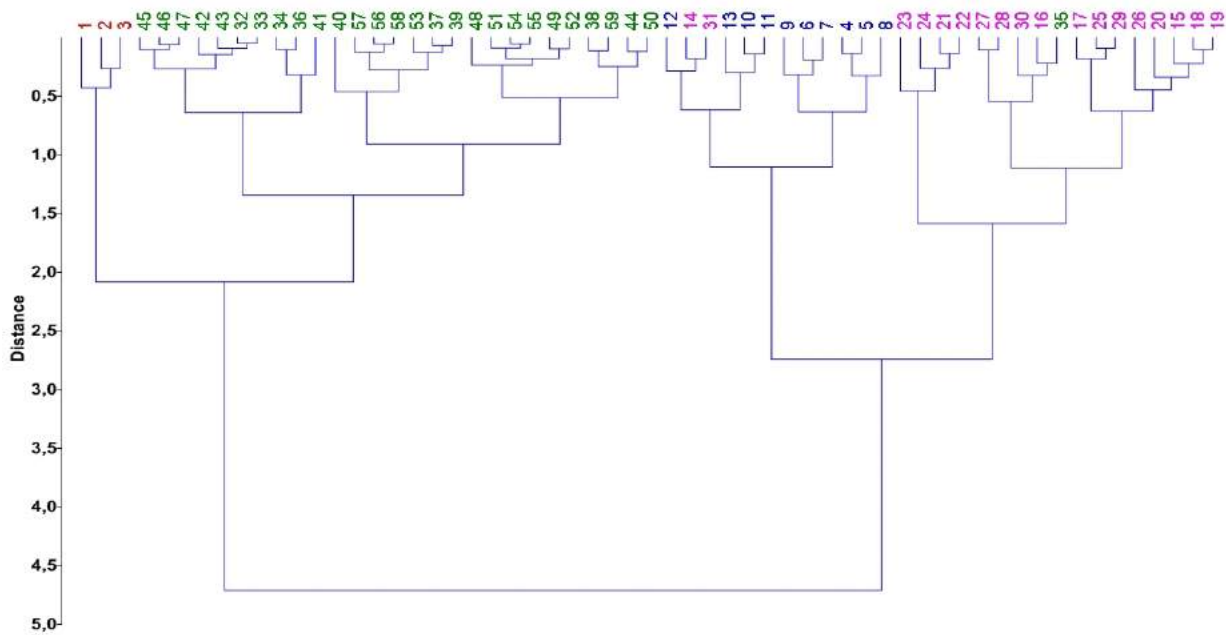


Figura 4: Dendrograma (método de Ward e distância euclidiana) com dados de porcentagem de saturação de oxigênio, potencial hidrogeniônico, condutividade elétrica, material em suspensão, clorofila *a* e feofitina, determinados em 59 estações de coleta no braço Rio Grande (Complexo Billings). vermelho - pontos 1 a 3; azul - pontos 4 a 13; rosa - pontos de 14 a 31; verde - pontos 32 a 59.

A porção compreendida pelos pontos 32 a 59 está associada aos menores valores de clorofila *a*, material em suspensão e saturação de oxigênio dissolvido, provavelmente reflexo da aplicação do algicida sulfato de cobre pentahidratado, observado após o ponto 30.

Ocorreram gradientes em outras variáveis. Porém, paralelamente ao incremento da temperatura, estando em geral bem correlacionados com ela (Tabela 2), sendo DS e pH positivamente relacionados; já clorofila *a*, nitrito e feofitina estão negativamente relacionados. Por

consequente, também foram preteridos na visualização da distribuição dos pontos no gráfico da ACP.

Nesse sentido, houve um prejuízo no alcance da capacidade explicativa através do gráfico da ACP, com o possível mascaramento da influência de outros gradientes, devido ao incremento da temperatura, observado ao longo do dia, decorrente da coleta ter ocorrido no sentido montante – jusante.

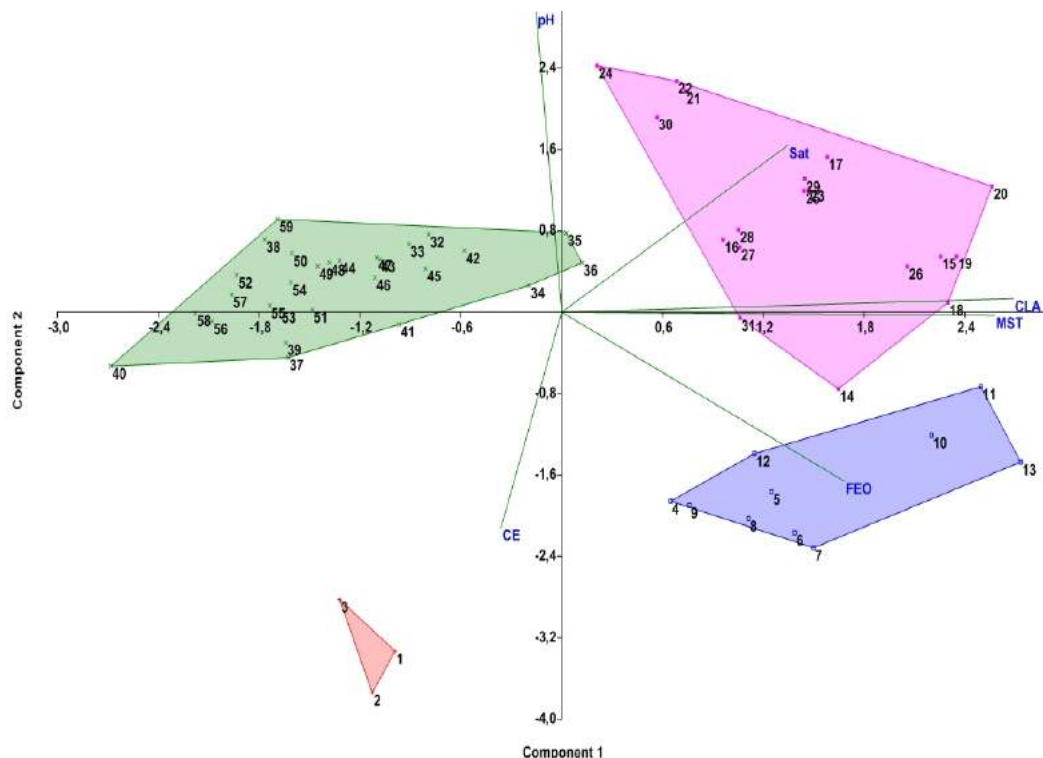


Figura 5: Análise de Componentes Principais formado pelos eixos 1 e 2. Sat: porcentagem de saturação de oxigênio, pH: potencial hidrogeniônico, CE: condutividade elétrica, MST: material em suspensão, CLA: clorofila *a*, FEO: feofitina, determinados em 59 estações de coleta no braço Rio Grande (Complexo Billings). + - pontos 1 a 3; □ - pontos 4 a 13; ■ - pontos de 14 a 31; X - pontos 32 a 59.

O cálculo do índice do estado trófico de Carlson (IET) resultou em valores que variaram da categoria oligotrófica a eutrófica, de maneira geral, com maiores valores para clorofila *a* (Chl-*a*) do que para o disco de Secchi (DS) (Tabela 3, Figura 6). Com base no valor médio o braço Rio Grande pode ser considerado eutrófico para o IETDS e mesotrófico quando considerado o IETChl-*a*. No entanto, também para o IET, é possível observar compartimentos (Figura 6). Os pontos de 1 a 3 representam os menores níveis de trofia, enquanto que a porção compreendida entre os pontos 4 a 31 pode ser considerada a porção mais enriquecida do braço Rio Grande. Após o ponto 32 observamos redução nos valores de IET e, próximo à barragem, há tendência de oligotrofia.

6 DISCUSSÃO

A temperatura está muito relacionada com o metabolismo do ambiente aquático devendo sempre ser considerada nos estudos ecológicos. Para evitar o efeito do aumento da temperatura da água ao longo do tempo de coleta, como verificado neste trabalho, a aleatorização da ordem dos pontos coletados não permitiria o padrão sistemático de incremento da temperatura, como observado. Porém, num reservatório amplo como o braço Rio Grande, para evitar este efeito, seriam necessárias diversas equipes trabalhando simultaneamente, o que levanta o problema dos recursos financeiros e humanos. Outra possibilidade seria a obtenção de menor quantidade de pontos, o que minimizaria o tempo de coleta. No entanto, provavelmente, ocorreria perda no detalhamento do

presente trabalho. Assim, a relação número de pontos / tempo de duração da coleta, deve ser analisada em cada caso.

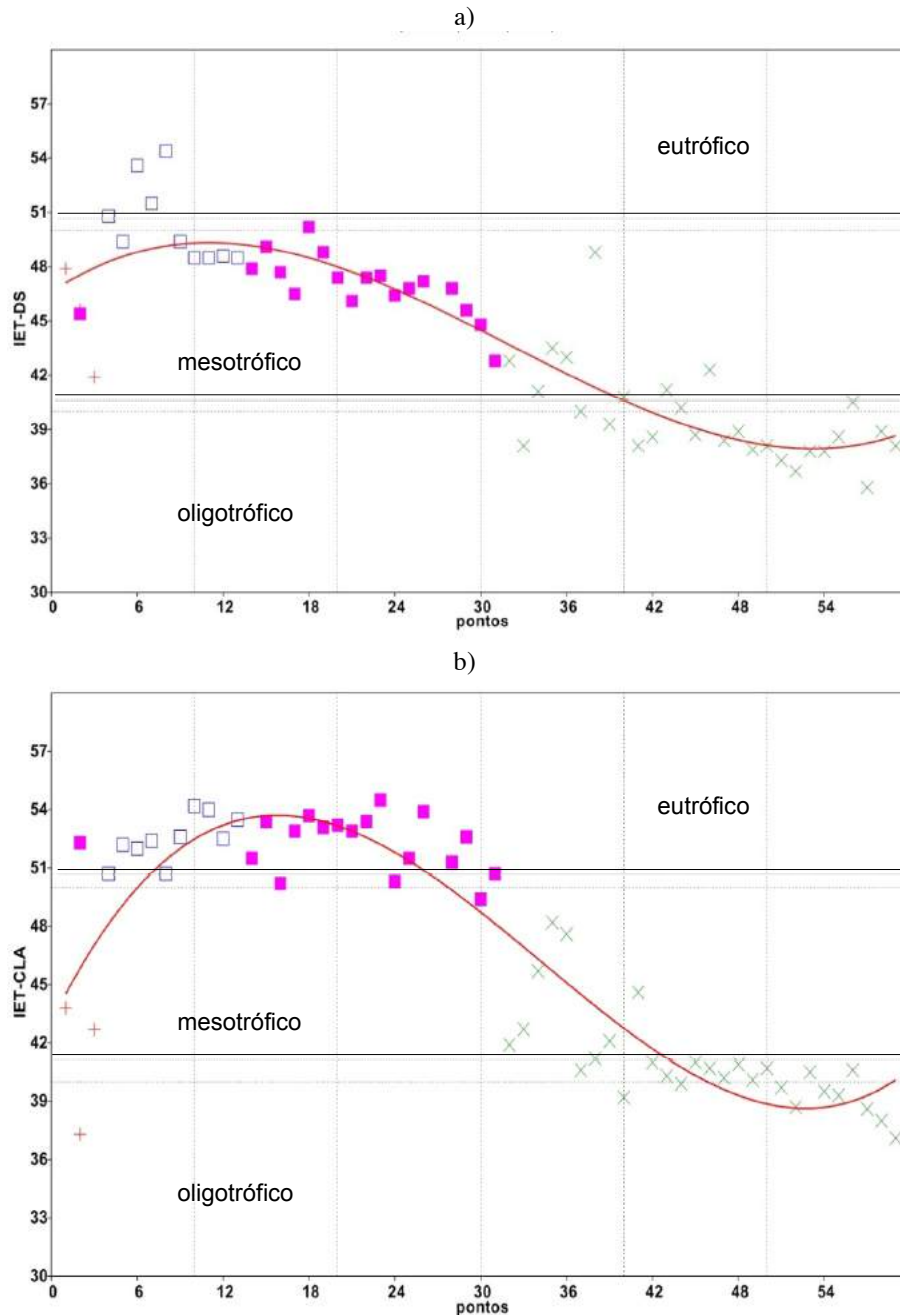


Figura 6: Índice do estado trófico (IET) para disco de Secchi (DS) (a) e clorofila *a* (CLA) (b) nos distintos pontos de coleta e respectivos limites para oligotrofia, mesotrofia e eutrofia. As curvas de tendência são uma polinomial de terceira ordem. As cores dos pontos são as mesmas representadas no dendrograma e ACP. + - pontos 1 a 3; □ - pontos 4 a 13; ■ - pontos de 14 a 31; X – pontos 32 a 59.

Ecologicamente reservatórios são sistemas de transição entre rios e lagos, com mecanismos de funcionamento específicos, dependentes da bacia e dos usos do sistema. Suas características morfológicas e sua posição na bacia hidrográfica fazem com que funcione como um acumulador de informações processadas ao longo de sua bacia hidrográfica. Essas informações são decodificadas pelas comunidades biológicas, refletidas por alterações na composição fito e zooplânctônica (TUNDISI, 1985). O reservatório torna-se então um "coletor de eventos" e um "vaso de reação", refletindo as modificações ocorridas na sua bacia (TUNDISI, op. cit.). Portanto, o reservatório é depositário de todos os eventos presentes e passados na sua bacia de drenagem, e a

dinâmica, a estrutura, o funcionamento e a caracterização do ecossistema aquático, em parte, repousa sob a influência externa (HENRY, 1990).

Tabela 3: Valores mínimos, máximos, médios, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV) dos Índices de Estados Tróficos de Carlson (IET) para disco de Secchi (DS) e clorofila *a* (Chl-*a*)

	IETDS	IETChl-a
mínimo	36	37
máximo	54	55
média	44	46
DP	4,88	6,03
CV	11,13	12,99

Além da influência alóctone os reservatórios apresentam dinâmica própria, reflexo do seu tempo de residência, morfometria e profundidade (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Reservatórios menores também devem ser mais influenciados por fatores externos do que reservatórios de maior área e volume. Em reservatórios menores eventos externos de menor magnitude devem proporcionar maiores alterações nas características físicas, químicas e biológicas da massa d'água do que esse mesmo evento atuando em reservatórios maiores. Assim, os reservatórios apresentam dinâmica que reflete tanto a influência de fatores externos como internos.

Uma característica significativa do reservatório é a existência de gradientes horizontais e verticais e de um contínuo fluxo de água em direção à zona da barragem, no caso em questão, em direção à porção inferior do braço Rio Grande, próximo à captação de água para abastecimento público pela SABESP. Esses gradientes apresentam variações temporais que dependem do fluxo de água para o reservatório e das diferenças de nível que ocorrem durante as diversas épocas do ano (IMBERG, 1985, apud TUNDISI, 1985).

Devido à sua posição na bacia de drenagem, os reservatórios podem receber água através do escoamento superficial, mas a maior parte da água, nutrientes e a carga de sedimento são provenientes de um ou dois tributários principais localizados a considerável distância da barragem (THORTON et al., 1990). Desta forma, ao longo do gradiente horizontal em direção à barragem, três compartimentos hipotéticos podem ser considerados apresentando características físicas, químicas e biológicas distintas: as zonas de rio, de transição e lacustre (THORTON et al., op. cit.).

A zona de rio é relativamente estreita, bem misturada e as forças advectivas auxiliam no transporte de significativas quantidades de fino material particulado, como silte e argila (THORTON et al., 1990). A penetração da luz também é reduzida e geralmente limita os produtores primários. Sendo rasa e bem misturada essa zona apresenta-se mais bem oxigenada, embora a degradação de compostos orgânicos alóctones represente significativa demanda de oxigênio. Na zona de transição, há aumento da sedimentação com subsequente elevação da penetração da luz e é considerada a porção de maior produtividade primária. A zona lacustre apresenta funcionamento semelhante aos lagos, com baixa sedimentação de partículas inorgânicas e suficiente penetração da luz, mas menor produtividade primária, quando comparado com a zona de transição (THORTON et al., op. cit.).

No reservatório Rio Grande seus dois principais tributários estão localizados na porção superior desse braço. Desta forma, o fluxo da massa de água segue o sentido da porção superior para a inferior do braço. A captação de água para abastecimento público na porção inferior somado ao eventual bombeamento para o corpo central do reservatório, na região do Riacho Grande, em períodos de elevada precipitação pluviométrica, como observado no mês de maio de 2005, também reforçam o gradiente montante – jusante.

Desta forma, neste trabalho foi possível observar a formação de distintos compartimentos ao longo do braço Rio Grande. A parte alta apresenta características de zona de rio, a porção intermediária tem características de zona de transição e a porção inferior do braço apresenta características lacustres. Os dados também sugerem a compartimentação em relação à trofia do ambiente. Com base no IET a porção superior, pontos 1, 2 e 3, apresenta valores de trofia mais

baixos do que a região de transição, a porção compreendida entre os pontos 4 a 31, apresentando os maiores valores de trofia do sistema. Já os menores valores de trofia foram observados em direção à barragem. Este padrão pode ser explicado pela entrada de nutrientes proveniente do lançamento de esgotos *in natura* originários das cidades de Ribeirão Pires e Rio Grande da Serra e pelo manejo do sistema, através da aplicação de algicidas. Visando controlar o crescimento fitoplancônico, particularmente de cianobactérias, dois produtos vêm sendo rotineiramente utilizados como algicidas. Um deles é o sulfato de cobre pentahidratado e o outro o peróxido de hidrogênio. Assim, os menores teores de clorofila *a* observados na porção inferior do reservatório, particularmente nos pontos 32 a 59, neste trabalho podem ser atribuídos ao controle do crescimento de organismos fitoplancônicos, como sugerido por Nishimura (2008), que comparou o fitoplâncton dos braços Rio Grande e Taquacetuba, outro importante braço do reservatório Billings. Portanto, de modo artificial, a porção inferior do braço Rio Grande apresenta água de melhor qualidade, sob o ponto de vista da trofia e dos teores de clorofila *a*, quando comparado com a porção acima. Caso fossem suspensas as rotineiras aplicações de algicidas os níveis de trofia na porção próxima à barragem provavelmente seriam superiores aos valores observados.

Em trabalho complementar, com a amostragem em perfil em 6 pontos do braço Rio Grande (POMPÊO et al., dados não publicados), os resultados levantados também sugerem heterogeneidade espacial, refletindo na melhoria da qualidade da água em direção a porção inferior do braço. Maier (1985), ao realizar estudo em três pontos de coleta ao longo do eixo maior do reservatório Rio Grande, também observou melhoria na qualidade de água na direção nascente-barragem.

Trabalhos mais recentes demonstraram marcado gradiente no teor de cobre no sedimento do braço Rio Grande, com significativo aumento nas concentrações no sentido montante - jusante (Figura 7) com o aumento da profundidade do braço Rio Grande (MARIANI; POMPÊO, 2008), enquanto que sugerem menores valores de clorofila *a* na água superficial (MEIRINHO, 2010), corroborando os dados levantados neste estudo. No caso do sedimento, semelhante gradiente no sentido montante-jusante foi observado nos teores de cobre no sedimento do reservatório do Guarapiranga (POMPÊO et al., 2013), também rotineiramente manejado com aplicações de sulfato de cobre e peróxido de hidrogênio.

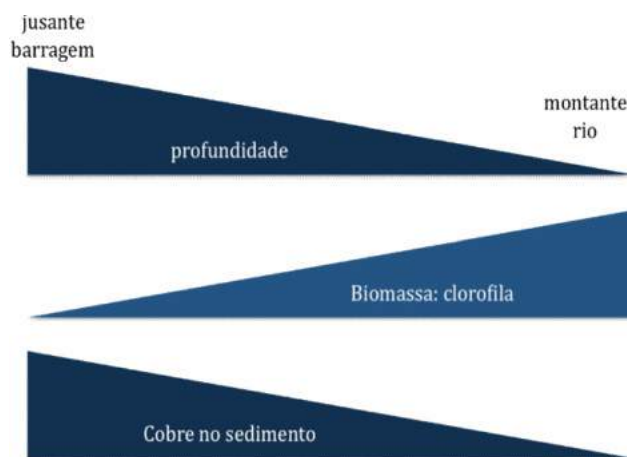


Figura 7: Gradiente esquemático da profundidade e das concentrações de clorofila e cobre no sedimento no sentido montante – jusante do braço Rio Grande.

Como observado neste trabalho, há marcado gradiente nas características físicas, químicas e de trofia, ao longo do gradiente montante – jusante no braço Rio Grande. Este gradiente permite observar zonas com características semelhantes, o que sugere a existência de compartimentos no braço, um na parte alta, outro próximo à barragem e um compartimento intermediário. Outros trabalhos executados neste braço também sugerem a existência de gradiente no sentido montante - jusante, particularmente ao observar o zooplâncton (MEIRINHO, 2010; MEIRINHO; POMPÊO, 2015, ver Capítulo 4 deste livro), e os teores de metais no sedimento, em especial para o cobre

(MARIANI; POMPÊO, 2008). Para reservatórios brasileiros também foram observados marcados gradientes montante - jusante para larvas de peixes (KIPPER et al., 2011), para desmídias perifíticas (FELISBERTO; RODRIGUES, 2005) e para macrófitas aquáticas (MOURA JÚNIOR et al., 2011), por exemplo, gradientes estes relacionados às zonas de rio, de transição e lacustre, conforme definido por Thorton et al., (1990). No entanto, neste trabalho não podemos atribuir o gradiente observado apenas às zonas definidas por Thorton et al., (1990). Os dados sugerem que a condição oligotrófica observada, particularmente na última porção do braço, próximo à zona da barragem, é artificialmente mantida, em decorrência das regulares aplicações de algicidas para o controle do crescimento de organismos fitoplanctônicos. É preciso que medidas efetivas sejam tomadas para que haja redução na entrada de nutrientes neste ecossistema, através do controle dos assentamentos urbanos na região (fontes difusas) e medidas apropriadas de saneamento básico, com efetiva coleta e tratamento de águas servidas (fontes pontuais). As efetivações destas medidas permitiriam reduzir os efeitos da eutrofização, em particular o crescimento fitoplactônico, e também permitiriam reduzir ou cessar por completo as rotineiras aplicações de algicidas no braço.

AGRADECIMENTOS

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (Processos 2002/13376-4 e 2006/51705-0) e ao Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade de São Paulo, pelas facilidades oferecidas.

REFERÊNCIAS

- CALEFFI, S. Impacto do uso de sulfato de cobre sobre o zooplâncton na Represa Guarapiranga. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; PASCHOAL, C. M. R. B.; ROCHA, O.; BOHRER, M. B. C.; OLIVEIRA NETO, A. L. (Eds.). **Ecotoxicologia: perspectivas para o Século XXI**. São Carlos: RiMa, 2000.
- CARDOSO-SILVA, S.; NISHIMURA, Y. N.; PADIAL, P. R.; MARIANI, C. F.; MOSCHINI-CARLOS, V. ; POMPÊO, M. Compartimentalização e qualidade da água: o caso da Represa Billings. **Bioikos**, v. 28, n. 1, p. 31-43, 2014.
- CARLSON, R. E. A Trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, p. 361-380, 1977.
- CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Comunidade planctônica e clorofila-a do Complexo Billings**: out/92 a out/93. São Paulo: CETESB, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 1996.
- CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2002**. São Paulo: CETESB, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2003.
- CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2008**. São Paulo: CETESB, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2009. 528 p.
- CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2013**. São Paulo: CETESB, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2014. 434 p. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em: 17 set. 2014.
- FELISBERTO, S. A.; RODRIGUES, L. Influência do gradiente longitudinal (rio-barragem) na similaridade das comunidades de desmídias perifíticas. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 2, p. 241-254, abr.-jun. 2005.
- GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters**. 20. ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1978. 213 p. (I.B.P. Handbook, 8).
- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 9., 2001.

- HENRY, R. **Estrutura espacial e temporal do ambiente físico e químico e análise de alguns processos ecológicos na Represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP) e na sua bacia hidrográfica**. 1990. 242 f. (Livro-Docência). Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho, Botucatu, 1990.
- JEFFREY, S. W.; HUMPHREY, G. F. New Spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c_1 e c_2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. **Biochemie und Physiologie der Pflanzen**, v. 167, p. 191-194, 1975.
- KAKINAMI, S. H. et al. Rio Pinheiros: suas águas e suas margens. In: ROMÉRO, M. A.; PHILIPPI JR., A. ; BRUNA, G. C. (Eds.). **Panorama ambiental da Metrópole de São Paulo**. São Paulo: USP/Signus Editora, 2004. p. 191-223.
- KAWAI, H.; TANO, T.; CHINEZ, S. J. Caracterização das condições sanitárias atuais da represa Billings em vista do balanço de matéria orgânica e oxigênio dissolvido. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 15., 1976. Buenos Aires. **Anais...** São Paulo: CETESB, 1976.
- KIPPER, D.; BIALETZKI, A.; SANTIN, M. Composição taxonômica da assembleia de larvas de peixes no reservatório de Rosana, Rio Paranapanema, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 421-426, 2011.
- KRATZER, C. R.; BREZONICK, P. L. A. A Carlson type trophic state index for nitrogen in Florida lakes. **Water Resources Bulletin**, v. 17, p. 713-714, 1981.
- LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: spectrophotometric equations. **Limnology and Oceanography**, v. 12, n. 2, p. 343-346, 1967.
- MACKERETH, J. F. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. Water analysis: some revised methods for limnologists. **Freshwater Biological Association**, n. 36, p. 121, 1978.
- MAIER, M. H. Limnologia de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo, Brasil II. Circulação e estratificação da água. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 1, n. 12, p. 11-43, 1985.
- MARIANI, C. F.; POMPÊO, M. Potentially bioavailable metals in sediment from a tropical polymictic environment - Rio Grande Reservoir, Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 8, p. 284-288, 2008.
- MEIRINHO, A. M. **Compartimentalização da comunidade zooplancônica em um reservatório tropical urbano eutrofizado (braço Rio Grande, Complexo Billings, SP)**. 2010. 89 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.
- MOURA JÚNIOR, E. G.; ABREU, M. C.; SEVERI, W.; LIRA, G. A. S. T. O gradiente rio-barragem do reservatório de Sobradinho afeta a composição florística, riqueza e formas biológicas das macrófitas aquáticas?. **Rodriguésia**, v. 62, n. 4, p. 731-742, 2011.
- NISHIMURA, P. Y. **Ecologia da comunidade fitoplancônica em dois braços da Represa Billings (São Paulo, SP) com diferentes graus de trofia**, 2008. 148 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.
- PIELOU, E. C. **The Interpretation of Ecological Data**. New York: Wiley-Interscience, 1984.
- POMPÊO, M. L. M.; PADIAL, P. R.; MARIANI, C. F.; CARDOSO-SILVA, S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; SILVA, D. C. V. R.; PAIVA, T. C. B.; BRANDIMARTE, A. L. Biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano (reservatório Guarapiranga – São Paulo (SP), Brasil): há toxicidade potencial e heterogeneidade espacial?. **Geochimica Brasiliensis**, v. 27, n. 2, p. 104-119, 2013.
- STRICKLAND, J. D.; PARSONS, T. R. A. A manual of seawater analysis. **Bull. Fish. Res. Bel. Can.**, v. 125, p. 1-185, 1960.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. Reservoir ecosystem functioning: theory and application. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Eds.) **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Rio de Janeiro: International Institute of Ecology/Brazilian Academy of Sciences/Backhuys Publishers, 1999. p. 565-597.
- TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J. G.; KUTNER, M. B. Plankton studies in a mangrove. II. The standing-stock and some ecological factors. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, São Paulo, v. 24, p. 23-41, 1965.
- THORTON, K. W., KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: John Wiley, 1990. 248p.

TUNDISI, J. G. **Produção primária, "standing-stock" e fracionamento do fitoplâncton na região lagunar de Cananéia**. 1969. 131 f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1969.

TUNDISI, J. G. Represas artificiais: perspectivas para o controle e manejo da qualidade da água para usos múltiplos. In: Simpósio Brasileiro de Hidrologia e Recursos Hídricos, 4., 1985. **Anais...** 1985. p. 36-59.

TUNDISI, J. G. ; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de textos, 2008. 632 p.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI**: enfrentando a escassez. São Carlos: RIMA, IIE, 2003. 248 p.

WENGRAT, S.; BICUDO, D. C. Avaliação espacial da qualidade da água em reservatório urbano (Complexo Billings, sudeste do Brasil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 2, p. 200-216, 2011.

CAPÍTULO 7

AVALIAÇÃO EXPEDITA DA HETEROGENEIDADE ESPACIAL HORIZONTAL INTRA E INTER RESERVATÓRIOS DO SISTEMA CANTAREIRA (REPRESAS JAGUARI E JACAREÍ, SÃO PAULO)

Vivian Cristina Santos Hackbart¹, Ana Rita Pinheiro Marques², Bianca Mayumi Silva Kida¹, Carlos Eduardo Tolussi¹, Daniel Din Betin Negri¹, Iris Amati Martins¹, Isabella Fontana¹, Mariana Pivi Collucci³, Ana Lucia Brandimarti¹, Viviane Moschini-Carlos⁴, Sheila Cardoso da Silva¹, Patrícia do Amaral Meirinho¹, Rogério Herlon Furtado Freire⁵, Marcelo Pompêo¹

1 - Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 2 – anarita.marques@hotmail.com. 3 – mariana_collucci@yahoo.com.br. 4-Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Sorocaba, Sorocaba, Brasil. 5 – Fundação Parque Tecnológico Itaipú – Brasil, FPTI-BR E-mail: vhackbart@ib.usp.br

RESUMO

A determinação dos padrões de heterogeneidade espacial horizontal de reservatórios auxilia na elaboração de propostas de manejo e gerenciamento das bacias. O Sistema Cantareira abastece em torno de 55% da região metropolitana de São Paulo, é constituído de cinco reservatórios interligados, e vem sofrendo inúmeros impactos ao longo dos anos, principalmente em relação ao uso e ocupação do solo das cinco bacias hidrográficas que o compõe. Diante deste contexto, o objetivo do presente trabalho foi determinar se existe heterogeneidade espacial horizontal entre os reservatórios Jaguari e Jacareí, respectivamente o primeiro e segundo reservatório do Sistema, por meio da avaliação de parâmetros químicos (água e sedimentos), físicos (água) e biológicos (clorofila, fitoplâncton e zooplâncton), representativos para o estado trófico destes ambientes e que pudessem ser analisados de forma rápida e com baixo custo. Os resultados da água foram comparados com os valores da Resolução CONAMA n° 357/2005. Também foi calculado o Índice de Estado Trófico (IET) dos dois reservatórios. Nesses reservatórios o IET variou entre 54 a 69, classificando os reservatórios como meso a hiperutrófico, sendo o Jaguari quem apresentou os maiores IET. De acordo com a Resolução CONAMA n° 357/2005, ambos os reservatórios apresentaram, no momento da coleta, algumas não conformidades em relação às variáveis OD, PT e clorofila-a, para a Classe 1, classe de enquadramento dos reservatórios. Sugerem também heterogeneidade espacial horizontal.

1 INTRODUÇÃO

Os reservatórios são corpos d'água artificiais, construídos para armazenar a água destinada a múltiplos usos, principalmente abastecimento público. São considerados ambientes lênticos em função da reduzida velocidade do fluxo de água, possuem maior profundidade nas proximidades da barragem e recebem grande parte do seu volume de água a partir de um ou dois tributários principais (CUNHA, 2012).

Em um reservatório são observados processos de acumulação, exportação e ciclagem de material em suspensão e nutrientes (principalmente fósforo e nitrogênio). O fósforo, em ambientes aquáticos, é considerado nutriente limitante e quando liberado na coluna d'água tende normalmente a ser prontamente absorvido pelos organismos ou ser adsorvido ao material em suspensão sendo posteriormente retido e acumulado nos sedimentos. Entretanto, pode ser disponibilizado à coluna de água sob determinadas condições físico-químicas: turbulência, revolvimento do sedimento, alterações no potencial redox e nas concentrações de oxigênio dissolvido na interface água-sedimento (CYR et al., 2009; CAO et al., 2011).

De um modo geral, os reservatórios têm um alto grau de heterogeneidade espacial e temporal, devido à sua natureza dendrítica e também à presença de tributários com águas de diferentes qualidades (THORTON et al., 1990). Esta heterogeneidade reflete-se na composição química, nas características físicas e na distribuição espacial das comunidades (NOGUEIRA, 1999). Segundo Tundisi (1988), a heterogeneidade vertical em reservatórios decorre primeiramente da estratificação térmica, seguida por estratificações química e biológica.

O estabelecimento de padrões de heterogeneidade espacial e temporal em reservatórios é uma ferramenta importante na elaboração de propostas de manejo (CARDOSO-SILVA, 2008).

No Brasil encontramos um dos maiores sistemas produtores de água do mundo, o Sistema Cantareira (Figura 1), que abastece em torno de 55% da Região Metropolitana do Estado de São Paulo (RMSP) e é composto por um complexo de seis reservatórios: Jaguari, Jacareí, Cachoeira, Atibainha, Paiva Castro e Águas Claras. Em 2003, grande parte do território ocupado pelas cinco bacias que formam o Sistema se encontrava alterado devido às atividades antrópicas (WHATELY; CUNHA, 2006).

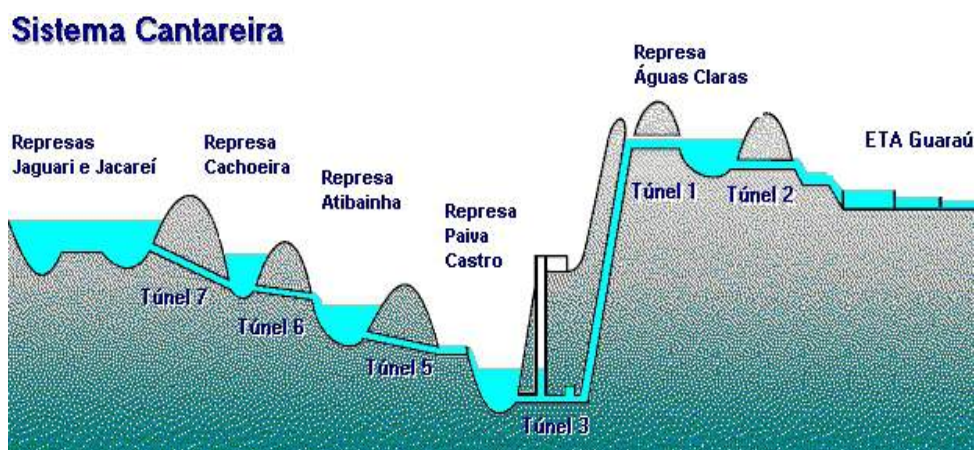


Figura 1: Esquema gráfico do perfil dos reservatórios do Sistema Cantareira. Fonte: Comitê das Bacias Hidrográficas do Piracicaba, Capivari e Jundiaí, s/d (<http://aguasdobrasil.org/edicao-06/sistema-cantareira.html>).

Dada a grande importância do Sistema Cantareira para o abastecimento público da RMSP e o crescente impacto das mudanças desordenadas no uso e ocupação do solo que, consequentemente, desencadeia uma série de outros impactos que levam à alteração da qualidade da água, torna-se imperativa a caracterização das bacias que compõem o sistema. Esta caracterização pode envolver uma série de análises espaciais, físicas, químicas e biológicas que englobam o entorno dos reservatórios e os reservatórios em si. O presente trabalho restringiu-se à caracterização física,

química e biológica de dois reservatórios, buscando observar eventual diferenciação espacial, representativa no que diz respeito ao estado trófico destes ambientes e que pudesse ser analisada de forma rápida e com baixo custo.

Devido às características intrínsecas de cada reservatório, principalmente quanto ao tempo de residência da água, uso e ocupação do entorno, contribuintes da drenagem e batimetria, espera-se que haja uma heterogeneidade espacial que seja refletida na qualidade da água, sedimentos e biota aquática. Essas características são determinadas por meio da análise das concentrações de alguns componentes químicos inorgânicos na água e sedimentos, assim como por meio da avaliação de parâmetros físicos medidos na água (condutividade elétrica, potencial redox, oxigênio dissolvido, pH e turbidez) e parâmetros biológicos (zooplâncton, fitoplâncton, clorofila *a* e feopigmentos).

Desta forma, o objetivo do presente trabalho foi analisar se há heterogeneidade espacial entre os dois reservatórios estudados por meio da avaliação de parâmetros físicos, químicos e biológicos; comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica e investigar a existência de heterogeneidade espacial entre as estações de amostragem de cada reservatório; calcular o Índice de Estado Trófico para os reservatórios; e comparar os resultados com a legislação ambiental pertinente, CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e dá as diretrizes ambientais para o seu enquadramento.

2 ÁREAS DE ESTUDO

O Sistema Jaguari – Jacareí é formado por duas barragens e um canal de interligação que conecta os dois corpos d'água, formando um único reservatório (WHATELY; CUNHA, 2006), contribuindo com 22 mil L/s, é o maior reservatório do Sistema Cantareira.

A Bacia hidrográfica do rio Jaguari abrange 103.243,4 hectares e compreende total ou parcialmente os municípios de Camanducaia, Extrema, Itapeva, Sapucaí-Mirim, Joanópolis e Vargem. Suas nascentes estão localizadas no Estado de Minas Gerais. Dentro do Estado de São Paulo, o rio Jaguari é represado, constituindo o primeiro dos reservatórios que compõem o complexo de reservatórios do Sistema Cantareira (WHATELY; CUNHA, 2006). A Bacia Hidrográfica do rio Jacareí abrange uma área de 20.290,7 hectares e sua bacia compreende parcialmente os municípios de Bragança Paulista, Joanópolis, Piracaia e Vargem. A maioria de suas nascentes está localizada no município de Joanópolis. Após o represamento, dá origem ao reservatório Jacareí, que é interligado através de um canal ao reservatório Jaguari, o que faz com que sejam operados como um único reservatório (WHATELY; CUNHA, 2006). Para o período compreendido entre janeiro de 2012 a junho de 2013, os reservatórios Jaguari/Jacareí apresentaram volume com amplitude 508,13 (janeiro/2013) a 869,31 milhões de m³ (fevereiro/2012) (GAZONATO-NETO, 2013). Para esse mesmo período a vazão variou de 7,24 (junho/2012) a 30,16 m³/s⁻¹ (maio/2013) e o tempo de residência de 217 (janeiro/2013) a 1308 dias (junho/2012). Para maio de 2013, mês de realização deste trabalho, os valores foram 653,63 milhões de m³ (volume total), 30,16 m³/s de vazão e 251 dias de tempo de residência (GAZONATO-NETO, op cit.)

Estes reservatórios estão enquadrados na Classe 1 (CONAMA nº 357/2005), com suas águas destinadas ao abastecimento para consumo humano após tratamento simplificado, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário e à irrigação de hortaliças e frutas que são consumidas cruas.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

As coletas foram realizadas em 08/05/2013 em sete estações de amostragem (Figura 2), distribuídas em ambos os reservatórios. No reservatório Jaguari foi considerada a zona de rio (JG-rio, 355728 W 7465325 S), onde há entrada de água pelo rio de mesmo nome, e a zona de saída para o reservatório Jacareí (JG-saída, 354185 W 7462817 S), com ponto de coleta próximo ao canal que liga os reservatórios. Também foi selecionada uma região intermediária, definida como central (JG-centro, 355092 W 7463092 S), na tentativa de melhor observar a heterogeneidade espacial

intra- represa. O mesmo ocorreu para o reservatório Jacareí, onde foi selecionada uma estação de coleta logo após a entrada do rio Jacareí (JC-rio, 365406 W 7460966 S) no reservatório, outra estação estava compreendida logo a entrada de água proveniente do reservatório Jaguari (JC-Sapu, 352787 W 7461874 S, próximo a zona de saída do rio Sapucaia). Outro ponto compreendeu a região próxima ao canal de coleta de água que segue por túnel para a represa Cachoeira (JC-canal, 363410 W 7459136 S), e uma última estação num ponto intermediário, no corpo central do Jacareí (JC-centro, 356325 W 7458478 S). Desta forma, ficaram contempladas importantes zonas dos respectivos reservatórios.

Todas as estações foram georreferenciadas por meio de um GPS (*Global Position System*, Garmin Montana 650), programado para registrar coordenadas planas, projeção UTM, Zona 23, Datum WGS 84.

A coleta de amostras de água foi feita com o auxílio de uma mangueira, a qual foi inserida na coluna d'água, possibilitando obter amostras integradas representando uma coluna de água da lâmina de água até a profundidade de 5 m. Este procedimento foi repetido três vezes para obter volume final de água bruta em balde de 5 litros. Imediatamente à coleta foram medidas a temperatura, pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE), turbidez e potencial de oxirredução (E_H), com Sonda Multiparâmetros Horiba® U-50, devidamente calibrada. Esta água bruta foi então acondicionada em galões de polietileno e guardada no escuro em bolsas térmicas para processamento no laboratório. Em laboratório, as amostras de água em galão foram refrigeradas e analisadas no dia seguinte a coleta.

Para a quantificação da clorofila *a* e material em suspensão, amostras de água bruta foram filtradas em filtros de fibra de vidro Millipore AP40 e anotados os volumes empregados. Os filtros para clorofila *a* foram mantidos congelados até o processamento e os filtros para material em suspensão imediatamente colocados em estufa a 105 °C. Para quantificação dos nutrientes totais (água bruta) e dissolvidos (água bruta filtrada - filtros de fibra de vidro Millipore AP40) sub-amostras foram armazenadas em frascos de polietileno previamente descontaminados.

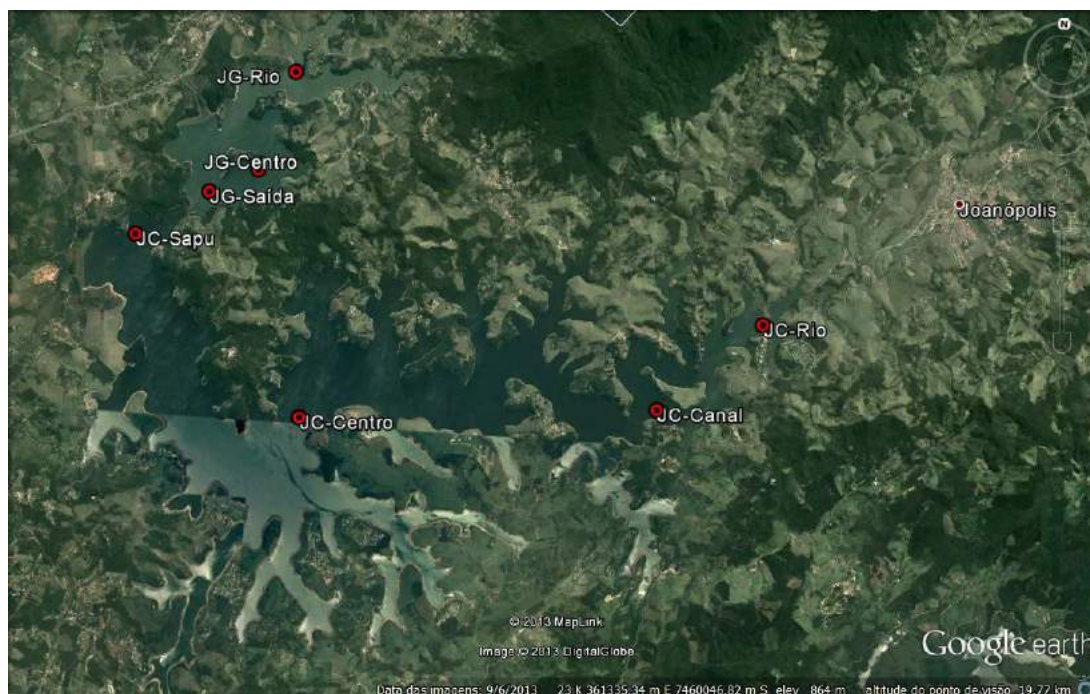


Figura 2: Localização das estações de coleta nos reservatórios Jaguari e Jacareí. (Fonte: Google Earth).

As análises laboratoriais da água compreenderam as determinações das concentrações de fósforo total (VALDERRAMA, 1981), de nutrientes dissolvidos, como nitrito e nitrato (MACKERETH et al., 1978), nitrogênio amoniacal (KOROLEF, 1976) e ortofosfato (STRICKLAND; PARSONS, 1965). A concentração de material em suspensão (total e frações

orgânica e inorgânica) seguiu o método gravimétrico descrito em Wetzel; Likens (1991), secos em estufa a 105 °C e calcinados a 450 °C. A concentração de clorofila-a foi determinada por maceração com acetona 90% a frio e acidificação com HCl 0,1N (WETZEL; LIKENS, 1991).

A coleta de sedimentos foi realizada nos mesmos pontos de amostragem da água bruta, com o auxílio de um pegador (Hydro-Bios No. 437 310), que permitiu a retirada de amostras provenientes dos primeiros 2 cm superficiais de sedimento. O sedimento foi coletado em potes previamente lavados com HNO₃ 10% e após a coleta mantidos em bolsas térmicas e no escuro até processamento em laboratório. Em laboratório, as amostras de sedimento foram secas em estufa a 50 °C, seguida da pulverização em almofariz e pistilo de vidro. Para a determinação dos teores de fósforo e matéria orgânica, aproximadamente 200 mg de amostras secas e trituras foram calcinadas em forno mufla a 550 °C por 1 hora para remover a fração orgânica, seguindo a metodologia de Andersen (1976), conforme descrito em Pompêo; Moschini-Carlos (2003), para fósforo total. No processo de análise, após a adição do reagente misto, as amostras foram posteriormente centrifugadas a 5000 rpm por 30 minutos (centrífuga Quimis) para remoção de material particulado. Todas as absorbâncias foram lidas em espectrofotômetro Micronal B572 em cubeta de 10 mm de passo óptico.

A coleta de fitoplâncton total foi tomada da mesma água coletada com a mangueira de 5 m e para o zooplâncton em cada estação de coleta foi realizado arrasto vertical representando a camada de cerca de 5 m superficiais, com rede de 68 µm de abertura de malha, respectivamente. Em campo as amostras de fitoplâncton foram fixadas em formol 4% e as amostras de zooplâncton foram primeiramente narcotizadas com água mineral gaseificada e depois fixadas em formol a 4% com adição de açúcar (BICUDO; BICUDO, 2004). Após cada coleta a rede de zooplâncton foi abundantemente lavada com água destilada para remoção da fauna local.

Durante a amostragem a campo, foram ainda realizadas determinações da transparência da água com Disco de Secchi e para a estimativa da zona fótica multiplicou-se seu valor por 3 (Cole, 1975).

A avaliação do estado trófico (IET) foi realizada por meio do cálculo do Índice de Estado Trófico (Índice de Carlson modificado), como descrito em Lamparelli (2004), como a média entre os IETs relativos à concentração de fósforo total e dos teores de clorofila-a. Quando apenas um dos valores eram existentes este foi considerado na classificação do estado trófico.

Para avaliar a heterogeneidade espacial entre os dois reservatórios e entre as estações de coleta de cada reservatório, foram realizadas análises estatísticas multivariadas utilizando *software Statistica 7.0* em Análise de Agrupamento (método Ward e distância euclidiana), com correlações simples, sendo que para a análise foram empregados dados brutos sem padronização, de pH, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, disco de Secchi, material em suspensão, porcentagem da fração orgânica do material em suspensão, nitrito, nitrato, amônio, fósforo total (valores abaixo do limite de detecção foram substituídos pelo valor do limite de detecção), valores do IET e das concentrações de fósforo no sedimento (para JC-canal, a concentração de fósforo total foi substituída pela média).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados dos dados de campo e das análises químicas laboratoriais são apresentados na Tabela 1, além dos valores de IET.

Os valores de pH sugerem o reservatório Jaguari ligeiramente ácido, quando comparado às águas do Jacareí, não corroborado com os dados de Gazonato-Neto (2013), que também amostrou os reservatórios Jaguari e Jacareí em diversas estações de coletas, em dois períodos (agosto de 2012 e março de 2013). Comparados aos resultados obtidos por Gazonato-Neto (op cit.), os valores deste trabalho foram menores para OD e ligeiramente maiores para CE. Para CE, Gazonato-Neto (op cit.) observou valores entre 21 e 30,4 µS/cm e entre 5,60 e 9,11 mg/l para OD. De modo geral, as concentrações de clorofila para este trabalho foram similares aos valores observados por Gazonato-Neto (op cit.), exceto para duas estações no reservatório Jacareí, na segunda coleta, quando este

autor determinou valores de 36,40 e 31,18 $\mu\text{g/l}$, as concentrações variaram de 0,72 a 4,38 $\mu\text{g/l}$. Com base nos valores obtidos para o IET, o reservatório Jaguari se apresentou mais eutrofizado quando comparado ao Jacareí. Vale também ressaltar na Tabela 1 a marcada profundidade da zona fótica em algumas estações de coleta no reservatório Jacareí e seus maiores teores de nitrato.

À título de comparação, Macedo (2011) amostrando água superficial em 36 estações de coleta no reservatório Paiva Castro, último reservatório do Sistema Cantareira, em duas épocas do ano (12/11/2008 e 02/06/2009), observou concentrações de PT abaixo de 20 $\mu\text{g/l}$, exceto na porção mais próxima à cidade de Mairiporã, onde observou valores de até 70 $\mu\text{g/l}$ no período chuvoso (11/2008). Estes valores foram atribuídos à contribuição de esgotos domésticos. Para a extensão da zona fótica, Macedo (op cit.) calculou valores de 2,4 a 7,2 m.

Tabela 1: Resultados das análises físicas e químicas e cálculos do IET nas amostras coletadas nos reservatórios Jaguari e Jacareí, em 08/05/2013

Parâmetros		JG rio	JG centro	JG saída	JC Sapu	JC centro	JC canal	JC rio	L.D.	V.M.P.
Água superficial										
pH	-	6,40	6,96	7,43	7,30	7,27	7,22	7,20	---	6,0-9,0
Temperatura	°C	20,5	20,3	20,6	21,0	21,0	20,6	21,3	---	---
Oxigênio dissolvido	mg/l	6,60	6,89	6,80	6,58	5,53	8,36	6,12	---	6 mg/l
Condutividade elétrica	mS/cm	0,10	0,04	0,04	0,03	0,03	0,04	0,04	---	---
Potencial redox	mv	229	293	243	270	261	Nr	Nr	---	---
Disco de secchi	cm	97	88	73	305	350	362	118	---	---
Zona fótica	m	2,91	2,64	2,19	9,15	10,50	10,86	3,54	---	---
Profundidade máxima	m	27	42	39	27	26	18	Nr	---	---
MST	mg/l	3,10	6,36	7,07	1,00	1,25	0,81	4,30	---	---
MSTOrg.	%	96,8	87,6	86,9	46,5	69,2	90,0	81,3	---	---
MSTInorg.	%	3,2	12,4	13,1	53,5	30,8	10,0	18,7	---	---
Nitrito	$\mu\text{g/l}$	6,3	5,4	8,5	2,4	2,5	3,2	6,4	---	1 mg/l
Nitrato	$\mu\text{g/l}$	83,50	79,95	113,10	153,36	175,86	235,07	185,34	17*	10 mg/l
Amônio	$\mu\text{g/l}$	125,9	84,5	99,9	57,3	58,5	56,1	179,1	18*	---
Ortofosfato	$\mu\text{g/l}$	Nd	Nd	Nd	Nd	Nd	Nd	Nd	9*	---
Fósforo total	$\mu\text{g/l}$	79,3	15,5	22,6	26,2	Nd	40,3	Nd	9*	20 $\mu\text{g/l}$
Clorofila-a	$\mu\text{g/l}$	Nr	7,64	14,70	6,95	1,33	2,67	1,84	---	10 $\mu\text{g/l}$
IET (PT+clor a)/2		69	60	61	61	54	60	54	---	---
IET - Classificação		hiper	eu	eu	eu	meso	eu	meso	---	---
Sedimentos										
matéria orgânica	%	3	3	3	3	4	4	3	---	---
fósforo total	mg/kg	359,31	364,50	405,15	394,04	---	390,31	387,98	---	2,0 g/kg**

Legenda: Nd – Não Detectado. Na – Não Aplicável. Nr – Não realizado. V.M.P. – Valores máximos permissíveis da Resolução CONAMA n° 357/2005 para Classe 1. L.D. – Limite de detecção do método. $\mu\text{g/l}$. MST - material em suspensão total, MSTOrg. - material em suspensão fração orgânica, MSTInorg. - material em suspensão fração inorgânica, IET – índice do estado trófico, PT – fósforo total, Clor. a – clorofila a, eu – eutrófico, meso – mesotrófico, super – supertrófico. * estimado como o valor médio mais três vezes o desvio padrão de amostras controle (15 brancos). ** valor limite de alerta, acima do qual poderá causar prejuízo ambiental a área de disposição do sedimento, em eventual dragagem, conforme Resolução CONAMA n° 344/2004.

Os valores de E_H ratificaram as águas dos dois reservatórios como bem oxigenadas.

Espacialmente, a região fluvial dos dois reservatórios (JG-rio e JC-rio) apresentou as maiores concentrações de nitrogênio amoniacal e nitrito (exceto para JG-saída: 8,5 $\mu\text{g/l}$ de N-NO_2^-), com valores mais altos no Jaguari. Também nestas regiões foram observados elevados valores para as variáveis clorofila-a, material em suspensão e sua fração orgânica. Os resultados podem ser atribuídos ao aporte de esgotos domésticos.

A análise de fósforo total nos sedimentos dos dois reservatórios retornou valores entre 359,31 e 405,15 mgPT/kg, sem que houvesse, no entanto, claro padrão de variação entre os sistemas, bem como entre as estações de amostragem.

Para 19 estações de coleta localizadas ao longo do rio Paranapanema e tributários, Jorcin; Nogueira (2005) encontraram teores de PT que variaram do valor abaixo do limite de detecção do método a 1.960 mgPT/kg. Relativo à represa Paiva Castro (Mairiporã, SP), S. Cardoso-Silva (dados não publicados), em 9 estações de coleta distribuídas ao longo da represa, encontrou concentrações

de PT entre 63,2 e 1.154,0 mgPT /kg, com nítido padrão de aumento em direção à barragem ($r^2=0,75$). A autora, analisando perfil de sedimento na área da barragem, também registrou marcado padrão sugerindo aumento da concentração dos teores de fósforo em direção aos sedimentos mais recentes e, portanto, aumento ao longo do tempo.

De maneira geral, pode-se considerar que os valores determinados no presente trabalho encontram-se próximos aos valores mais baixos determinados por Jorcin; Nogueira (2005).

Em pesquisa em andamento no Laboratório de Limnologia do Departamento de Ecologia (Instituto de Biociências, USP, dados não publicados) foram levantados os teores de PT no sedimento em 19 estações de coletas distribuídas nas represas Jaguari, Jacaré, Cachoeira, Atibainha e Paiva Castro, com coletas ocorridas no final de maio e em junho de 2013. Nesse extenso levantamento, efetuado em tréplica por estação de coleta, foi determinada a amplitude de 273,15 a 574,90 mgPT/kg, com média de 428,94 mgPT/kg, valores também próximos aos observados neste trabalho.

De acordo com a Resolução CONAMA n° 357/2005 (Tabela 2) para corpos d'água enquadrados na Classe 1, ambos os reservatórios apresentaram algumas não conformidades em relação às variáveis OD, PT e clorofila- a (Tabela 2).

Tabela 2: Padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/05 para corpos hídricos classe 1, para algumas variáveis analisada no presente estudo

Variáveis	Padrões	Estações em não conformidade a classe 1
pH	Entre 6 e 9	T.E.C.**
Oxigênio dissolvido	Em qualquer amostra, não inferior a 6 mg/L	JC-centro
Fósforo Total*	Valor máximo 0,020 mg/L	JG-rio, JG-saída, JC-Sapu, JC-canal
Clorofila-a	Valor máximo 10 µg/L	JG-centro
N-NO ₃ ⁻	Valor máximo de 10 mg/l	T.E.C.
N-NO ₂ ⁻	Valor máximo de 1 mg/l	T.E.C.

* - para ambientes lênticos, ** - T.E.C. – Todas as Estações em Conformidade.

A composição de táxons do fitoplâncton (estações JG-Centro e JC-Centro) foi representada por 6 e 18 táxons, nos reservatórios Jaguari e Jacaré, respectivamente (Tabela 3). No fitoplâncton, merece destaque *C. furcoides*, representando quase a totalidade dos organismos presentes na represa Jaguari (JG-centro), da ordem de 131.954,0 ind./ml. Este valor é superior ao encontrado por Matsumura-Tundisi et al. (2010) (535-21.455 ind./ml) no braço Taquacetuba na represa Billings (São Paulo) ou por Wisniewski et al. (2007) no reservatório de Furnas (12 ind./ml). No reservatório Jacaré, a densidade dessa espécie foi menor, 17.556,0 ind./ml. A presença deste organismo exótico vem sendo relatada há pouco tempo em represas brasileiras: em 2007 na represa de Furnas (Minas Gerais) (Santos-Wisniewski et al., 2007), em 2008 na represa Billings (CETESB, 2009), além de em 2013 ter sido observado distribuído em vários pontos das demais represas do Sistema Cantareira, com elevada densidade em alguns pontos (V. Moschini-Carlos, dados não publicados). Em 2009, Nishimura (2012) também observou elevada biomassa de *C. furcoides* no braço Taquacetuba (0,2 a 5,7 mm³/l) e menor biomassa na represa Guarapiranga (0 a 2,6 mm³/l).

Relativo ao zooplâncton (estações JG-Centro e JC-Centro), a composição de microcrustáceos mostrou-se praticamente homogênea em todos os pontos de coleta, não sendo observadas diferenças entre os reservatórios (Tabela 4). A presença de grupos como Calanoida e Cladocera, com espécies representativas de ambientes meso a oligotróficos indicam um ambiente ainda com menor impacto se comparado a outros reservatórios de abastecimento como Guarapiranga e Billings, que vêm sendo impactados ao longo de muito tempo (NISHIMURA, 2012; MEIRINHO, 2010).

Ainda com relação à comunidade zooplânctônica, foi possível observar grande diferença entre os reservatórios quanto à riqueza de rotíferos, reduzida no reservatório Jaguari (4 a 6 espécies), enquanto que no reservatório Jacaré foram observadas de 18 a 21 espécies. Além disso, a abundância relativa mostra uma proporção um pouco menor de rotíferos em relação aos

microcrustáceos no reservatório Jaguari (Tabela 5). Esta baixa riqueza e abundância de rotíferos não são comuns, visto que estes organismos costumam ser bastante abundantes e diversos em ambientes tropicais e subtropicais independente do grau de trofia (NOGUEIRA, 2001; COELHO-BOTELHO, 2003), apesar de serem considerados indicadores de ambientes eutróficos.

Tabela 3: Composição e densidade de fitoplâncton nas estações JG-centro e JC-centro

Táxons	Densidade (nºindivíduo/ml)	Percentual
JG-centro		
Cyanophyceae		
<i>Aphanocapsa</i> sp	5.097,0	3,7
<i>Chroococcus</i> sp	566,0	0,4
Chlorophyceae		
<i>Botryococcus braunii</i>	566,0	0,4
<i>Monoraphidium minutum</i>	566,0	0,4
Bacillariophyceae		
<i>Cyclotella pseudostelligera</i>	566,0	0,4
Dinophyceae		
<i>Ceratium furcoides</i>	131.954,0	94,7
TOTAL	139.315,0	100
JC-centro		
Cyanophyceae		
<i>Aphanocapsa</i> sp	7.362,0	16,1
<i>Chroococcus</i> sp	566,0	1,2
<i>Leptolyngbya</i> sp	1.133,0	2,5
<i>Synechocystis aquatilis</i>	566,0	1,2
Chlorophyceae		
<i>Monoraphidium minutum</i>	566,0	1,2
<i>Botryococcus braunii</i>	566,0	1,2
<i>Chlorella</i> sp	8.495,0	18,5
<i>Eutetramorus</i> sp	566,0	1,2
<i>Dictyosphaerium</i> sp	1.133,0	2,5
<i>Nephrocytium</i> sp	566,0	1,2
<i>Kirchneriella</i> sp	566,0	1,2
Zygnemaphyceae		
<i>Cosmarium</i> sp	566,0	1,2
Bacillariophyceae		
<i>Cyclotella psudostelligera</i>	3.398,0	7,7
<i>Achnanthes</i> sp	566,0	1,2
<i>Nitzschya</i> sp	566,0	1,2
Cryptophyceae		
<i>Cryptomonas</i> sp	566,0	1,2
Euglenophyceae		
<i>Trachelomonas</i> sp	566,0	1,2
Dinophyceae		
<i>Ceratium furcoides</i>	17.556,0	38,3
TOTAL	45.869,0	100

A baixa riqueza de rotíferos no reservatório Jaguari coincidiu com a alta densidade de *C. furcoides* no local. Portanto, este pode ser um fator de explicação para a diferença na riqueza de rotíferos observada entre os reservatórios, se levada em consideração a hipótese de que este organismo pode afetar a composição e densidade da comunidade zooplânctônica, além do próprio fitoplâncton.

Além disso, caso fosse realizada análise quantitativa, provavelmente grande diferença na densidade do zooplâncton entre os reservatórios seria encontrada, com reduzido número de organismos no reservatório Jaguari, reforçando, assim, a hipótese da modificação da comunidade pela extrema densidade de *C. furcoides*. Neste estudo, a amostragem não permitiu uma análise mais precisa, porém, Gazonato-Neto (2013) encontrou densidade numérica zooplânctônica total bastante

reduzida em um ponto da região central do reservatório Jaguari em período (março de 2013) próximo ao coletado neste trabalho, com 2451 indivíduos/m³. Em ponto também central no reservatório Jacaré, a densidade encontrada foi de 16213 indivíduos/m³.

Tabela 4: Diversidade e presença de zooplâncton nos reservatórios

	JC-rio	JC-Sapu	JC-centro	JC-canal	JG-saída	JG-centro	JG-rio
Copepoda Calanoida							
<i>Notodiaptomus</i> sp1.	x	x	x	x	x	x	x
<i>Notodiaptomus</i> sp2.	x	x	x	x	x	x	x
Riqueza Calanoida	2	2	2	2	2	2	2
Copepoda Cyclopoida							
<i>Mesocyclops</i> sp.		x					
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Kiefer, 1929)	x	x	x	x			x
<i>Thermocyclops</i> sp.	x	x	x	x	x	x	x
Riqueza Cyclopoida	2	3	2	2	1	1	2
Cladocera							
<i>Bosmina longirostris</i> (O. F. Muller, 1785)	x	x	x	x	x	x	
<i>Ceriodaphnia cornuta</i> (Sars, 1886)	x	x	x	x	x	x	x
<i>Daphnia gessneri</i> (Herbst, 1967)	x	x	x	x	x	x	x
<i>Diaphanosoma birgei</i> (Korineck, 1981)	x	x	x	x	x	x	x
<i>Moina minuta</i> (Hansen, 1899)	x	x	x	x	x	x	x
Riqueza cladocera	5	5	5	5	5	5	4
Rotifera							
<i>Ascomorpha tundisii</i> (Segers & Dumont 1995)	x	x	x	x			
<i>Asplanchna brightwelli</i> (Gosse, 1850)		x	x	x			
<i>Brachionus angularis</i> (Gosse, 1851)	x	x					
<i>Brachionus falcatus</i> (Zacharias, 1898)	x			x			
<i>Brachionus mirus</i> (Daday, 1905)						x	
<i>Collotheca</i> sp.		x	x	x			
<i>Conochilus unicornis</i> (Rousselet, 1892)	x	x	x	x	x	x	x
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)		x		x			
<i>Gastropus hyptopus</i> (Ehrenberg, 1838)				x			
<i>Hexarthra intermedia</i> (Hauer, 1953)	x	x	x	x	x		
<i>Kellicottia bostoniensis</i> (Rousselet, 1908)	x	x	x	x	x		
<i>Keratella americana</i> (Carlin, 1943)	x	x		x	x	x	x
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	x	x	x	x			x
<i>Keratella lensi</i> (Hauer, 1953)			x		x		
<i>Polyarthra aff. Vulgaris</i>	x	x	x		x	x	x
<i>Synchaeta</i> sp.	x			x			
<i>Trichocerca</i> sp.	x						
Riqueza Rotifera	11	11	9	12	6	4	4
Riqueza total	20	21	18	21	14	12	12

Tabela 5: Abundância relativa dos principais grupos zooplancônicos nas estações JC-Centro e JG-Centro

Grupo	Estações	
	JC - Centro	JG - Centro
Calanoida	28,97 %	30,56 %
Cyclopoida	23,68 %	23,15 %
Cladocera	23,68 %	28,70 %
Rotifera	23,68 %	17,59 %

A análise de cluster, considerando os resultados das variáveis físicas, químicas e clorofila-a, resultou num dendograma com dois grupos bem definidos: i) um grupo formado por todos os pontos amostrados no reservatório Jaguari (JG-rio, JG-centro, JG-saída) mais o ponto localizado na região fluvial do Jacaré (JC-rio); e ii) outro formado pelas unidades amostrais do Jacaré (JC-Sapu, JC-canal, JC-centro) (Figura 3). A diferenciação entre represas pode ser atribuída às variáveis DS e nitrato, com valores mais altos no reservatório Jacaré, e às variáveis material em suspensão, nitrito e nitrogênio amoniacal, com maiores concentrações no Jaguari. A estação JC-rio, por apresentar menor valor de DS e maiores concentrações de MST, nitrito e nitrogênio amoniacal, se assemelhou aos pontos amostrados no Jaguari. Os resultados mostraram que, apesar de estarem interligadas por um canal, as represas apresentam dinâmica própria e, portanto, características limnológicas

distintas, incluindo diferenças marcantes na estrutura das comunidades planctônicas estudadas. Individualmente, a heterogeneidade espacial foi representada principalmente pela diferenciação das respectivas regiões fluviais, mais enriquecidas e com maiores concentrações de material em suspensão e menor transparência. No caso da represa Jaguari, a diferenciação da região fluvial se deveu também ao seu estado trófico, com o ponto JG-rio classificado como hipereutrófico.

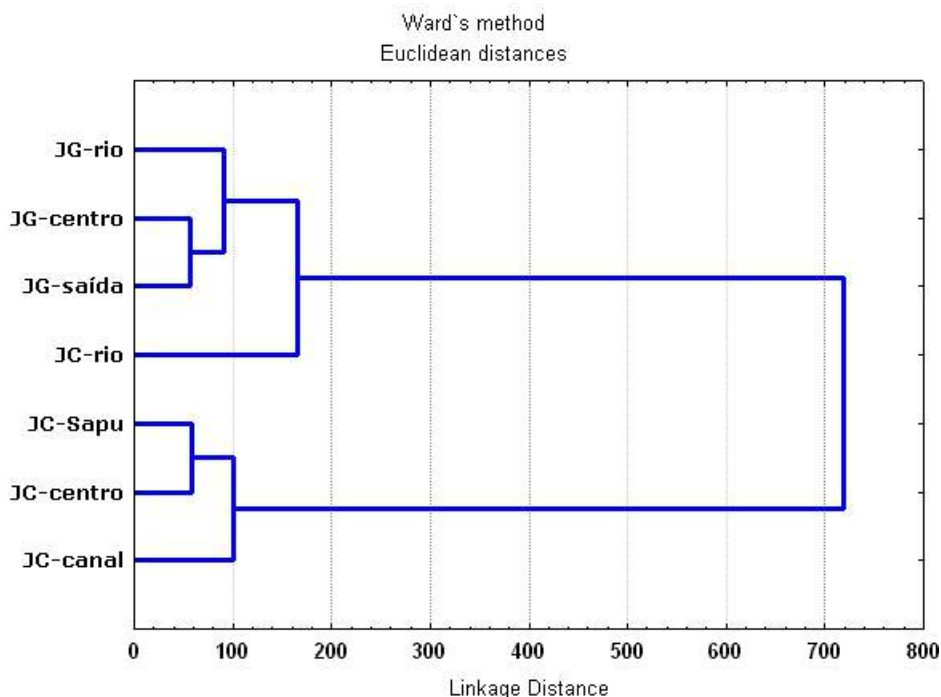


Figura 3: Análise de agrupamento (cluster) entre as estações de coleta dos reservatórios Jaguari e Jacaré.

Portanto, os resultados observados no presente estudo sugeriram heterogeneidade espacial horizontal nos reservatórios Jaguari e Jacaré. Marcada heterogeneidade espacial horizontal também foi encontrada nos reservatórios Paiva Castro (MACEDO, 2010), Guarapiranga (CARDOSO-SILVA, 2008) e Complexo Billings (CARDOSO-SILVA et al., 2014) para amostras de água superficial e para o sedimento nos reservatórios Guarapiranga (POMPÊO et al., 2013), braço Rio Grande (Complexo Billings) (MARIANI; POMPÊO, 2008) e Paiva Castro (CARDOSO-SILVA, 2013).

De acordo com modelo teórico de heterogeneidade espacial proposto por Thorton et al. (1990), reservatórios podem desenvolver compartimentalização horizontal, dando origem a regiões diferenciadas química, física e biologicamente: as zona de rio, zona intermediária e zona lacustre, influenciada por diversos fatores, incluindo o regime de operação, determinante para a magnitude e variabilidade do tempo de residência, variável hidráulica que tem influência direta sobre a renovação e o movimento das massas d'água nestes ecossistemas. O tempo de residência tem influência ainda sobre as taxas de sedimentação, a ciclagem de nutrientes e a produtividade primária do fitoplâncton, pois é determinante para as velocidades de fluxo ao longo do eixo longitudinal de reservatórios.

Cabe ressaltar também que, além do regime de operação, dependente de fatores hidrológicos e climáticos, a heterogeneidade observada em represas é dependente também de fatores antrópicos, particularmente os relacionados aos usos e ocupação do solo e à cobertura de serviços de saneamento nas bacias de drenagem. No presente trabalho, as respectivas regiões fluviais pareceram apresentar forte influência da carga de nutrientes oriunda provavelmente do lançamento de esgotos domésticos não tratados nos rios principais ou seus tributários.

Portanto, a heterogeneidade espacial observada em reservatórios depende não somente de fatores intrínsecos, como a morfometria, regime de operação, o qual também é influenciado pelas demandas de água de determinada região, mas também das características fisiográficas e atividades

humanas que se desenvolvem ao longo de suas bacias hidrográficas.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O levantamento expedito realizado neste trabalho permitiu obter informações qualificadas da coluna de água e do sedimento dos reservatórios Jaguari e Jacareí. A análise de dados sugeriu heterogeneidade espacial horizontal entre os dois reservatórios, com diferenças provavelmente associadas à dinâmica de cada um deles e do seu entorno (tempo de residência da água, movimentação horizontal e vertical da água e contribuições associadas ao uso e ocupação do solo do entorno, escoamento superficial, carga difusa, velocidade e sentido dos ventos, tipo do solo, morfometria dos reservatórios, aspectos geoquímicos e hidrogeológicos).

Foi possível observar diferenças intra- e inter-reservatórios. Estas diferenças, do ponto de vista do monitoramento, permitem considerar estudos em três estações de coleta no Jaguari, uma na porção rio, outra na região central/barragem e uma terceira próxima ao ponto de saída do reservatório, no canal de ligação com o reservatório Jacareí. Já no reservatório Jacareí, decorrente da dinâmica da água no sistema, também ao menos três compartimentos podem ser considerados, a porção rio, a região próxima ao canal de saída de água para o reservatório Cachoeira e um ponto na região central.

O IET, da ordem de 54 a 69, representa massas de água com trofia meso a hipereutrófica, como observado para o Jaguari e Jacareí. No entanto, o elevado IET para JG-rio e a não conformidade a classe 1 (CONAMA nº 357/2005), associada à baixa riqueza na comunidade fitoplancônica, mas com elevadíssima densidade de *C. furcoides*, são sinais de alerta aos gestores do sistema.

É necessário estabelecer sólido protocolo para monitoramento contínuo desses reservatórios, que deve ser estendido aos demais reservatórios que compõem o Sistema Cantareira. A adoção de um sistema de gerenciamento e análise integrada de dados é fundamental dada à importância no abastecimento público e a fragilidade já detectada neste trabalho particularmente no Jaguari, com grande potencial para comprometer a qualidade desses reservatórios.

Apesar de o trabalho ter sugerido a existência de heterogeneidade espacial nos reservatórios investigados, é recomendável que estudos posteriores contemplem uma maior frequência de amostragem ao longo do ano para que se possa inferir sobre os fatores preponderantes para a compartimentalização dos mesmos. Este aspecto é relevante, visto que as regiões hipotéticas, diferenciadas física, química e biologicamente, são caracterizadas por fronteiras fluidas e dinâmicas que podem se expandir ou contrair de acordo com a dinâmica sazonal do corpo d'água. Se levarmos em consideração o aspecto do monitoramento da qualidade da água armazenada, uma maior frequência de amostragem permitiria também avaliar a frequência de ocorrência de não conformidades (como as que foram observadas neste trabalho) em relação aos valores máximos admissíveis para a respectiva classe de enquadramento, como definidas pela Conama nº 357/2005.

AGRADECIMENTOS

A FAPESP (Procs. 2013/08272-0 e 2012/11890-4), à Marina Confiança (Bragança Paulista, SP) e a Sabesp (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo), pelas facilidades ao desenvolvimento deste projeto. Esta pesquisa foi desenvolvida como atividade prática da disciplina BIE-5729 Ecologia de Águas Continentais, no ano 2013, oferecida no PPG em Ecologia, do Instituto de Biologia, da Universidade de São Paulo.

REFERÊNCIAS

- ANDERSEN, J. M. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. **Water Research**, v. 10, p. 329-331, 1976.
- BICUDO, C. E.; BICUDO, D. C. (Orgs.). **Amostragem em limnologia**. RiMa: São Carlos, 2004. 351 p.

- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, 18 mar. 2005.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n° 344, de 25 de março de 2004. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, 07 maio de 2004. p. 56-57.
- CAO, Z.; ZHANG, X.; AL, N. Effect of sediment on concentration of dissolved phosphorus in the Three Gorges Reservoir. **International Journal of Sediment Research**, v. 26, n. 11, p. 87-95, 2011.
- CARDOSO-SILVA, S. **Heterogeneidade espacial e a qualidade das águas superficiais do reservatório Guarapiranga**. 2008. 100 f. Dissertação (Mestrado em Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.
- CARDOSO SILVA, S. **Metais-traço em sedimentos do reservatório Paiva Castro (Mairiporã - São Paulo): histórico por meio da geocronologia do ²¹⁰Pb, biodisponibilidade e uma proposta para a gestão dos recursos hídricos**. 2013. 166 p. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.
- CARDOSO-SILVA, C.; NISHIMURA, P. Y.; PADIAL, P. R.; MARIANI, C. F.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPEO, M. Compartimentalização e qualidade da água: o caso da represa Billings. **Bioikos**, v28, n.1.p.31-43, 2014.
- COELHO-BOTELHO, M. J. **Dinâmica da comunidade zooplancônica e sua relação com o grau de trofia em reservatórios**. São Paulo: CETESB, 2003.
- COLE, G. A. **Textbook of Limnology**. Saint Louis: Mosby, 1975. 283 p.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2008**. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2009.
- CUNHA, D. G. F. **Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal do reservatório de Itupararanga: uma contribuição ao manejo sustentável dos recursos hídricos da bacia do Rio Sorocaba (SP)**. 2012. 235 p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.
- CYR, H.; MCCABE, S. K.; NUREMBERG, G. K. Phosphorus sorption experiments and the potential for internal phosphorus loading in littoral areas of a stratified lake. **Water Research**, v. 43, n. 6, p. 1654-1666, 2009.
- GAZONATO-NETO, A. J. **Estudo limnológico dos reservatórios Jaguari e Jacaré com ênfase na comunidade zooplancônica**. 2013. 115 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2013.
- JORCIN, A.; NOGUEIRA, M. G. Phosphate distribution in the sediments along a cascade of reservoirs (Paranapanema River, SE, Brazil). In: SERRANA, L.; GOLTERMAN, H. L. **Phosphate in sediment**. Leiden: Backhuys Publishers, 2005, p. 77-86. (Proceedings of the 4th International Symposium).
- KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (Ed.). **Methods of seawater analysis**. New York: Verlag Chemie Weinheim, 1976. p. 117-181.
- LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 234 f. Tese (Doutorado em Ecologia)- Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- MACEDO, C. C. L. **Heterogeneidade espacial e temporal das águas superficiais e das macrófitas aquáticas do reservatório Paiva Castro (Mairiporã - SP-Brasil)**. 2011. 124 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de São Paulo - UNESP, Sorocaba, 2011.
- MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. Water analysis: some revised methods for limnologists. **Freshwater Biological Association**, n. 36, p. 121, 1978.
- MARIANI, C. F.; POMPEO, M. Potentially bioavailable metals in sediment from a tropical polymictic environment—Rio Grande Reservoir, Brazil. **Journal Soils and Sediments**, v, 8, p. 284–288, 2008.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.; LUZIA, A.; DEGANI, R. Occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 bloom at the Billings Reservoir, São Paulo State, Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 70, p. 825-829, 2010.

- MEIRINHO, A. M. **Compartimentalização da comunidade zooplancônica em um reservatório tropical urbano eutrofizado (braço Rio Grande, Complexo Billings, SP)**. 2010. 89 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.
- NISHIMURA, P. Y. **A comunidade fitoplanctônica nas represas Billings e Guarapiranga (Região Metropolitana de São Paulo)**. 2012. 135 p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.
- NOGUEIRA, M. G. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Parapanema River), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 455, p. 1-18, 2001.
- NOGUEIRA, V. P. Q. Qualidade da água em lagos e reservatórios. In: **HIDROBIOLOGIA AMBIENTAL**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1999. p. 58-63.
- POMPÊO, M.; PADIAL, P. R.; MARIANI, C. F.; CARDOSO-SILVA, S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; RÊGO-SILVA, D. C. V.; PAIVA, T. C. B.; BRANDIMARTE, A. L. Biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano (reservatório Guarapiranga – São Paulo (SP), Brasil): há toxicidade potencial e heterogeneidade espacial? **Geochimica Brasiliensis**, v. 27, n. 2, p. 104-119, 2013
- POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perifíton: aspectos ecológicos e metodológicos**. São Carlos: RiMa, 2003.
- SANTOS-WISNIEWSKI, M. J.; SILVA, L. C.; LEONE, I. C.; LAUDARES-SILVA, R.; ROCHA, O. First record of the occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925, an invasive species in the hydroelectricity power plant Furnas Reservoir, MG, Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 67, n. 4, p. 791-793, 2007.
- THORTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. Perspectives on Reservoir Limnology. In: THORTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Eds.). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: Wiley-Interscience, 1990.
- TUNDISI, J. G. Impactos ecológicos da construção de represas: aspectos específicos e problemas de manejo. In: TUNDISI, J. G. (Ed.). **Limnologia e manejo de represas**. São Carlos: EESC-USP/CRHEA/ACIEP, 1988. v. 1, Tomo 1. (Série Monografias em Limnologia).
- VALDERRAMA, G. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Marine Chemical**, v. 10, p. 109-122, 1981.
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analysis**. 2. ed. New York: Springer-Verlag, 1991. 391 p.

CAPÍTULO 8

GEOCRONOLOGIA E DATAÇÃO POR RADIONUCLÍDEOS, UM ESTUDO DE CASO: REPRESA PAIVA CASTRO (SISTEMA CANTAREIRA- MAIRIPORÃ- SÃO PAULO)

Paulo Alves de Lima Ferreira¹, Sheila Cardoso-Silva², Marcelo Pompêo³ & Rubens Cesar Lopes Figueira¹

1 - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 2 - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Sorocaba, Sorocaba, Brasil. 3 - Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.
E-mail: paulo.alves.ferreira@hotmail.com

RESUMO

Análises em perfil dos sedimentos de lagos e represas são capazes de prever as condições pretéritas destes ecossistemas e determinar como o ambiente mudou como resultado das atividades antrópicas. Desta forma podem ser utilizados como importantes ferramentas na gestão dos recursos hídricos. Diversas etapas são necessárias para que estes estudos sejam bem sucedidos como a definição do local de amostragem e dos indicadores ecológicos a serem analisados, o uso de equipamentos apropriados e o método de datação aplicado, este último de fundamental importância. Este trabalho detalha o processo da datação por meio do ^{210}Pb e o modelo CIC e em seguida descreve o processo de datação em um testemunho coletado na represa Paiva Castro, um dos cinco reservatórios formadores do sistema Cantareira (São Paulo-Brasil). O processo de datação mostrou-se adequado e permitiu evidenciar dois períodos com taxa de sedimentação distinta, uma fase anterior, com menores taxas de sedimentação e outra posterior à operação da represa. O testemunho coletado abrangeu um período aproximado de cem anos.

1 INTRODUÇÃO

1.1 SEDIMENTOS AQUÁTICOS: UM REGISTRO DOS ACONTECIMENTOS PASSADOS

Os sedimentos de lagos e reservatórios funcionam como um arquivo de diversos acontecimentos autóctones e alóctones ao longo do tempo (XUE et al., 2007). Análises em perfil deste compartimento são capazes de prever as condições pretéritas do ecossistema, identificando períodos de impacto antrópico e fornecendo subsídios para a melhor compreensão do presente.

A reconstituição ambiental a partir dos sedimentos pode se dar em diferentes escalas de tempo, desde algumas décadas a centenas de milhares de anos. Em escalas de tempo mais largas os estudos de reconstituição ambiental nos ecossistemas aquáticos continentais, ou estudos paleolimnológicos, podem ser usados para prover arquivos extremamente detalhados das alterações climáticas, tectônicas e evolução biológica na superfície da terra (COHEN, 2003).

Numa escala de tempo curta, em sedimentos muito recentes - de algumas décadas até 100 ou 200 anos, período em que os impactos antrópicos são geralmente mínimos, dependendo da região a ser analisada - a reconstituição do histórico ecossistêmico pode fornecer informações valiosas para gerenciadores (COHEN, 2003). As informações obtidas nestes estudos são particularmente importantes em áreas onde há carência de dados históricos, isto porque permite estabelecer o quão alterado está um ambiente em relação a uma condição prístina e assim associar essas mudanças à atividade humana (Figura 1). Podem também suprir deficiências da análise de dados acumulados em diferentes trabalhos numa dada região, como, por exemplo, mudanças nos pontos de amostragem, utilização de diferentes métodos analíticos com diferentes limites de detecção, além da ausência de valores em alguns períodos (BENNION; BATTARBEE, 2007).

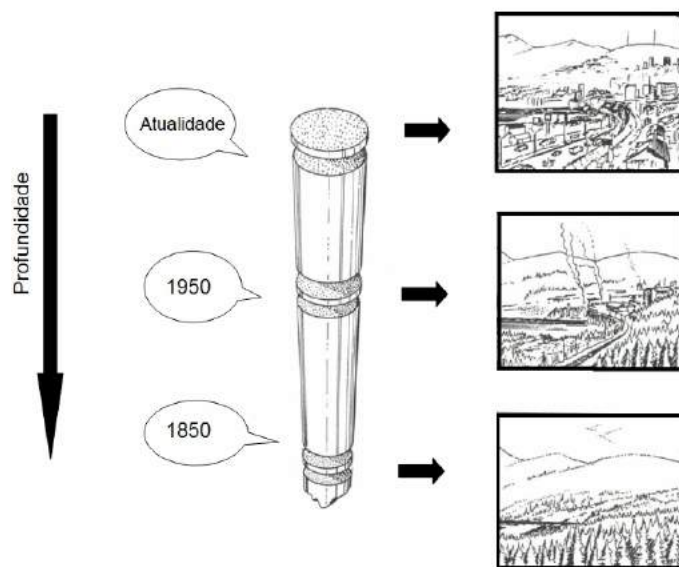


Figura 1: Testemunho sedimentar mostrando mudanças antrópicas ao longo do tempo (modificado de SMOL, 2008).

Atualmente, o uso da reconstituição ambiental como ferramenta auxiliar na gestão dos recursos hídricos vem sendo bastante difundido, principalmente pela União Europeia (UE), após a implementação da DQA (Diretiva Quadro da Água), o sistema de gerenciamento de recursos hídricos europeu (RÄNASEN et al., 2006; KELLY, 2008). A DQA tem como meta o alcance do estado ecológico bom, ou seja, um estado em que os impactos antrópicos sobre o corpo hídrico sejam mínimos. Para se estabelecer o bom estado ecológico é necessário estabelecer as condições prístinas e, para isto, uma das recomendações da DQA é utilizar estudos que adotem abordagem paleolimnológica. Relativo à aplicação da DQA no Brasil, uma revisão pode ser observada em Cardoso-Silva et al. (2013).

Quanto maior o número de indicadores ecológicos analisados (abordagem multi-proxy) melhor será a reconstituição ambiental. Normalmente são analisados os seguintes materiais nos sedimentos: pólen, frústulas de diatomáceas, restos de quitina de zooplâncton, quironomídeos, escamas e vértebras de peixes, espículas de esponjas, restos de vegetação e carvão, substâncias orgânicas como pigmentos, além de nitrogênio, fósforo, carbono e metais (TUNDISI, 2008).

A abordagem paleolimnológica é bastante difundida em lagos (ANDERSEN et al., 2004) podendo ser aplicada também em represas (FÁVARO, 2007). Apesar de sua importância, no Brasil, são poucos os estudos que adotam essa abordagem, podendo ser citados: Pessenda et al., (2010) que trabalhou na Lagoa Grande, localizada no Parque Estadual do Alto do Ribeira em São Paulo; Jesus (2008) e Costa-Böddeker et al., (2012) no Lago das Garças, localizado na região Metropolitana do Estado de São Paulo e mais recentemente Silva (2013) na represa Guarapiranga e Cardoso-Silva na represa Paiva Castro. Pessenda et al., (2010) analisaram grãos de pólen e a composição isotópica da matéria orgânica em um período de pouco mais de mil anos. Jesus (2008) focou a análise, de metais traço e compostos orgânicos, nos últimos cem anos, enquanto Costa-Böddeker et al., (2012) e Silva (2013) focaram a análise de diatomáceas e nutrientes, inferindo sobre o histórico trófico das represas. Já Cardoso-Silva (2013) analisou o histórico da contaminação por metais na represa Paiva Castro (Mairiporã, São Paulo). Portanto, são ainda muito poucos os estudos que adotam essa abordagem no Brasil.

Na maioria das vezes, estes estudos focam apenas a análise de um ou poucos testemunhos, isto porque as análises de reconstituição ambiental consomem grande tempo. Há diversas etapas que devem ser cumpridas num estudo que adote uma abordagem paleolimnológica, sendo importante considerar (COHEN, 2003; SMOL, 2008):

1. A escolha do local de estudo para responder uma determinada questão e do ponto de amostragem. Em geral, dependendo do objetivo do estudo, é amostrada a região mais profunda de lagos e a região limnética de reservatórios, ambas áreas de sedimentação;
2. O tipo de equipamento para efetuar a amostragem e como seccionar a coluna de sedimento;
3. Como efetuar a datação;
4. Quais proxies (indicadores ecológicos) serão analisados.

A datação, que é o conjunto de datas de deposição das diferentes camadas sedimentares de uma dada coluna sedimentar ou testemunho, é uma das primeiras e mais importantes etapas em estudos de reconstituição ambiental a partir dos sedimentos. Sem uma datação confiável, o tempo correto dos eventos ocorridos não pode ser estabelecido. Existe uma variedade de técnicas para se determinar idades absolutas, incluindo métodos de datação radiométricos e métodos químicos (COHEN, 2003). Cada técnica é adotada dependendo dos objetivos a serem atingidos, da precisão requerida, da litologia e do custo disponível para as análises. Técnicas radiométricas, baseadas no decaimento de isótopos radiativos são as formas amplamente utilizadas nos estudos paleolimnológicos. Para o período do Quaternário, os estudos focam o uso de datações com ^{14}C ; para sedimentos recentes, as datações com ^{210}Pb são as mais utilizadas.

Devido à sua importância e ampla aplicação, neste artigo, será abordado o processo de datação a partir do radionuclídeo ^{210}Pb e será utilizado como estudo de caso a datação efetuada em um testemunho coletado no reservatório Paiva Castro (Mairiporã, SP, Brasil).

1.2 DATAÇÃO COM ^{210}Pb

1.2.1 O radionuclídeo ^{210}Pb

O ^{210}Pb é um isótopo radioativo de chumbo. Ele é um radionuclídeo natural e tem como características meia-vida de aproximadamente 22,3 anos, que pode ser considerada curta se comparada com outros nuclídeos naturais como ^{238}U e ^{232}Th , e decaimento para ^{210}Bi por emissão β e γ (TYLMANN, 2004).

Este isótopo é um dos elementos da série de decaimento do ^{238}U . ^{226}Ra , elemento da série do ^{238}U , decai para ^{222}Rn , um gás que escapa dos sedimentos para a atmosfera e retorna para os solos, sedimentos e água ao decair para ^{210}Pb e sofrer precipitação (Figura 2).

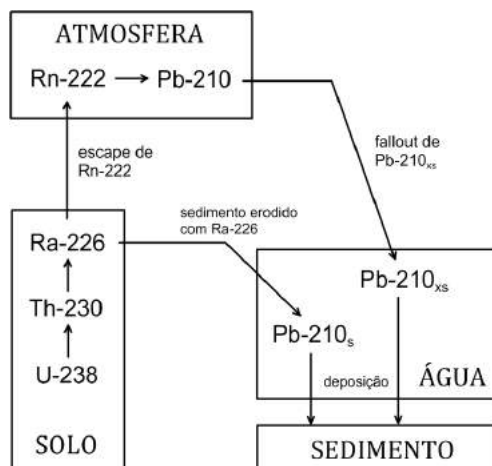


Figura 2: Ciclo hidroegeoquímico do ^{210}Pb . $\text{Pb-210}_{\text{xs}}$ é o ^{210}Pb não-suportado, enquanto que Pb-210_{s} é o ^{210}Pb suportado.

Assim, o ^{210}Pb em uma coluna de sedimento é resultante de dois sinais diferentes: o proveniente da atmosfera, que é chamado de não-suportado (unsupported) ou alóctone e está estritamente conectado aos processos sedimentares; e o produzido na própria matriz sedimentar pelo decaimento de ^{226}Ra sem o escape de ^{222}Rn , que é o dito suportado (supported).

Dessa forma, o ^{210}Pb não-suportado ($^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$) pode ser mensurado pela diferença entre ^{210}Pb total na amostra e ^{210}Pb suportado, que, por estar em equilíbrio radioativo com seus precursores na série do ^{238}U , pode ser mensurado por algum dos núclídeos-pai, como o próprio ^{226}Ra (NOLLER, 2000; LUBIS, 2006).

1.2.2 Medição do ^{210}Pb

A detecção e mensuração do ^{210}Pb pode ser realizada pela detecção de partículas radioativas emitidas pelos radionuclídeos da série do ^{238}U . Por espectrometria α , a espécie radioativa medida é o ^{210}Po (meia-vida de 138,3 dias), radionuclídeo filho de ^{210}Bi , que é produto do decaimento radioativo do ^{210}Pb . Já por espectrometria β , o núclídeo analisado é ^{210}Bi (meia-vida de 5,0 dias). Ambas só realizadas quando alcançado equilíbrio radioativo entre os pais e filhos de interesse.

As grandes desvantagens de ambos estes métodos analíticos é a baixa resolução dos detectores e a necessidade de separação radioquímica das amostras, devido à presença de outros radionuclídeos emissores de partículas α e β em matrizes ambientais como sedimentos.

Com o advento dos detectores de Ge-Li (germânio-lítio) e, posteriormente, de Ge hiperpuro, que são detectores de alta resolução capazes de detectar partículas γ , houve um salto de melhoria nas medidas de radionuclídeos, e isso não foi diferente para os núclídeos da série do ^{238}U , com grande número de elementos emissores γ . O próprio ^{210}Pb é um emissor γ , e é por esta técnica analítica que, atualmente, ele é mais medido.

A espectrometria γ tem como vantagens a sua alta resolução, ser uma técnica sensível e possibilitar a medição em amostras sem nenhum tratamento químico ou radioquímico. Amostras de sedimento em estado bruto podem ser diretamente analisadas após a uniformização de sua granulometria, que pode ser feito por maceração em um moinho de porcelana ou de ág. Entretanto, a grande desvantagem desta técnica é o tempo, pois cada amostra deve ser analisada no detector de partículas γ por cerca de 50.000 s (equivalente a cerca de 14 h) para que o limite de detecção do método (dependente do tempo de contagem) passe a ser aceitável.

Quanto à resolução temporal de modelos de datação com ^{210}Pb , tendo em vista que a meia-vida do ^{210}Pb é de 22,3 anos, a resolução temporal é de cerca de 150 anos, já que o limite de

detecção do ^{210}Pb não-suportado é alcançado nas amostras com essa idade. Isso se dá pois, após a sedimentação de uma dada camada sedimentar cessa o aporte de ^{210}Pb não-suportado, e com o tempo esse radionuclídeo passa a decair para, eventualmente, após cerca de 7 meias-vidas (no caso, cerca de 150 anos), o sinal da atividade deste radionuclídeo torna-se inferior ao limite de detecção da espectrometria γ .

1.2.3 Modelos para datação com ^{210}Pb

A variação temporal na atividade de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$, que se dá na forma de um decaimento exponencial em função do tempo, tem como fator de decaimento um valor resultante de uma relação entre a meia-vida deste radionuclídeo e da taxa de sedimentação local. É com base nessa relação que modelos matemáticos buscam determinar taxas de sedimentação e estabelecer datação para colunas sedimentares.

A maior parte destes modelos foi desenvolvida para a determinação de taxas de sedimentação locais em corpos de água. Entretanto, dos valores de taxa de sedimentação, se assumidos constantes ou lineares, a datação de sedimentos pode ser facilmente extraída.

Existem diversos modelos que relacionam a atividade de ^{210}Pb não-suportado com taxas de sedimentação recente e desenvolvem cálculos para datação. Destacam-se os modelos CIC (Constant Initial Concentration) (ROBBINS; EDGINGTON, 1975), CRS (Constant Rate of Supply) (APPLEBY; OLDFIELD, 1978) e CFCS (Constant Flux, Constant Sedimentation) (APPLEBY; OLDFIELD, 1992).

Os modelos CIC e CRS são os mais utilizados em estudos paleolimnológicos (SMOL, 2008). O modelo CIC é de fácil aplicação e não necessita da informação referente ao inventário total de ^{210}Pb não-suportado e da porosidade do sedimento, informações necessárias para a aplicação do modelo CRS (SHUKLA; JOSHI, 1989). A grande vantagem do modelo CRS é a possibilidade de cálculo de variações na taxa de sedimentação de um ambiente aquático, entretanto o modelo CIC pode ser aplicado por secções de testemunhos, calculando um valor médio de taxa de sedimentação para cada um dos intervalos separados, o que simplifica os cálculos envolvidos em relação ao CRS. O estudo de caso mostra uma aplicação do modelo CIC para um caso em que houve variação na taxa de sedimentação local de um reservatório de água.

1.2.4 Modelo CIC

O modelo CIC (Constant Initial Concentration) (ROBBINS; EDGINGTON, 1975) baseia-se nos princípios de que existe uma atividade inicial constante de ^{210}Pb não-suportado na amostra de sedimento e que há um aporte constante de sedimentos para o local. Assim, este modelo resulta em um valor médio de taxa de sedimentação para o período amostrado no testemunho, sem dados acerca de variações temporais na taxa de sedimentação. Essas premissas são próprias para a determinação de datação de sedimentos em reservatórios, por estes serem corpos estáveis cujas variações temporais na taxa de sedimentação são insignificantes perante o intervalo de tempo estudado através do radionuclídeo ^{210}Pb (cerca de 150 anos).

Por este modelo, a taxa de sedimentação pode ser calculada por meio da Equação 1:

$$v = \frac{\lambda \cdot Z}{\ln \left[\frac{(A_{\text{Pb}_{\text{xs}}})}{(A_{\text{Pb}_{\text{xs}}})_0} \right]} = \frac{\lambda}{-a} \quad (\text{Equação 1})$$

em que:

v = taxa de sedimentação (em cm ano^{-1});

$A_{\text{Pb}_{\text{xs}}}$ = atividade de ^{210}Pb não-suportado na base do testemunho (em Bq kg^{-1});

$(A_{\text{Pb}_{\text{xs}}})_0$ = atividade de ^{210}Pb não-suportado no topo do testemunho (em Bq kg^{-1});

λ = constante de decaimento radioativo de ^{210}Pb (que equivale a $3,11 \times 10^{-2} \text{ ano}^{-1}$) e

Z = tamanho da coluna sedimentar (em cm).

Outra forma de acessar o valor da taxa de sedimentação é através do coeficiente angular (a) da reta de regressão: $z = a \cdot \ln(^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}) + b$, em que z são os valores de profundidade (em cm).

Para determinar o valor da atividade de ^{210}Pb não-suportado ($A_{\text{Pb}_{\text{xs}}}$), esta é a diferença entre a atividade total de ^{210}Pb ($A_{\text{Pb}_{\text{total}}}$) e a atividade média de ^{226}Ra ($A_{^{226}\text{Ra}}$), que equivale ao ^{210}Pb suportado na coluna sedimentar, conforme a Equação 2.

$$A_{\text{Pb}_{\text{xs}}} = A_{\text{Pb}_{\text{total}}} - A_{^{226}\text{Ra}} \quad (\text{Equação 2})$$

Tendo em vista que o modelo CIC assume que o valor de taxa de sedimentação é constante, deste valor pode-se extrair a datação do testemunho, através da Equação 3:

$$D = D_0 - \frac{z}{v} \quad (\text{Equação 3})$$

em que:

D = ano de deposição da amostra (em ano);

D_0 = ano de coleta da amostra (em ano);

z = profundidade da amostra na coluna sedimentar (em cm) e

v = taxa de sedimentação (em cm ano^{-1}).

2 ESTUDO DE CASO: RESERVATÓRIO PAIVA CASTRO (MAIRIPORÃ, SP, BRASIL)

Localizado ao norte da Grande São Paulo, no sistema do Alto Tietê e na sub-bacia do Rio Juquery, o reservatório Paiva Castro (Figura 3) faz parte do Sistema Cantareira, atualmente o maior sistema de abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), com capacidade de produção de 33 mil litros de água por segundo para um total de cerca de 8,8 milhões de pessoas (46% da população da RMSP) (WHATELY; CUNHA, 2007).

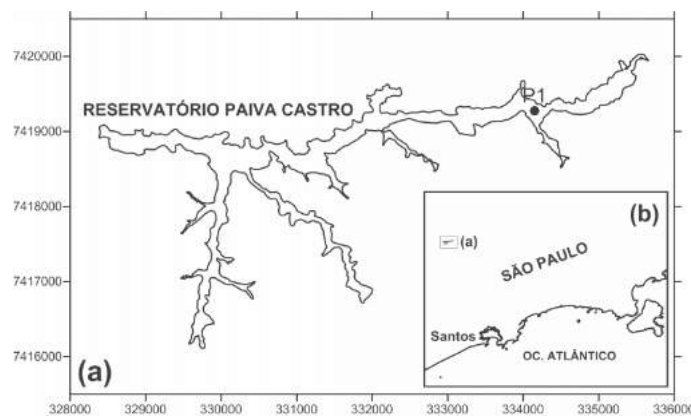


Figura 3: Reservatório Paiva Castro (a), localizado no Estado de São Paulo, Brasil (b). Ponto preto corresponde ao local de coleta do testemunho P1.

O sistema de derivações por gravidade Cantareira é composto por cinco reservatórios: Jaguari, Jacaré, Atibainha, Cachoeirinha e Paiva Castro (SABESP, 2013), interligados por túneis artificiais subterrâneos, canais e bombas, com extensão total de aproximadamente 48 km (SABESP, 2013).

As obras para implantação do sistema Cantareira iniciadas na década de 1960 compreenderam duas etapas. A primeira fase em 1965, culminou com a construção do reservatório Paiva Castro em 1973 e dos reservatórios Atibainha e Cachoeira em 1974. A segunda, iniciada em 1975 e finalizada em 1981, criou os reservatórios integrados dos rios Jaguari e Jacaré (WHATELY; CUNHA, 2007).

A represa Paiva Castro ou Juquery contribui com $4,6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ da vazão total do Sistema Cantareira e possui uma área de drenagem de 369 km^2 (PACILÉO-NETTO; BARROS, 2010). É formada por um barramento no rio Juqueri no município de Franco da Rocha (SP), estando à jusante da área urbanizada do município de Mairiporã. Por ser o último dentre os receptores de água

do Sistema, ele pode refletir a qualidade final da água enviada à ETA (estação de tratamento de água) do Guaraú, inclusive em relação aos poluentes inseridos no Sistema, provenientes do município de Mairiporã (SP, Brasil) (GIATTI, 2000).

As atividades de ^{210}Pb e ^{226}Ra foram determinadas com o uso de um espectrômetro γ constituído de um detector de Ge hiperpuro (EG&G ORTEC, modelo GMX50P) (Figura 4), com resolução média de 1,9 keV para o pico de 1332,3 keV de ^{60}Co e eletrônica acoplada. A Tabela 1 apresenta os valores de atividade de ^{210}Pb e ^{226}Ra .

Tabela 1: Valores de atividade de $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ e ^{226}Ra (em Bq kg^{-1}) para o testemunho P1

Amostra (cm)	$^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ (Bq kg^{-1})	^{226}Ra (Bq kg^{-1})
0	$84,87 \pm 5,03$	$31,82 \pm 2,30$
4	$78,25 \pm 4,93$	$33,91 \pm 2,51$
6	$71,39 \pm 4,77$	$35,17 \pm 2,47$
8	$69,07 \pm 4,48$	$35,39 \pm 2,21$
12	$35,33 \pm 3,64$	$38,36 \pm 2,34$
14	$35,96 \pm 3,63$	$30,91 \pm 2,23$
16	$75,58 \pm 4,97$	$41,22 \pm 2,50$
20	$79,42 \pm 4,92$	$27,54 \pm 2,17$
26	$56,44 \pm 4,49$	$38,22 \pm 2,50$
30	$34,88 \pm 3,45$	$40,18 \pm 2,22$
32	$41,14 \pm 3,60$	$33,86 \pm 2,26$
34	$30,13 \pm 3,01$	$33,68 \pm 2,06$
36	$41,51 \pm 3,97$	$33,76 \pm 2,24$

O testemunho P1 foi coletado com um coletor cilíndrico do tipo Ambühl e Bühler (AMBÜHL; BÜHRER, 1975) em março de 2010 (CARDOSO-SILVA, 2013) (Figuras 5). As sub-amostras de 2 cm de espessura foram secas em estufa à 45 °C e então maceradas com auxílio de almofariz e pistilo. Para a análise por espectrometria γ , foi utilizada a metodologia descrita em Figueira (2000), que consiste na utilização de 10 a 20 g de sedimento previamente seco, acondicionado em recipientes de polietileno próprios para espectrometria γ e analisados por 50.000 s no espectrômetro (Figura 6).

O comportamento vertical dos dois nuclídeos pode ser observado na Figura 7a. Percebe-se que o valor de ^{226}Ra varia pouco ao longo do testemunho. Isso é o esperado, tendo em vista que ^{226}Ra corresponde ao ^{210}Pb suportado, que é constantemente produzido no sedimento pelo decaimento dos nuclídeos da série do ^{238}U (NOLLER, 2000). O valor médio observado de ^{226}Ra para este testemunho foi de $34,92 \pm 2,41 \text{ Bq kg}^{-1}$.

Enquanto isso, $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ sofre decaimento exponencial ao longo do testemunho, que se dá pelo seu decaimento radioativo, estabilizando-se ao redor do valor de ^{210}Pb suportado. Entretanto, como foi discutido anteriormente acerca da criação do reservatório, observam-se duas curvas diferentes de ^{210}Pb : uma mais recente (entre 0 e 14 cm de profundidade), que provavelmente corresponde ao período em que o reservatório Paiva Castro já estava em funcionamento, que será chamada de “fase reservatório” e uma mais antiga (entre 14 e 36 cm), que corresponderia à “fase rio” para a região. Tendo em vista que as condições sedimentares na região foram alteradas com o afogamento da área para a implantação do reservatório, já eram esperadas duas curvas diferenciadas de ^{210}Pb .

Como o testemunho apresentou duas curvas diferenciadas para $^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$, este sistema apresentou dois períodos com taxas de sedimentação distintas. Aplicando a Equação 2, obtém-se o valor da atividade de ^{210}Pb não-suportado (Tabela 2). Para o cálculo da taxa de sedimentação local para ambas as fases, utiliza-se a Equação 1. Para o seu cálculo, há a necessidade de calcular o logaritmo natural ($\ln$) dos dados de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$, conforme feito na Tabela 2. Então, calcula-se as retas de regressão para as curvas dos perfis verticais de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ de ambas as fases do testemunho. A Figura 7b apresenta o gráfico com as retas de regressão de $\ln(^{210}\text{Pb}_{\text{xs}})$. Agora, tendo em mãos os valores de a , pode-se calcular as correspondentes taxas de sedimentação para ambas as fases do testemunho pela Equação 1 (Tabela 3).

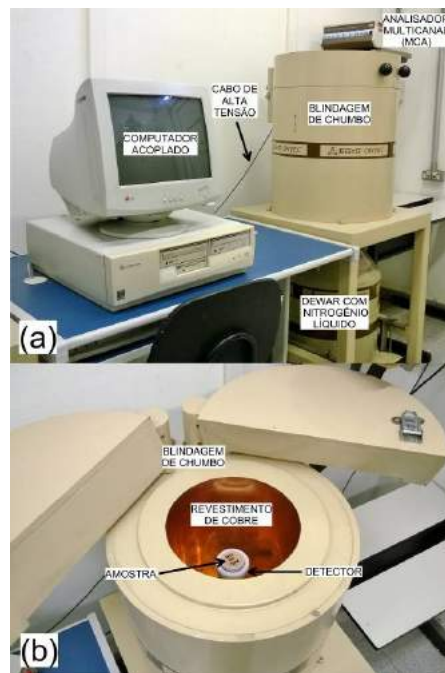


Figura 4: Espectrômetro γ com detector de Ge hiperpuro EG&G ORTEC, modelo GMX25190P. (a) Partes componentes. (b) Interior da blindagem de chumbo.



Figura 5: Testemunho da represa Paiva Castro e o fatiamento e armazenamento em saco hermeticamente fechado.

A última etapa restante é a realização da datação do testemunho, através da Equação 3. Com os valores de taxa de sedimentação da Tabela 3, pode-se calcular os anos de deposição para cada camada sedimentar (Tabela 4). Pela datação (Tabela 4), percebe-se que as camadas entre 16 e 20 cm depositaram-se dentro da década de 1970, correspondendo à época de finalização da implementação do reservatório Paiva Castro. Além disso, a taxa de sedimentação da fase reservatório para o testemunho P1 é maior que para a fase rio (Tabela 3), o que é o esperado, tendo em vista que sistemas como lagos e reservatórios são propícios para processos de deposição de carga sedimentar.

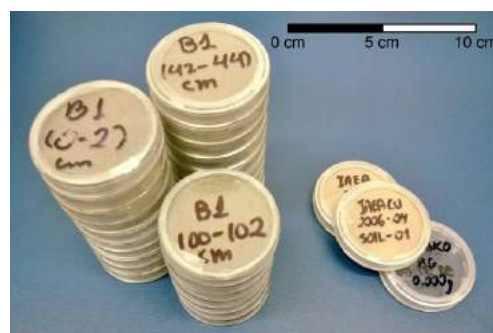


Figura 6: Subamostras de testemunhos, materiais de referência e branco em recipientes para contagem γ .

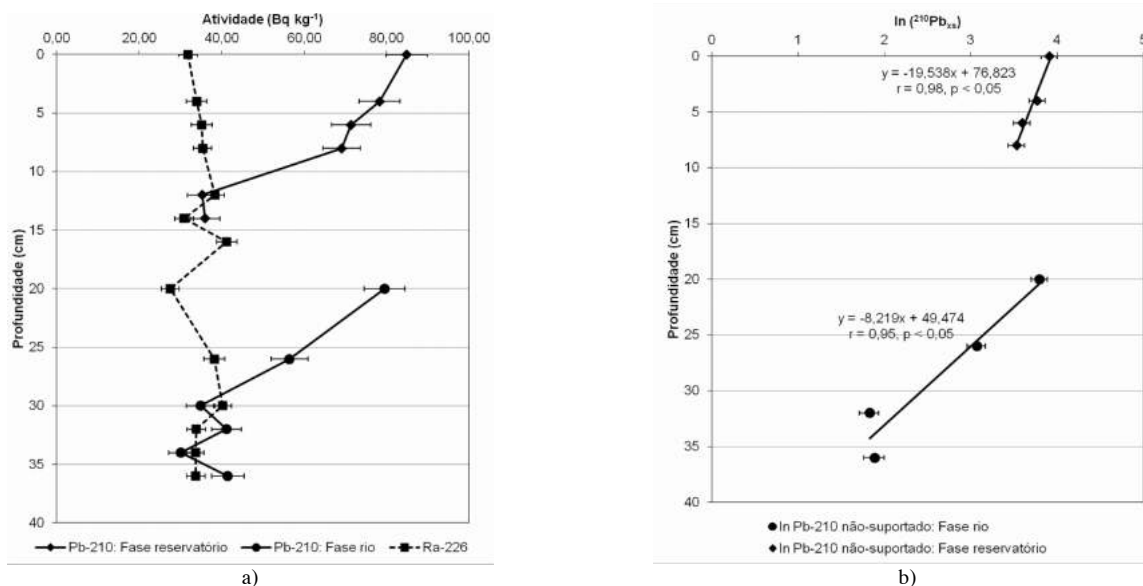


Figura 7: Perfis verticais de ^{210}Pb e ^{226}Ra (em Bq kg^{-1}) no testemunho P1 (a) e perfil vertical de $\ln(^{210}\text{Pb}_{\text{xs}})$ (não-suportado) no testemunho P1 (b). Em b) linhas pretas correspondem às retas de regressão, com equações da reta e valor de r de Pearson entre os dados.

Tabela 2: Valores de atividade de $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ (^{210}Pb não-suportado) (em Bq kg^{-1}) para o testemunho P1

Amostra (cm)	$^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ (Bq kg^{-1})	$\ln(^{210}\text{Pb}_{\text{xs}})$
0	$49,95 \pm 4,55$	3,91
4	$43,32 \pm 4,05$	3,77
6	$36,46 \pm 3,51$	3,60
8	$34,15 \pm 3,24$	3,53
12	< LDM	< LDM
14	< LDM	< LDM
20	$44,50 \pm 4,13$	3,80
26	$21,51 \pm 2,27$	3,07
30	< LDM	< LDM
32	$6,21 \pm 0,69$	1,83
34	< LDM	< LDM
36	$6,58 \pm 0,78$	1,88

<LDM: valor de atividade inferior ao limite de detecção do método de $1,48 \text{ Bq kg}^{-1}$ para $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$.

Tabela 3: Valores de a (coeficiente angular da relação $\ln(^{210}\text{Pb}_{\text{xs}})$ versus z) (em cm^{-1}) e de taxa de sedimentação (v) (em cm ano^{-1}) para o testemunho P1

Fase do testemunho P1	a (cm^{-1})	v (cm ano^{-1})
Fase reservatório (0 – 14 cm)	-8,219	$0,63 \pm 0,11$
Fase rio (16 – 36 cm)	-19,538	$0,28 \pm 0,05$

Tabela 4: Datação (valores em ano) do testemunho P1

Fase do testemunho P1	Profundidade (cm)	Ano de deposição
Fase reservatório	0	2010
	4	2004 ± 1
	6	2000 ± 1
	8	1997 ± 1
	12	1991 ± 2
	14	1988 ± 3
	16	1981 ± 3
Fase rio	20	1967 ± 4
	26	1945 ± 7
	30	1931 ± 10
	32	1924 ± 10
	34	1917 ± 11
	36	1910 ± 12

AGRADECIMENTOS

À Fapesp (processos 2009/16652-1 e 2012/11890-40, ao CNPq (processo 470443/2008-1), e à Capes e CNPq, pela concessão de bolsa de doutoramento.

REFERÊNCIAS

- ANDERSEN, J. H.; CONLEY, D. J.; HEDAL, S. Palaeoecology, reference conditions and classification of ecological status: the EU Water Framework Directive in practice. **Marine Pollution Bulletin**, v.49, p. 283–290, 2004.
- APPLEBY, P. G.; OLDFIELD, F. The calculation of Lead-210 dates assuming constant rate of supply of unsupported ^{210}Pb to the sediment. **Catena**, v. 5, p.1-8, 1978.
- APPLEBY, P. G.; OLDFIELD, F. Application of Lead-210 to sedimentation studies. In: IVANOVICH, M.; HARMON, R. S. (Eds.). **Uranium-Series Disequilibrium**. Nova Iorque: Oxford Science, 1992. p 731-778.
- BENNION, H.; BATTARBEE, R. The European Union Water Framework Directive: opportunities for palaeolimnology. **Journal of. Paleolimnology** v.38, p.285–295. 2007.
- CARDOSO-SILVA, S. **Metais-traço em sedimentos do reservatório Paiva Castro (Mairiporã- São Paulo): histórico por meio da geocronologia do ^{210}Pb , biodisponibilidades e uma proposta para a gestão dos recursos hídricos**. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, São Paulo, Brasil, 166p. 2013.
- CARDOSO-SILVA, S., FERREIRA, T., POMPEO, M. L. M. Diretiva quadro da água: uma revisão crítica e a possibilidade de aplicação ao Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. 16, n.1, p. 39-58, 2013.
- COHEN, A. S. Paleolimnology: the history and evolution of lake systems. New York: Oxford University Press, 2003. 500p.
- COSTA-BÖDDER, S.; BENNION, H.; JESUS, T. A.; ALBUQUERQUE, A. L. S.; FIGUEIRA, R. C. L.; BICUDO, D. C. Paleolimnologically inferred eutrophication of a shallow, tropical, urban reservoir in southeast Brazil. **Journal of. Paleolimnology**, v.48, p.751–766, 2012.
- FÁVARO, D. I. T.; DAMATTO, S. R.; MOREIRA, E. G.; MAZZILLI, B. P.; CAMPAGNOLI, F. Chemical characterization and recent sedimentation rates in sediment cores from Rio Grande reservoir, SP, Brazil. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v.273, n.2, p.451–463, 2007.
- FIGUEIRA, R. C. L. **Inventário de radionuclídeos artificiais em água do mar e sedimentos da costa sul do Brasil**. 2000. Tese (Doutorado) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, Brasil, 2000.
- GIATTI, L. L. **Reservatório Paiva Castro – Mairiporã – SP: avaliação da qualidade da água sobre alguns parâmetros físicos químicos e biológicos (1987/1998)**. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil, 2000.
- JESUS, T. A. **Avaliação do histórico de impactos antrópicos na bacia de drenagem do Lago das Garças (São Paulo-SP), durante o século XX, com base nos estoques de nutrientes, metais pesados e compostos orgânicos em sedimento lacustre**. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, Brasil, 2009.
- KELLY, M.; JUGGINS, S.; GUTHRIE, R.; PRITCHARD, S.; JAMIESON, J.; RIPPEY, B.; HIRST, H.; YALLOP, M. Assessment of ecological status in U.K. rivers using diatoms. **Freshwater Biology**, v.53, p. 403–422, 2008.
- LUBIS, A. A. Constant rate of supply (CRS) model for determining the sediment accumulation rates in the coastal area using ^{210}Pb . **Journal of Coastal Development**, v.10, n.1, p.9-18, 2006.
- NOLLER, J. S. Lead-210 geochronology. In: **AGU Reference Shelf**. São Francisco: American Geosciences Union, v.4, p. 115-120. 2000.
- PACILÉO-NETTO, N.; BARROS, L. A. A. **Uma história visual da construção do Sistema Cantareira**. São Paulo: Ed. Autor, 2010. 222 p.

- PESSENDA, L. C. R.; SAIA, S. E. M. G.; GOUVEIA, S. E. M.; LEDRU, M. P.; SIFEDDINE, A.; AMARAL, P. G. C.; BENDASSOLLI, J. A. Last millennium environmental changes and climate inferences in the Southeastern Atlantic forest, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.82, n.3, p. 717-729, 2010.
- RÄSÄNEN, J.; KAUPPILA, T.; SALONEN, V. P. Sediment-based investigation of naturally or historically eutrophic lakes: implications for lake management. **Journal of Environmental Management**, v.79, p.253–265, 2006.
- ROBBINS, J. A.; EDGINGTON, D. N. Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using Pb-210 and Cs-137. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v.39, p.285-304, 1975.
- SABESP. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. **Dossiê Cantareira**. 2008. 14p.
- SILVA, L.F **Reconstrução paleolimnológica da eutrofização na represa Guarapuranga com base em abordagem multi proxy**. Tese (Doutorado), Unesp, Rio Claro, Brasil, 2013.
- SHUKLA, B. S.; JOSHI, S. R. An evaluation of the CIC model of ^{210}Pb dating of sediments. **Environmental Geological Water Science**, v.14, n.1, p.73-76, 1989.
- SMOL, J. P. **Pollution of lakes and rivers- a paleoenvironmental perspective**. Oxford: Blackwell, 2008. 382p.
- TYLMANN, W. Estimating recent sedimentation rates using ^{210}Pb on the example of morphologically complex lake (Upper Lake Raduńskie, N Poland). **Journal of Methods and Applications of Absolute Chronology**, v. 23, p. 21-26, 2004.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de textos, 2008. 632p.
- XUE, B.; YAO, S.; XIA, W. Environmental changes in Lake Taihu during the past century as recorded in sediment cores. **Hydrobiologia**, v.581, n.1, p.117–123, 2007.

CAPÍTULO 9

O ESTUDO FITOPLÂNTON COM BASE NOS GRUPOS FUNCIONAIS: ORIGENS E UM VISLUMBRE SOBRE SEU FUTURO

Paula Yuri Nishimura¹, Viviane Moschini-Carlos² & Marcelo Pompêo¹

1 - Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 2 - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Sorocaba, Sorocaba, Brasil.
E-mail: nishimurapy@usp.br

RESUMO

Para compreender o funcionamento dos ecossistemas, os ecologistas vêm tentando agrupar organismos com características similares em estrutura e função, como tamanho, forma, estratégias de vida e fisiologia, na tentativa de encontrar padrões simplificados da complexidade ambiental. O fitoplâncton, em particular, possui inúmeras estratégias para sobreviver às diferentes condições ambientais. Tradicionalmente, os modelos preditivos de padrões de associações do fitoplâncton partem da análise da comunidade a partir de espécies ou grandes divisões taxonômicas, como classes. Porém, o fitoplâncton não é um grupo uniforme, abrangendo organismos de filogenias, tamanhos, formas e estratégias adaptativas diversas. Portanto, o estudo da comunidade fitoplanctônica partindo de grandes divisões taxonômicas é problemático, necessitando de novas abordagens que levem em consideração não apenas a classificação filogenética, mas também a forma e a função destes organismos. Neste contexto, linhas teóricas surgiram a partir de atributos funcionais do fitoplâncton, como alternativa ao agrupamento taxonômico tradicional. Neste trabalho serão apresentados os principais modelos de grupos funcionais existentes atualmente, suas origens, vantagens, desvantagens e perspectivas para o estudo do fitoplâncton no futuro.

1 INTRODUÇÃO

1.1 AS ESTRATÉGIAS ADAPTATIVAS DO FITOPLÂNCION

Os fitoplancetólogos se apoiam no paradigma postulado pelo microbiologista Baas Beeking: “*everything is everywhere, but the environment selects*”, traduzindo, tudo está em todo o lugar, mas o ambiente seleciona (QUISPEL, 1998). Parte-se do pressuposto que organismos microscópicos, dentre eles, o fitoplâncton, possuem propágulos viáveis em praticamente todos os ambientes, devido ao seu pequeno tamanho e fácil dispersão. Porém, os organismos só se estabelecem se o hábitat for adequado e apresentar condições de sustentar os requerimentos de crescimento e sobrevivência da espécie (REYNOLDS, 1984). O ambiente age como um filtro, segregando espécies menos adaptadas daquelas com adaptações e atributos que as permitem sobreviver. Consequentemente, as espécies mais adaptadas são mais propensas a crescer e contribuir para uma maior fração da biomassa da comunidade, i.e. serão dominantes (REYNOLDS, 2006).

Portanto, a composição de espécies no fitoplâncton é inicialmente aleatória e a sucessão autogênica é muitas vezes previsível ao conhecer o ambiente (STRASKRABA et al., 1999). O curto tempo de geração das comunidades pelágicas permitiu a investigação do papel da seleção de atributos no desenvolvimento destas comunidades (ROJO; ALVAREZ-COBELAS, 2000), sendo bem estabelecido que as principais forças que agem sobre a composição de uma comunidade pelágica são as restrições de recursos e energia (REYNOLDS, 2006). Desta forma, é intuitivo pensar que o fitoplâncton será formado por grupos de espécies com atributos específicos para superar estas restrições.

Para compreender o funcionamento dos ecossistemas, os ecologistas vêm tentando agrupar organismos com características similares em estrutura e função, como tamanho, forma, estratégias de vida e fisiologia (KÖRNER, 1993), na tentativa de encontrar padrões simplificados da complexidade ambiental (MACINTYRE et al., 2002). O fitoplâncton, em particular, possui inúmeras estratégias para sobreviver às diferentes condições ambientais (REYNOLDS, 2006).

Tradicionalmente, os modelos preditivos de padrões de associações do fitoplâncton partem da análise da comunidade a partir de espécies ou grandes divisões taxonômicas, como classes (BRETTUM; HALVORSEN, 2004; FABBRO; DUIVENVOORDEN, 2000; FIETZ et al., 2005; HAJNAL; PADISÁK, 2008; MAULOOD; BONEY, 1981; MOSS, 1973; SOMMER, 1986; WATSON et al., 1997; YUNG et al., 1997). Porém, o fitoplâncton não é um grupo uniforme, abrangendo organismos de filogenias, tamanhos, formas e estratégias adaptativas diversas. Portanto, o estudo da comunidade fitoplancetônica partindo de grandes divisões taxonômicas é problemático, necessitando de novas abordagens que levem em consideração não apenas a classificação filogenética, mas também a forma e a função destes organismos. Neste contexto, duas linhas teóricas principais foram desenvolvidas a partir dos atributos morfo-funcionais do fitoplâncton como alternativa para um grupamento não taxonômico: (1) o modelo de duas estratégias de vida e (2) o modelo de três estratégias de vida.

1.2 MODELO DE DUAS ESTRATÉGIAS DE VIDA: R E K

O modelo de duas estratégias de vida aplica nos organismos fitoplancetônicos os conceitos de Pianka (1970) sobre a seleção r e K. Segundo Pianka (1970), os organismos r-selecionados possuem expectativa de vida curta e grande esforço reprodutivo. Os K-selecionados são organismos com expectativa de vida longa, cuja energia e recursos despendidos para a reprodução é pequena. Margalef (1978) foi pioneiro na utilização de uma abordagem de resposta dos grupos taxonômicos ou associações do fitoplâncton marinho ao estado nutricional e turbulência do ambiente na previsão da ocorrência destes grupos ao longo de gradientes ambientais. Margalef resumiu elegantemente suas idéias em seu famoso modelo de "mandala", no qual diferentes associações do fitoplâncton ocupam diferentes quadrantes em um gradiente nutricional e de turbulência (MARGALEF et al., 1979) (Figura 1). Segundo a mandala, existem quatro estágios em um contínuo sucessional entre

espécies r-selecionadas e K-selecionadas. A sucessão vai do estágio 1, dominado por diatomáceas em um ambiente desestratificado e rico em nutrientes, ao estágio 4, dominado por dinoflagelados capazes de explorar uma coluna d'água estratificada e com recursos nutricionais segregados, compensando a exaustão nutricional da superfície. Estudos utilizando este modelo discutem a alternância da seleção r e K nas associações da comunidade fitoplanctônica, propondo que a sucessão de espécies do fitoplâncton ocorre substituindo espécies r em um ambiente instável por espécies K em um ambiente estável (ARAUZO; ALVAREZ-COBELAS, 1994; DOS SANTOS; CALIJURI, 1998; HARRIS, 1986; MARGALEF, 1978).

Reynolds (1980) aplicou o modelo conceitual de Margalef (1978) no fitoplâncton de água doce, chamando atenção para a ocorrência frequente de condições de altas concentrações de nutrientes e estratificação em lagos rasos. Também foi observado que estas condições ambientais geralmente promovem rápido crescimento de organismos pequenos e competitivos, com atributos clássicos de r-selecionados. Porém, estes organismos tipicamente r-selecionados não se encaixavam no eixo sucessional r-K da mandala de Margalef. Diante destas observações, Reynolds (1980) concluiu que algumas espécies de diatomáceas consideradas exclusivamente r-selecionadas por Margalef (1978), precisavam ser reclassificadas. Reynolds et al. (1983) se referiram a estas diatomáceas como w-selecionadas, com base nas adaptações morfológicas e fisiológicas necessárias para manter o crescimento em baixas intensidades luminosas devido à circulação da coluna d'água. Desta forma, foram inseridas na classificação dos organismos informações sobre adaptações do fitoplâncton para a captação de luz necessária nas diferentes condições ambientais.

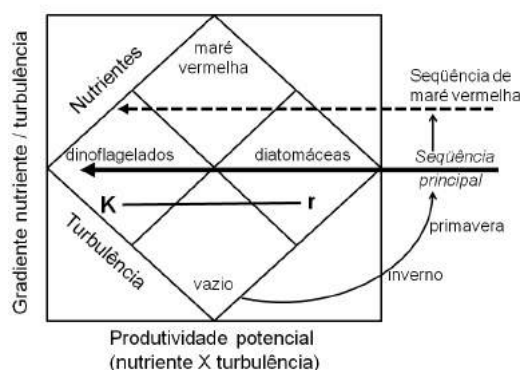


Figura 1: Mandala de Margalef et al. (1978) relacionando mudanças sazonais com a seleção do ambiente pelas formas de vida (r e K). A mandala acomoda a sequência principal de formas de vida e não espécies, além da sequência paralela que favorece dinoflagelados formadores de maré vermelha. Modificado de Reynolds (2006).

1.3 MODELO DE TRÊS ESTRATÉGIAS DE VIDA: CRS

Ao incluir uma terceira estratégia de vida, o modelo de Reynolds et al. (1983) baseado na seleção r e K, passou a ter uma notável semelhança com o modelo de três estratégias de vida proposto por Grime (1977) sobre os processos de sucessão ecológica para vegetação terrestre. Segundo Grime (op cit.), existem três estratégias primárias em plantas terrestres, relacionadas com diversas características, como morfologia, alocação de recursos, fenologia e resposta ao estresse. A estratégia competitiva (C-estrategistas) prevalece na vegetação produtiva, relativamente sem distúrbios; a estratégia estresse-tolerante (S-estrategistas) está associada com condições continuamente não-produtivas; e a estratégia ruderal (R-estrategistas) é característica de vegetação severamente perturbada (Figura 2a). Reynolds (1988) adaptou as idéias de Grime (1977) às estratégias de sobrevivência do fitoplâncton, de acordo com as adaptações morfológicas e fisiológicas, classificando os organismos fitoplanctônicos nos três possíveis habitats pelágicos combinando circulação/turbulência e gradiente de recursos (refletindo, respectivamente, na “duração de habitat” e “produtividade do habitat” no modelo de Grime, ver Figura 2a e 2b). Em um ambiente estável, com radiação solar abundante, é esperado que o consumo do fitoplâncton esgote os nutrientes, fazendo com que os recursos disponíveis se tornem menos acessíveis e demande

adaptações especializadas do fitoplâncton. Estes eventos representariam uma verdadeira sucessão autogênica, indo de organismos r-selecionados C-estrategistas para K-selecionados S-estrategistas. A luz disponível e a dependência da profundidade de mistura da coluna d'água compõem o eixo horizontal, uma vez que eventos de mistura interferem na seleção autogenética e selecionam organismos R-estrategistas (Figura 2b). As características morfológicas e fisiológicas dos estrategistas C, R e S do fitoplâncton estão resumidas na Tabela 1.

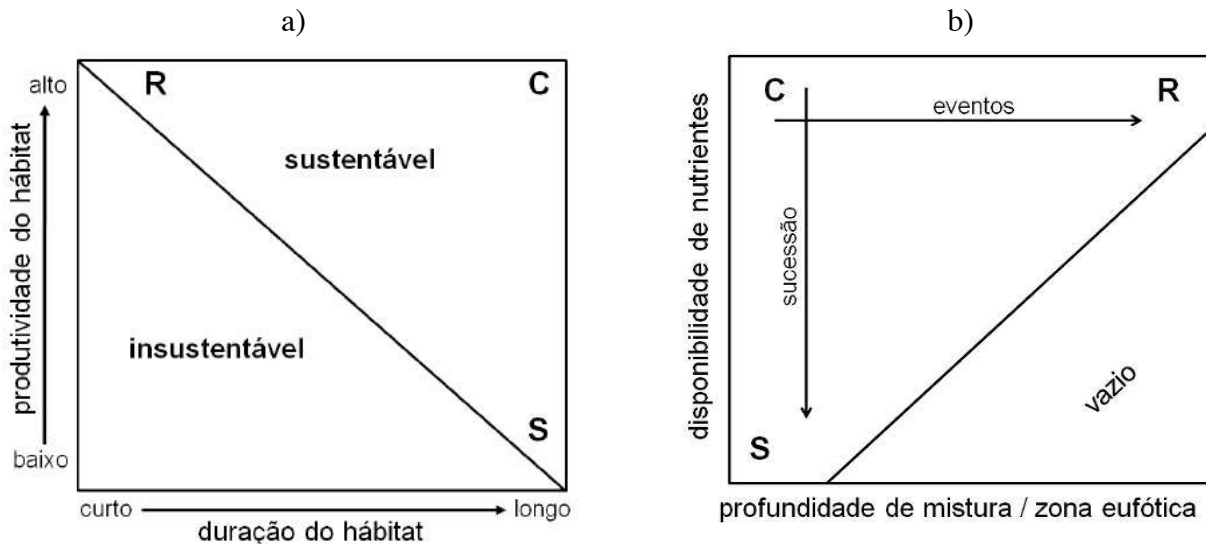


Figura 2: a) Modelo de Grime (1977) para vegetação terrestre sobre a sustentabilidade e insustentabilidade de habitats, mostrando as estratégias primárias de sobrevivência (C, R e S) necessárias para assegurar a sobrevivência no ambiente em relação à produtividade e duração do habitat. b) Modelo de Reynolds (1988) para o fitoplâncton sobre a seleção de espécies em um amplo espectro ecológico (nutrientes e circulação/luminosidade), de acordo com as estratégias primárias de ciclo de vida (C, R ou S), exceto onde os nutrientes e luz são continuamente deficientes ("vazio"). Ambos adaptados de Reynolds (2006).

Tabela 1: Resumo das características morfológicas e fisiológicas dos estrategistas C, R e S na comunidade fitoplanctônica, segundo Reynolds (1988)

	C-estrategistas	R-estrategistas	S-estrategistas
Seleção	r	r ou K (w, segundo Reynolds et al. 1983)	K
Forma	Unicelular	Unicelular, cenobial ou colonial	Unicelular, cenobial ou colonial
Tamanho	Pequeno 10-1 – 103 μm^3	Médio 103 – 105 μm^3	Grande 104 – 107 μm^3
Suscetibilidade à predação pelo zooplâncton	Grande	Média	Pequena
Taxa de sedimentação	Baixa	Média	Alta
Crescimento favorecido em condições de	luz	luz	luz
Gêneros representantes	nutrientes <i>Chlorella</i> <i>Ankara</i> <i>Chlamydomonas</i> <i>Coenocystis</i> <i>Rhodomonas</i>	<i>Asterionella</i> <i>Aulacoseira</i> <i>Limnithrix</i> <i>Planktothrix</i>	<i>Microcystis</i> <i>Anabaena</i> <i>Gloetrichia</i> <i>Ceratium</i> <i>Peridinium</i> <i>Uroglena</i>

O modelo C-R-S de Grime (1977) para vegetação terrestre nunca foi amplamente aceito pela comunidade científica, dando origem a calorosos debates (LOEHLE, 1988; TILMAN, 1988), ainda em aberto (CRAINE, 2005). A aplicação do modelo C-R-S para o fitoplâncton não recebeu tantas críticas e foi amplamente aplicado (CAPUTO et al., 2008; FABBRO; DUIVENVOORDEN, 2000; HUSZAR ; CARACO, 1998; KRUK et al., 2002; MORABITO et al., 2002).

2 OS GRUPOS FUNCIONAIS DO FITOPLÂNTON

Ao modelo de estratégias C-R-S seguiu a abordagem de grupos funcionais de fitoplâncton, assembleias ou associações fitoplanctônicas (REYNOLDS, 1997), baseados em atributos morfo-funcionais. Reynolds et al., (2002) sugerem a utilização do termo “grupo funcional” em substituição ao termo “associação”, anteriormente utilizado. O termo “associação” foi adaptado da ecologia de vegetação terrestre e define um grupo de espécies que respondem de forma semelhante a certa condição ambiental. O termo “grupo funcional” é mais apropriado ao fitoplâncton por englobar espécies com morfologia e fisiologia semelhantes, além de semelhanças ecológicas, buscando diferenciar os organismos do fitoplâncton em relação às adaptações e requerimentos específicos (e.g. alta afinidade por fósforo ou carbono, necessidade de esqueleto silicoso, eficiência na captação luminosa). A utilização dos grupos funcionais permite prever a ocorrência de certas espécies nos ambientes, contribuindo para o entendimento e previsão da distribuição e dinâmica de populações naturais do fitoplâncton (REYNOLDS et al. 2002).

2.1 GRUPOS FUNCIONAIS DE REYNOLDS et al., (2002)

Nesta abordagem, grupos de espécies do fitoplâncton, ou seja, os grupos funcionais (GF), foram definidos empiricamente com base na relação superfície/volume das espécies dominantes e na semelhança na resposta a um determinado conjunto de condições ambientais. Na década de 80, época sem os pacotes estatísticos disponíveis atualmente, Reynolds se propôs ao árduo trabalho de identificar espécies que co-ocorriam frequentemente, raramente ou nunca, a partir de abordagem fitossociológica clássica de uma série de dados históricos da comunidade fitoplanctônica em cinco lagos contrastantes do noroeste da Inglaterra (REYNOLDS, 2006). Reynolds identificou 14 GFs que descreviam adequadamente a periodicidade do fitoplâncton ao longo das estações do ano. Desde então, estes GFs sofreram muitas modificações, principalmente pela adição de novos grupos que englobassem espécies de outros ambientes e outras regiões do globo. A maioria dos novos GFs foi delimitada utilizando métodos estatísticos, que, por sua vez, validaram a maioria dos grupos originais.

No livro “*Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory*” (REYNOLDS, 1997) há uma descrição detalhada dos ambientes e dos GFs correspondentes. Em 2002, Reynolds e colaboradores compilaram as informações presentes no livro de Reynolds de 1997 na revisão “*Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton*” (REYNOLDS et al., 2002). Nesta revisão foram apresentados 31 GFs identificados através de códigos alfa-numéricos, denominados códons, formando grupos, em sua maioria, polifiléticos. Por exemplo, os primeiros GFs identificados receberam os códons A, B e C, originalmente aplicado às diatomáceas típicas de florações de primavera nos lagos temperados de diferentes estados tróficos. Os grupos D, N e P também envolvem diatomáceas, porém de ambientes diferentes dos originalmente estudados (lagos temperados). E assim, as espécies do fitoplâncton foram acomodadas em seus respectivos GFs, totalizando atualmente 33 GFs (PADISÁK et al., 2009).

Reynolds et al. (2002) afirmam que a aplicação dos GFs de água doce é uma ferramenta muito robusta no entendimento e na predição da dinâmica de comunidades naturais do fitoplâncton, devido à sensibilidade às latitudes, morfometrias e estados tróficos. Além disso, os GFs levam em consideração apenas as preferências e sensibilidades dos organismos fitoplanctônicos, deixando de lado as relações filogenéticas. Diversos estudos independentes aplicaram e discutiram os GF sensu Reynolds et al. (2002), contribuindo para a confirmação de sua utilidade (DOKULIL; TEUBNER, 2003; KRUK et al., 2002; LEITÃO et al., 2003; NASELLI-FLORES; BARONE, 2003; NIXDORF et al., 2003; PADISÁK et al., 2006). O alto grau de refinamento dos GF leva à necessidade de informações sobre atributos que nem sempre são fáceis de serem obtidos sobre a auto-ecologia de algumas espécies e, às vezes, baseadas no julgamento de um especialista. Portanto, a utilização dos GFs é de difícil aplicação e passível de erros por parte dos usuários (PADISÁK et al., 2009).

2.2 GRUPOS MORFO-FUNCIONAIS DE SALMASO; PADISÁK (2007)

Salmaso; Padisák (2007) se basearam em características morfo-funcionais simples, como mobilidade (presença ou ausência de flagelo), capacidade potencial de obtenção de carbono (mixotrofia), requerimentos nutricionais específicos, tamanho, forma e presença ou ausência de envelope gelatinoso de organismos fitoplanctônicos, para desenvolver os grupos morfo-funcionais do fitoplâncton (GMF), através de análises multivariadas. Estes critérios, além da separação de Cyanobacteria dos demais grupos de algas, resultaram em 31 GMF. O trabalho fornece uma tabela que se assemelha a uma chave de identificação, em que o usuário corre pelas características dicotômicas, até chegar ao GMF em que a espécie se encaixa. Desta forma, a classificação das espécies em seus respectivos GMF é simples e intuitiva. Ao fim do trabalho, os autores concluem que a aplicação dos GMF é uma ferramenta poderosa no estudo da dinâmica sazonal desta comunidade, principalmente ao comparar diferentes lagos. Além disso, por estar baseado em caracteres morfológicos e fisiológicos simples, há a superação de problemas relacionados à acurácia taxonômica e identificação dos organismos. Apesar da aparente simplicidade e fácil aplicação dos GMF, poucos trabalhos utilizaram esta ferramenta (TOLOTTI et al., 2010).

2.3 GRUPOS FUNCIONAIS BASEADOS EM MORFOLOGIA DE KRUK et al., (2010)

Até então, as abordagens de grupos funcionais tentavam definir grupos de espécies que tipicamente eram encontradas juntas, através de uma visão de comunidade *sensu* Clements (1916), na qual a comunidade é vista como um conjunto de entidades funcionais. Análises estatísticas foram utilizadas para reconhecer e classificar tais agrupamentos de espécies. Utilizando uma linha de pensamento comunitária *sensu* Gleason (1926) assume-se que espécies individuais respondem independentemente ao ambiente e, assim, é possível prever a composição da comunidade com base nas respostas das espécies individuais às condições ambientais. Tais condições devem favorecer grupos de espécies com habilidades competitivas similares (WEBB et al., 2002). Partindo da premissa que habilidades competitivas (e.g. assimilação de nutrientes e luz, crescimento, mecanismos de flutuação) dos diferentes grupos de espécies são refletidas nos atributos morfológicos (e.g. tamanho, presença de flagelo ou mucilagem), Kruk et al., (2010) desenvolveram os grupos funcionais baseados em morfologia (GFBM) utilizando atributos apenas morfológicos. Neste contexto, apesar destes GFBMs basearem-se em características apenas morfológicas, os grupos refletem as características morfo-funcionais dos organismos.

Segundo os atributos morfológicos, os organismos fitoplanctônicos podem ser reunidos em sete GFBMs: Grupo I - organismos pequenos com elevada razão superfície/volume (e.g. *Chlorella*, *Synechocystis*, *Chroococcus*); Grupo II - organismos flagelados pequenos com estruturas silicosas (i.e. Chrysophyceae); Grupo III - filamentos grandes com aerótopos (e.g. *Planktothrix*, *Anabaena*, *Cylindrospermopsis*); Grupo IV - organismos de tamanho médio, sem estruturas especializadas (e.g. *Closterium*, *Monoraphidium*, *Pediastrum*); Grupo V - flagelados unicelulares ou de tamanho médio a grande (e.g. Cryptophyceae, Euglenophyceae, Dinophyceae); Grupo VI - organismos não flagelados com esqueleto silicoso (i.e. Bacillariophyceae); Grupo VII - colônias envoltas por mucilagem (e.g. *Botryococcus*, *Aphanocapsa*, *Microcystis*). Por serem baseados em atributos morfológicos de fácil observação, os GFBMs minimizam as falhas da classificação baseada em atributos morfo-funcionais mais complexos: 1) reduz a necessidade de boa resolução taxonômica; 2) aplicação fácil e intuitiva, pode ser utilizada globalmente por usuários menos experientes e tomadores de decisão; 3) reduzido número de GFBMs (KRUK et al., 2010). Apesar de ser uma abordagem relativamente recente, alguns trabalhos demonstraram a eficiência desta ferramenta em diversos ambientes (CARONI et al., 2012; KRUK et al., 2011; PACHECO et al., 2010).

3 PERSPECTIVAS NO ESTUDO FITOPLÂNTON COM BASE NOS GRUPOS FUNCIONAIS

Atualmente existem diversas possibilidades de classificação ecológica para trabalhar com o fitoplâncton, além da abordagem clássica utilizando espécies individuais e agrupamentos

taxonômicos (e.g. classes). Diante deste novo cenário, não houve um consenso em qual a melhor abordagem para agrupar as espécies visando prever os efeitos das mudanças ambientais na composição da comunidade. Portanto, surgiram alguns trabalhos comparativos entre as diversas abordagens. Utilizando um banco de dados de 211 lagos abrangendo regiões subpolares até tropicais, Kruk et al. (2011) investigaram qual classificação (GF, GFBM, classes taxonômica ou espécies) explica melhor a variação ambiental, através de análises multivariadas e regressões lineares. Os autores concluíram que a composição da comunidade fitoplanctônica é melhor prevista em termos de GFBM. Izaguirre et al. (2012) comparou três classificações (GF, GMF e GFBM) em seis lagos rasos argentinos com diferentes condições de equilíbrio, através de análises multivariadas, explorando a força de cada classificação na discriminação de cada tipo de ambiente. Todas as abordagens separaram claramente os lagos túrbidos com alto impacto humano dos lagos claros com macrófitas. Os autores concluíram que todas as classificações obtiveram resultados satisfatórios e que abordagem funcional é adequada para a análise do fitoplâncton em lagos com elevado impacto humano. Similarmente, Nishimura et al. (em preparação) compararam qual classificação do fitoplâncton (GF, GMF, GFBM, classes taxonômicas e espécies individuais) explica melhor a variação dos dados ambientais em 42 lagos húngaros de diferentes estados tróficos, através de análises multivariadas. Os autores concluíram que todas as abordagens refletem satisfatoriamente a variação do ambiente, não existindo, portanto, uma ferramenta melhor do que outra, apenas diferentes abordagens. Moschini-Carlos et al. (em preparação), comparando as espécies descritoras, classes e grupos funcionais do fitoplâncton em reservatórios com diferentes trofias na Catalunha (Espanha), concluíram todas essas classificações respondem ao gradiente de recursos dos reservatórios. Gallego et al. (2012) investigou a adequação de classificações taxonômicas (espécie, gênero, família) e ecológicas (GF e GFBM) como preditores da riqueza e composição da comunidade fitoplanctônica em 87 lagos artificiais estratificados da região da Andalúzia, escolhidos aleatoriamente. Gênero, família e GF predisseram satisfatoriamente tanto a riqueza quanto a composição da comunidade. GFBM, apesar de ser a ferramenta com utilização mais intuitiva, apresentou pior desempenho na determinação de padrões de riqueza e condições ambientais.

O surgimento de novas abordagens não invalida abordagens anteriores. Cada classificação, seja taxonômico ou funcional, apresenta sua própria complexidade, refinamento, vantagens e desvantagens. Deve-se levar em conta o grau de conhecimento em taxonomia, o tempo e recursos disponíveis para análise e o grau de refinamento necessário para responder à sua pergunta. Cabe ao usuário compreender cada ferramenta e ponderar qual será mais vantajosa visando seus objetivos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a CAPES pela bolsa doutorado a P. Y. Nishimura, a FAPESP (Projetos nº 2006/ 51705-0, 2008/00784-3, 2009/16652-1) e ao CNPq (Projeto nº 471404/2010-1). Os autores também agradecem a equipe do LabLimno-USP pela ajuda nos trabalhos de campo e laboratório e ao Departamento de Ecologia da Universidade de São Paulo pelo apoio oferecido.

REFERÊNCIAS

- ABE, D. S.; Rocha, O.; Matsumura-Tundisi, T.; Tundisi, J. G. Nitrification and denitrification in a series of reservoirs in the Tietê River, Southern Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 28, p. 1–4, 2001.
- AGOSTINHO, A. A.; JULIO Jr., 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 Universidade Estadual de Maringá**, v. 14, p. 89–107, 1992.
- AGOSTINHO, A. A.; JULIO Jr. H. F.; PETRERE, J. M. Itaipu Reservoir (Brazil). In: COW, I. G. (Ed.). **Impacts of the Impoundment on the Fish Fauna and Fisheries**. Auckland: Fishing News Books, 1994. p. 171-184.

- AGOSTINHO, A. A.; MIRANDA, E. L.; BINI, L. M.; GOMES, L. C.; THOMAZ, S. M.; SUZUKI, H. L. Patterns of colonization in neotropical reservoirs and prognose aging. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Eds.). **Theoretical reservoir and its applications**. Leiden: International Institute of Ecology/Brazilian Academy of Science/Backhuys Publishers, 1999. p. 227-265.
- AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. E. A. M.; THOMAZ, S.M. The high river Paraná Basin: limnological and Ichthyological aspects. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences/Brazilian Limnological Society, 1995. p. 59-103.
- AMARAL, B. D.; PETRERE, M. J. The α and β diversities in the fish assemblages of the Promissão reservoir (SP-Brazil): scales, complexity and ecotone heterogeneity. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 1, n. 1-2, p. 185-193, 2001.
- ARAUZO, M.; ALVAREZ-COBELAS, M. Phytoplankton strategies and time scale in a eutrophic reservoir. **Hydrobiologia**, v. 291, p. 1-9, 1994.
- ARCIFA, M. S.; MESCHIATI, A. J.; GOMES, E. A. T. Thermal regime and stability of a tropical shallow reservoir: Lake Monte Alegre, Brazil. **Rev. Hydrobiol. Trop.**, v. 23, n. 271-281, 1990.
- BARBOSA, F. A. R.; PADISÁK, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; BORICS G.; ROCHA, O. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the Tietê River-basin, São Paulo State, Brazil. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Eds.). **Theoretical reservoir and its applications**. Leiden: International Institute of Ecology/Brazilian Academy of Science/Backhuys Publishers, 1999. p. 425-438.
- BECHARA, J. A.; SÁNCHEZ, S.; ROUX, P. J.; TERRAES, J. C.; QUINTANA, C. F. Variaciones del factor de condicion relativo a la ictiofauna del Rio Paraná Aguas abajo de la represa de Yaciretá, Argentina. **Revista de Ictiología**, v. 7, p. 75-89, 1999.
- BONETTO, A. Austral rivers of South America. In: MARGALEF, R. (Ed.). **Limnology now: a paradigm of planetary problems**. New York: Elsevier Science, 1994. p. 425-472.
- BORGHETTI, J. R.; OSTRENSKY, A. Pesca e aquacultura de água doce no Brasil. In: REBOUÇAS, A.; BRAGA, B.; TUNDISI, T. G. (Eds.). **Águas doces no Brasil**. São Paulo: Instituto de Estudos Avançados/Academia Brasileira de Ciências, 1999. p. 451-474.
- BRAGA, B.; ROCHA, O.; TUNDISI, J. Dams and the environment: the Brazilian experience. **International Journal of Water Resources Development**, v. 14, n. 2, p. 127-140, 1998.
- BRETTUM, P.; HALVORSEN, G. The phytoplankton of Lake Atnsjøen, Norway – a long-term investigation. **Hydrobiologia**, v. 521, n. 1, p. 141-147, 2004.
- CALIJURI, M. C.; DEBERDT, G. L. B.; MINOTI, R. T. A produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Salto Grande. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP, 1999. p.21-38.
- CAPUTO, L.; NASELLI-FLORES, L.; ORDONEZ, J.; ARMENGOL, J. Phytoplankton distribution along trophic gradients within and among reservoirs in Catalonia (Spain). **Freshwater Biol.**, v. 53, n. 12, p. 2543-2556, 2008.
- CARONI, R.; FREE, G.; VISCONTI, A.; MANCA, M. Phytoplankton functional traits and seston stable isotopes signature: a functional-based approach in a deep, subalpine lake, Lake Maggiore (N. Italy). **J. Limnol.**, v. 71, n. 1, p. 84-94, 2012.
- CLEMENTS, F. E. **Plant succession: an analysis of the development of vegetation**. Washington: Carnegie Institution of Washington, 1916.
- CRAINE, J. M. Reconciling plant strategy theories of Grime and Tilman. **Journal of Ecology**, v. 93, n. 6, p. 1041-1052, 2005.
- DOKULIL, M. T.; TEUBNER, K. Steady state phytoplankton assemblages during thermal stratification in deep alpine lakes. Do they occur? **Hydrobiologia**, v. 502, n. 1, p. 65-72, 2003.
- DOS SANTOS, A. C. A.; CALIJURI, M. C. Survival strategies of some species of the phytoplankton community in the Barra Bonita Reservoir (Sao Paulo, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 367, p. 139-152, 1998.

- FABBRO, L. D.; DUIVENVOORDEN, L. J. A two-part model linking multidimensional environmental gradients and seasonal succession of phytoplankton assemblages. **Hydrobiologia**, v. 438, n. 1, p. 13-24, 2000.
- FEARNSIDE, P. M. Hydroelectric dams in the Brazilian Amazon as sources of greenhouse gases. **Environ. Conservation**, v. 22, p. 7-19, 1995.
- FIETZ, S.; KOBANOVA, G.; IZMEST'EVA, L.; NICKLISCH, A. Regional, vertical and seasonal distribution of phytoplankton and photosynthetic pigments in Lake Baikal. **J. Plankton Res.**, v. 27, n. 8, p. 793-810, 2005.
- GALLEGO, I.; DAVIDSON, T. A.; JEPPESEN, E.; PEREZ-MARTINEZ, C.; SANCHEZ-CASTILLO, P.; JUAN, M.; FUENTES-RODRIGUEZ, F.; LEON, D.; PENALVER, P.; TOJA, J.; CASAS, J. J. Taxonomic or ecological approaches? Searching for phytoplankton surrogates in the determination of richness and assemblage composition in ponds. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 575-585, 2012.
- GLEASON, H. A. The individualistic concept of the plant association. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, v. 53, p. 7-26, 1926.
- GRIME, J. P. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **Am. Nat.**, v. 111, n. 982, p. 1169-1194, 1977.
- HAJNAL, E.; PADISÁK, J. Analysis of long-term ecological status of Lake Balaton based on the ALMOBAL phytoplankton database European Large Lakes Ecosystem changes and their ecological and socioeconomic impacts. In: NÖGES, T. et al. (Eds.). **Developments in hydrobiology**. Dordrecht: Springer, 2008. v. 199, p. 227-237.
- HARRIS, G. P. **Phytoplankton ecology**: structure, function and fluctuation. London: Chapman & Hall, 1986.
- HENRY, R. The oxygen déficit in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River, São Paulo, Brazil). **Jpn. J. Limnol.**, v. 53, p. 379-384, 1992.
- HENRY, R. Termal regime and stability of Jurumirim Reservoir (Paranapanema river, São Paulo, Brazil). **Int. Revue Ges. Hidrobiol.**, v. 78, p. 501-511, 1993.
- HENRY, R.. The thermal structure of some lakes and reservoirs in Brazil. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences/Brazilian Limnological Society, 1995, p. 351-363.
- HENRY, R. **Ecologia de reservatórios**: estrutura, função e aspectos sociais. São Paulo: FUNDBIO/FAPESP, 1999. v. 799.
- HENRY, R.; TUNDISI, J. G. O conteúdo em calor e a estabilidade em dois reservatórios com diferentes tempos de residência. In: TUNDISI, J. G. (Ed.). **Limnologia e manejo de represas**. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos/Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada/Academia de Ciências do Estado de São Paulo, 1988. v. I, T. I, p. 299-322.
- HUSZAR, V. L. M.; CARACO, N. The relationship between phyto- plankton composition and physical-chemical variables: a comparison of taxonomic and morphological-functional approaches in six tem- perate lakes. **Freshwater Biol.**, v. 40, p. 1-18, 1998.
- HUTCHINSON, G. E. **A treatise on limnology**: 1. Geography, Physics and Chemistry. New York: John Wiley & Sons, 1957.
- IZAGUIRRE, I.; ALLENDE, L.; ESCARAY, R.; BUSTINGORRY, J.; PÉREZ, G.; TELL, G. Comparison of morpho-functional phytoplankton classifications in human-impacted shallow lakes with different stable states. **Hydrobiologia**, v. 698, n. 1, p. 203-2016, 2012.
- KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Eds.). **Reservoir limnology**: ecological perspectives. New York: John Wiley & Sons, 1990. p. 133-193.
- KÖRNER, C. Scaling from species to vegetation: the usefulness of functional groups. In: SCHULZE, E. D.; MOONEY, H. A. (Eds.). **Ecological studies**: biodiversity and ecosystem function. Berlin: Springer-Verlag, Berlin, 1993. v. 99, p. 117-140.

- KRUK, C.; HUSZAR, V. L. M.; PEETERS, E. T. H. M.; BONILLA, S.; COSTA, L.; LURLING, M.; REYNOLDS, C. S.; SCHEFFER, M. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. **Freshwater Biol.**, v. 55, n. 3, p. 614-627, 2010.
- KRUK, C.; MAZZEO, N.; LACEROT, G.; REYNOLDS, C. S. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. **J. Plankton Res.**, v. 24, n. 9, p. 901-912, 2002.
- KRUK, C.; PEETERS, E.; VAN NES, E. H.; HUSZAR, V. L. M.; COSTA, L. S.; SCHEFFER, M. Phytoplankton community composition can be predicted best in terms of morphological groups. **Limnol. Oceanogr.**, v. 56, n. 1, p. 110-118, 2011.
- LEITÃO, M.; MORATA, S. M.; RODRIGUEZ, S.; VERGON, J. P. The Effect of perturbations on phytoplankton assemblages in a deep reservoir (Vouglans, France). **Hydrobiologia**, v. 502, n. 1, p. 73-83, 2003.
- LOEHLE, C. Problems with the Triangular Model for Representing Plant Strategies. **Ecology**, v. 69, n. 1, p. 284-286, 1988.
- MACINTYRE, S.; ROMERO, J. R.; KLING, G. W. Spatial-temporal variability in surface layer deepening and lateral advection in an embayment of Lake Victoria, East Africa. **Limnol. Oceanogr.**, v. 47, p. 656-671, 2002.
- MARGALEF, R. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. **Oceanologica Acta**, v. 1, n. 4, p. 493-509, 1978.
- MARGALEF, R. **Limnología**. Barcelona: Ediciones Omega, 1983.
- MARGALEF, R.; ESTRADA, M.; BLASCO, D. Funcional morphology of organisms involved in red tides, as adapted to decaying turbulence. In: TAYLOR, D. L.; SELIGER, H. H. (Eds.). **Toxic dinoflagellate blooms**. Amsterdam: Elsevier, 1979.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. Mixing processes affecting primary production of phytoplankton in Barra Bonita Reservoir. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 26, p. 536-541, 1997.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J. G. Zooplankton diversity changes in man-made lakes. Case study of Barra Bonita reservoir, SP. Brazil. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON RESERVOIR LIMNOLOGY OF WATER QUALITY, 4., 2002, Ceske Budejovice. **Proceedings...** Ceske Budejovice: Academy of Sciences of the Czech Republic, 2002. p. 212-215.
- MAULOOD, B. K.; BONEY, A. D. Phytoplankton ecology of the Lake of Menteith, Scotland. **Hydrobiologia**, v. 79, n. 2, p. 179-186, 1981.
- MORABITO, G.; RUGGIU, D.; PANZANI, P. Recent dynamics (1995-1999) of the phytoplankton assemblages in Lago Maggiore as a basic tool for defining association patterns in the Italian deep lakes. **J. Limnol.**, v. 61, p. 129-145, 2002.
- MOSS, B. Diversity in fresh-water phytoplankton. **Am. Midl. Nat.**, v. 90, p. 341-355, 1973.
- NASELLI-FLORES, L.; BARONE, R. Steady-state assemblages in a Mediterranean hypertrophic reservoir. The role of Microcystis ecomorphological variability in maintaining an apparent equilibrium. **Hydrobiologia**, v. 502, n. 1-3, p. 133-143, 2003.
- NIXDORF, B.; MISCHKE, U.; RÜCKER, J. Phytoplankton assemblages and steady state in deep and shallow eutrophic lakes – an approach to differentiate the habitat properties of Oscillatoriales. **Hydrobiologia**, v. 502, n. 1-3, p. 111-121, 2003.
- NOGUEIRA, M. G. Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brasil. **Hydrobiologia**, v. 431, p. 115-128, 2000.
- NOGUEIRA, M. G. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 455, n. (1):1-18, 2001.

- NOVO, E. M. L.; LOBO, F.; CALIJURI, M. C. Remote sensing and geographical information system application to Inland water studies. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. (Eds.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences/Brazilian Limnological Society, 1995. p. 283–303.
- PACHECO, J.; IGLESIAS, C.; MEERHOFF, M.; FOSALBA, C.; GOYENOLA, G.; TEIXEIRA DE MELLO, F.; GARCIA, S.; GELOS, M.; GARCIA-RODRIGUEZ, F. Phytoplankton community structure in five subtropical shallow lakes with different trophic status (Uruguay): a morphology-based approach. **Hydrobiologia**, v. 646, n. 1, p. 187-197, 2010.
- PADISÁK, J.; BORIC, G.; GRIGORSZKY, I.; SORÓCZKI-PINTÉR, E. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. **Hydrobiologia**, v. 553, p. 1-14, 2006.
- PADISÁK, J.; CROSSETTI, L. O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, v. 621, p. 1-19, 2009.
- PIANKA, E. On r- and K- selection. **Am. Nat.**, v. 104, p. 592-597, 1970.
- QUIROS, R. The relationship between fish yield and stocking density in reservoirs from tropical and temperate regions. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Eds.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Leiden: IIE/Brazilian Academy of Sciences/Backhuys Publishers, 1999. p. 67-83.
- QUISPEL, A. Lourens G. M. Baas Becking (1895-1963), inspirator for many (micro)biologists. **Internat. Microbiol.**, v. 1, p. 69-72, 1998.
- REYNOLDS, C. S. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. **Holarctic Ecology**, v. 3, n. 3, p. 141-159, 1980.
- REYNOLDS, C. S. Phytoplankton peridiocity: interactions of form, function and environmental variability. **Freshwater Biol.**, v. 14, p. 111-142, 1984.
- REYNOLDS, C. S. Functional morphology and the adaptative strategies of freshwater phytoplankton. In: SANDGREN, C. D. (Ed.). **Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, 1988, p. 388-434.
- REYNOLDS, C. S. Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. In: KINNE, O. (Ed.). **Excellence in Ecology 9**. Oldendorf: Ecology Institute, 1997. p. 371.
- REYNOLDS, C. S. **Ecology of phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.
- REYNOLDS, C. S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **J. Plankton Res.**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.
- REYNOLDS, C. S.; WISEMAN, S. W.; GODFREY, B. M.; BUTTERWICK, C. Some effects of artificial mixing on the dynamics of phytoplankton populations in large limnetic enclosures. **J. Plank. Res.**, v. 5, p. 203-234, 1983.
- ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHE, K. F.; RIETZLER, A. C. Ecological theory applied to reservoir zooplankton. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Eds.). **Theoretical reservoir and its applications**. Leiden: International Institute of Ecology/Brazilian Academy of Science/Backhuys Publishers, 1999. p. 29–51.
- ROCHA, O.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; SAMPAIO, E. C. Phytoplankton and zooplankton community structure and production related to trophic state in some Brazilian lakes and reservoirs. **Ver. Int. Ver. Limnol.**, v. 26, p. 599–604, 1997.
- ROJO, C.; ALVAREZ-COBELAS, M. A plea for more ecology in phytoplankton ecology. **Hydrobiologia**, v. 424, n. 1, p. 141-146, 2000.
- ROSA, L. P.; SCHAEFFER, R. Greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs. **Ambio**, v. 23, p. 164–165, 1994.
- RUTTNER, F. **Fundamentals of limnology**. Toronto: University of Toronto, 1963.

- SALMASO, N.; PADISÁK, J. Morpho-Functional Groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). **Hydrobiologia**, v. 578, p. 97–112, 2007.
- SOMMER, U. The periodicity of phytoplankton in Lake Constance (Bodensee) in comparison to other deep lakes of central Europe. **Hydrobiologia**, v. 138, p. 1-7. 1986.
- STRASKRABA, M. Retention time as a key variable of reservoir limnology. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Eds.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Leiden: IIE/Brazilian Academy of Science/Backhuys Publishers, 1999. p. 385–410.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. Gerenciamento da qualidade da água de represas. São Carlos: ILEC/IIE, 2000. v. 9.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. State-of-art of reservoir limnology and water quality management. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Eds.). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993. p. 213-288.
- STRASKRABA, M. T.; JORGENSEN, S. E.; PATTEN, B. C. Ecosystems emerging II. **Dissipation Ecol. Model.**, v. 117, p. 3-39, 1999.
- THORNTON, K. W. Perspectives on reservoir limnology. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Eds.). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York, John Wiley & Sons, 1990. p. 1-14.
- TILMAN, D. **Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities**. Princeton: Princeton University Press, 1988.
- TOLOTTI, M.; BOSCAINI, A.; SALMASO, N. Comparative analysis of phytoplankton patterns in two modified lakes with contrasting hydrological features. **Aquatic Sciences. Research Across Boundaries**, v. 72, n. 2, p. 213-226, 2010.
- TUNDISI, J. G. Distribuição espacial, sequência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes e controladores. **Braz. J. Biol.**, v. 50, n. 4, p. 937-955, 1990.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience in South America and Brazilian case studies. **Hydrobiologia**, v. 500, p. 231–242, 2003.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; CALIJURI, M. C. Limnology and management of reservoir in Brazil. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Eds.). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993. p. 25-55.
- WATSON, S. B.; MCCAULEY, E.; DOWNING, J. A. Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrients status. **Limnol. Oceanogr.**, v. 42, p. 487-495. 1997.
- WEBB, C. O.; ACKERLY, D. D.; MCPEEK, M. A.; DONOGHUE, M. J. Phylogenies and community ecology. **Annual Rev. Ecol. Syst.**, v. 33, p. 475–505, 2002.
- WETZEL, R. G. Reservoir ecosystems: conclusions and speculations. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Eds.). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: John Wiley & Sons, 1990. p. 227-238.
- WETZEL, R. G. **Limnology: lake and river ecosystems**. 3. ed. San Diego: Academic Press, 2001
- YUNG, Y. K.; WONG, C.; BROOM, M.; OGDEN, J.; CHAN, S.; LEUNG, Y. Long-term changes in hydrography, nutrients and phytoplankton in Tolo Harbour, Hong Kong. **Hydrobiologia**, v. 352, n. 1, p. 107-115, 1997.

CAPÍTULO 10

INVASIVE DINOFLAGELLATE *CERATIUM FURCOIDES* (LEVANDER) LANGHANS IN TWO LINKED TROPICAL RESERVOIRS

Paula Yuri Nishimura¹, Marcelo Pompêo² & Viviane Moschini-Carlos³

1 - Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 2 - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Sorocaba, Sorocaba, Brasil.
E-mail: nishimurapy@usp.br

ABSTRACT

Ceratium is a large freshwater mixotrophic dinoflagellate protected by rigid cellulose armor, characteristic summer inhabitant of temperate stratified lakes with low surface nutrient concentrations. Here we reported the occurrence of high biomass of *Ceratium furcoides* in Billings reservoir (São Paulo, Brazil), and we reported for the first time, the occurrence of *C. furcoides* in Guarapiranga reservoir (São Paulo, Brazil), however, in low biomass. Billings reservoir is used for electric power generation, leisure, fishery and navigation. Guarapiranga reservoir's main use is water supply. Since 2000, water from Billings is pumped to Guarapiranga during the dry season, when the water level of the last is low. Probably, *C. furcoides* population was transferred to Guarapiranga during this pumping. The lower *C. furcoides* biomass in Guarapiranga reservoir suggests that the colonization of *C. furcoides* in Guarapiranga is still in early stages comparing with the colonization in Billings or that Guarapiranga's environment is not convenient for *C. furcoides*' establishment and growth as it is in Billings reservoir. Thus, monitoring should be intensified, and more effective measures should be taken by the agencies responsible in order to eliminate the causes of the eutrophication process, the consequent development of phytoplankton blooms, and the transference of potential harmful organisms.

1 INTRODUCTION

Water storage is one the most ancient, important and efficient human intervention in natural systems (TUNDISI, 1996). These man-made reservoirs promote economic benefits due to hydroelectric power generation and due to water supply for irrigation and consumption, among others. Modern reservoirs can storage a large volume of water and also can have a very high capacity of water transfer between basins, affecting the water quality of the hydrographic basins involved (STRASKRABA; TUNDISI, 2000). In other words, reservoirs are inserted in a hydrographic basin and interact with it, capturing the human activities impacts along the basin (TUNDISI, 1996).

Eutrophication is a natural process that has been accelerated by human activities such as urbanization, industrialization and use of agricultural fertilizers (POMPÊO et al., 2005). The high nutrients concentration in the water, that characterized the eutrophication process, leads to great alteration in the aquatic ecosystem, affecting the biological communities and the biogeochemical cycles (MOSS, 1998). Phytoplankton blooms are one of the main symptoms of the eutrophication process. In tropical regions, during the last three decades, cyanobacteria blooms have been more and more frequent in water supply reservoirs (DI BERNARDO et al., 2002). However, very recently, blooms of an invasive dinoflagellate species are being frequently observed in tropical reservoirs.

Ceratium Schrank is a large freshwater mixotrophic dinoflagellate protected by a rigid cellulose armor (POPOVSKÝ; PFISTER, 1990). Because of these morphological characteristics, *Ceratium* is well protected from ingestion by herbivorous cladocerans (SOMMER et al., 2003). Inorganic nutrients are often cited as factors that trigger blooms of *Ceratium* (WHITTINGTON et al., 2000). Its occurrence can harm the environment since it can deplete resources (SANTOS-WISNIEWSKI et al., 2007). The genus *Ceratium* is a characteristic summer inhabitant of temperate stratified lakes with low surface nutrient concentrations (DOKULIL; TEUBNER, 2003; GRIGORSZKY et al., 2003). However, since 1999, reports of high densities of *Ceratium* in tropical and subtropical eutrophic waters became more frequent, such as Argentina (MACDONAGH et al., 2005), Chile (SOTO; LEMBEYE, 1999), South Africa (VAN GINKEL et al., 2001; HART, 2007), New Zealand (HART; WRAGG 2009) and Australia (WHITTINGTON et al., 2000; BALDWIN et al., 2003). Since 2007, *Ceratium* is frequently found in Brazilian environments (SANTOS-WISNIEWSKI et al., 2007; CETESB 2009; MATSUMURA-TUNDISI et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2011). Here is reported and discussed the occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans in two linked Brazilian reservoirs.

2 MATERIALS AND METHODS

This study was carried out in September 14, 16 and 18th, 2009 in two linked Brazilian reservoirs in São Paulo metropolitan area: Billings (six superficial samples through Taquacetuba branch's longitudinal axis) and Guarapiranga (six superficial samples through Parelheiros branch's longitudinal axis) (Figure 1).

Billings reservoir was built in 1927 and its watershed covers an area of 560 km², storing 1.2 billion m³ of water. Billings' uses include electric power generation, leisure, fishery, navigation, flow control, domestic and industrial wastewater reception, and water supply. Billings' limnological characteristics changed substantially since 1940, when part of the polluted water from the Tietê River (São Paulo city) started to flow into the Billings reservoir, aiming to increase the water flow and consequently, the electric power generation. This operation, along with the disorganized human occupation of the watershed, contributed to increase the eutrophication and consequently, the cyanobacterial blooms (SOUZA et al., 1998). Due to its peculiar shape, Billings reservoir is divided into eight units called branches. Taquacetuba branch has a particular use. In August of 2000, the São Paulo State Basic Sanitation Company (SABESP) began the transfer of raw water from Taquacetuba branch to Guarapiranga reservoir (Parelheiros branch), in order to increase the water volume of Guarapiranga reservoir during the dry season. This water transfer started with a license

for $2.0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; currently, it operates at a volume of 3.0 to $4.0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, contributing with 29% of the total water produced in Guarapiranga reservoir, which main use is water supply to southeastern São Paulo city at a rate of 1.2 billion L day^{-1} (WHATELY; CUNHA, 2006). Guarapiranga reservoir was constructed in 1908 and its watershed covers an area of 36 km^2 , storing 194 million m^3 of water. According to the São Paulo State Environmental Agency (CETESB), the current main problem of both reservoirs is the excess of organic matter from clandestine domestic sewage input (CETESB, 2009). Consequently, phytoplankton blooms, especially cyanobacteria, are frequent in both reservoirs (NISHIMURA et al., 2008; MOSCHINI-CARLOS et al., 2009).



Figure 1: Location of São Paulo State and São Paulo metropolitan area. In detail, Guarapiranga and Billings reservoirs and the respective sampling points in Parelheiros and Taquacetuba branches. The dotted arrow represents the water path when water is being transferred from Billings to Guarapiranga reservoir.

Water temperature, pH, electric conductivity (EC) and dissolved oxygen (DO) were measured in each sampling station using standard electrodes (YSI 556). In each sampling station, maximum depth ($Z_{\max}$) and Secchi disk depth (Z_{sd}) were measured and the euphotic depth (Z_{eu}) was estimated (AROCENA, 1999). Additionally, superficial water was gathered to analyze the following variables in the laboratory: ammonium, nitrite and nitrate (MACKERETH et al., 1978), silicate and soluble reactive phosphorus (STRICKLAND; PARSONS, 1960), total nitrogen and total phosphorus (VALDERRAMA, 1981); chlorophyll *a* corrected for phaeophytin using 90% acetone extraction (LORENZEN, 1967; WETZEL; LIKENS, 1991).

Superficial water samples for phytoplankton community analysis were preserved with lugol 4%. Phytoplankton species were identified based on specific bibliography and according to Van Den Hoek (1997), except for Cyanobacteria (KOMÁREK; ANAGNOSTIDIS, 1999; 2005) and Bacillariophyceae (ROUND et al., 1992) in a Carl Zeiss ScopeA1 microscope. Phytoplankton cells were counted using the settling technique (UTERMÖHL, 1958) in 2 mL settling chambers in a Carl Zeiss Axiovert 40C inverted microscope. Sedimentation time followed Lund et al. (1958). A minimum of 400 individuals (cells, colonies or filaments) was counted in each sample giving a

counting accuracy, expressed in terms of 95% confidence limits, of < 10% for the whole phytoplankton population (LUND et al., 1958). Biovolume was obtained by geometric approximation, multiplying each species' density by the mean volume of its cells considering, whenever possible, the mean dimension of 30 individual specimens of each species (HILLEBRAND et al., 1999). Algal biomass was estimated assuming a specific gravity for algal cells of 1 mg mm³. The phytoplankton species that contributed with more than 5% of the total biomass of the sample were considered a descriptors species of the community. Species that contributed with more than 50% of the total biomass of the sample were considered dominant (LOBO et al., 2002). To identify the species *Ceratium furcoides*, cells were clarified with NaClO 20% to see the plate tabulation (BOLTOVSKOY, 1995) and the specimens were observed in a Carl Zeiss ScopeA1 microscope. *Ceratium* species description was based on Popovský; Pfester (1990) and Lewis; Dodge (2002).

To explore the relationship between the limnological variables and the sampling stations, a Principal Components Analysis (PCA) was performed. To assess the contribution of each variable included in the PCA, the “equilibrium circle of descriptors” technique was applied (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998). The variables inside the “equilibrium circle” were excluded from the analysis. Limnological data were standardized by ranging $[(x - x_{\min})/(x_{\max} - x_{\min})]$ in order to keep the same amplitude to all variables and the PCA was carried out with the CANOCO for Windows 4.5 software and PCA plots were performed with CanoDraw for Windows (version 4.0) software.

3 RESULTS

Table 1 and Table 2 show the main physical, chemical and biological variables measured in all sampling stations in Billings and Guarapiranga reservoirs, respectively. The first two axis of the PCA explained 86.2% of the data variance (64.7% by the first axe and 21.5% by the second, Figure 2). The PCA plot showed a clear segregation by the first axis of the sampling stations from Billings and Guarapiranga reservoirs (Figure 2). Billings' sampling stations were close from each other in the ordination, indicating homogeneity among the stations. Moreover, Billings sampling stations were positively correlated with the variables related with nitrogen, electric conductivity, pH, DO and Zmax (Table 3). Guarapiranga's sampling stations were spread along the second axis, indicating heterogeneity among the stations. By the PCA ordination, it is possible detect a clear pattern of decreasing TN towards the central body of Guarapiranga reservoir (G1 → G6, Figure 2). G1 exhibited very distinct characteristics from the rest of the sampling spots, with very low depth and dissolved oxygen concentration, and high total phosphorous and ammonium concentrations. In G1 and G2 were observed the highest phytoplankton biomass (Figure 3). The high biomass in G1 was due to the dominance of the cyanobacteria *Sphaerocavum brasiliensis* (7.15 mm³ L⁻¹) and in G2, due to the dominance of the Dinophyceae *Peridiniopsis cunningtonii* (13 mm³ L⁻¹).

Altogether, 122 phytoplankton species were identified. Higher species richness was observed in Guarapiranga (81 species) compared to Billings (58 species). In Guarapiranga, 21 phytoplankton species were considered descriptors: four Chlorophyceae (*Botryococcus braunii* Kützinger, *Coelastrum microporum* Nägeli, *Tetrastrum homoicanthum* (Huber-Pestalozzi) Comas and *Chlamydomonas* sp.), four Cyanophyceae (*Anabaena spiroides* Klebahn, *Synechocystis aquatilis* Sauvageau, *Coelomorion tropicale* P.A.C.Senna, A.C.Peres; J.Komárek and *Sphaerocavum brasiliensis* M.T.P. Azevedo; C.L. Sant'Anna), three Dinophyceae (*Ceratium furcoides* (Levander) Langhans, *Peridiniopsis cunningtonii* (Lemmermann) Popovský; Pfester and *Peridinium gatunense* Nygaard), three Euglenophyceae (*Euglena agilis* H.J.Carter, *Trachelomonas similis* var. *spinosa* Huber-Pestalozzi and *Trachelomonas volvocinopsis* Svirenko), two Bacillariophyceae (*Nitzschia* sp. and *Urosolenia eriensis* (H.L.Smith) Round; R.M.Crawford), two Cryptophyceae (*Cryptomonas brasiliensis* A.Castro, C.Bicudo; D.Bicudo and *Cryptomonas ovate* (Ehrenberg), one Synurophyceae (*Synura* sp.), one Trebouxiophyceae (*Franceia droescheri* (Lemmermann) G.S.Smith) and one Zygnematophyceae (*Staurostrum anatinum* Cooke; Wills var. *anatinum* f. *anatinum*). In Billings 11 species were considered descriptors: four Dinophyceae (*Ceratium*

furcoides, *Gymnodinium* sp., *Peridinium gatumense*, *Peridinium umbonatum* F.Stein), two Cryptophyceae (*Cryptomonas brasiliensis* and *Cryptomonas ovata*), two Cyanophyceae (*Synechocystis aquatilis* and *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis; Komárek), one Chlorophyceae (*Botryococcus braunii*), one Trebouxiophyceae (*Eremosphaera* sp.) and one Zygnematophyceae (*Staurostrum anatinum* Cooke; Wills var. *anatinum* f. *anatinum*). In general, phytoplankton biomass was higher in Guarapiranga reservoir compared to Billings (Figure 3).

Table 1: Mean values and standart deviation of the physical, chemical and biological variables measured in all sampling stations in Billings reservoir (B1-B6; n = 3, each sampling day in each sampling station). [“Total average” referres to the mean value and standart deviation of all samples in Billings reservoir (n = 18); Zmax = maximun depth; Zsd = Secchi disk depth; Zeu = euphotic depth; N:P = nitrogen:phosphorous molar ratio]

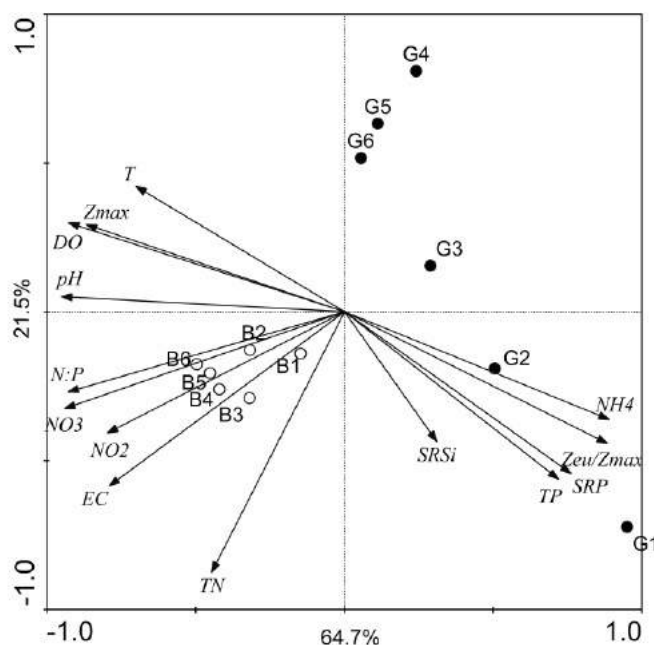
variables	Billings Reservoir						Total average
	B1	B2	B3	B4	B5	B6	
Zmax (m)	5.9 ± 0.1	8.0 ± 0.1	8.7 ± 0.6	10.1 ± 0.3	10.5 ± 0.1	10.7 ± 0.3	9.0 ± 1.7
Zsd (m)	1.1 ± 0.1	1.2 ± 0.1	1.2 ± 0.1	1.5 ± 0.1	1.4 ± 0.1	1.5 ± 0.1	1.3 ± 0.2
Zeu (m)	3.0 ± 0.3	3.2 ± 0.3	3.3 ± 0.4	4.1 ± 0.4	3.8 ± 0.3	4.0 ± 0.3	3.6 ± 0.5
Zeu/Zmax	0.5 ± 0.1	0.4 ± 0.0	0.4 ± 0.0	0.4 ± 0.0	0.4 ± 0.0	0.4 ± 0.0	0.4 ± 0.1
Temperature (°C)	21.0 ± 0.3	20.9 ± 0.3	21.0 ± 0.3	21.1 ± 0.2	21.3 ± 0.3	21.6 ± 0.8	21.1 ± 0.4
Dissolved oxygen (mg L ⁻¹)	8.4 ± 1.9	9.3 ± 0.5	8.9 ± 0.5	8.7 ± 0.5	8.1 ± 1.1	8.8 ± 0.7	8.7 ± 0.9
pH	7.6 ± 0.0	7.8 ± 0.5	7.9 ± 0.5	7.9 ± 0.3	7.9 ± 0.3	7.7 ± 0.4	7.8 ± 0.3
Conductivity (μS cm ⁻¹)	220 ± 9	221 ± 9	223 ± 6	226 ± 5	229 ± 5	231 ± 6	225 ± 7
Silicate (μg L ⁻¹)	2 ± 0	2 ± 0	3 ± 1	2 ± 0	2 ± 0	2 ± 0	2.0 ± 1
Phosphate (μg L ⁻¹)	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	-
Nitrite (μg L ⁻¹)	32 ± 15	35 ± 13	37 ± 13	41 ± 9	46 ± 13	45 ± 7	39 ± 11
Nitrate (μg L ⁻¹)	717 ± 138	812 ± 231	845 ± 250	902 ± 163	920 ± 91	942 ± 105	856 ± 161
Ammonium (μg L ⁻¹)	27 ± 7	44 ± 59	26 ± 28	38 ± 38	58 ± 65	60 ± 50	42 ± 40
Total nitrogen (μg L ⁻¹)	1371 ± 44	1380 ± 37	1363 ± 13	1415 ± 43	1511 ± 88	1506 ± 146	1424 ± 87
Total phosphorous (μg L ⁻¹)	42 ± 19	35 ± 19	33 ± 15	31 ± 16	33 ± 12	28 ± 8	34 ± 13
N:P	87 ± 49	117 ± 88	115 ± 72	133 ± 97	112 ± 51	130 ± 50	116 ± 60
Chlorophyll-a (μg L ⁻¹)	48 ± 7	42 ± 28	31 ± 12	24 ± 11	34 ± 18	27 ± 21	34 ± 14
Phaeophytin (μg L ⁻¹)	22 ± 1	57 ± 67	20 ± 15	15 ± 4	18 ± 5	15 ± 8	16 ± 4

Table 2: Mean values and standart deviation of the physical, chemical and biological variables measured in all sampling stations in Guarapiranga reservoir (G1-G6; n = 3, each sampling day in each sampling spot). [“Total average” referres to the mean value and standart deviation of all samples in Guarapiranga reservoir (n = 18); Zmax = maximun depth; Zsd = Secchi disk depth; Zeu = euphotic depth; N:P = nitrogen:phosphorous molar ratio]

variables	Guarapiranga Reservoir						Total average
	G1	G2	G3	G4	G5	G6	
Zmax (m)	2.9 ± 0.2	4.7 ± 0.1	6.5 ± 0.2	8.0 ± 0.0	8.9 ± 0.6	8.5 ± 0.4	7.0 ± 2.2
Zsd (m)	1.3 ± 0.4	1.6 ± 0.1	1.5 ± 0.0	1.5 ± 0.0	1.3 ± 0.1	1.2 ± 0.2	1.4 ± 0.2
Zeu (m)	3.5 ± 1.0	4.4 ± 0.2	4.2 ± 0.1	4.0 ± 0.1	3.6 ± 0.3	3.3 ± 0.4	3.8 ± 0.5
Zeu/Zmax	1.2 ± 0.4	0.9 ± 0.1	0.6 ± 0.0	0.5 ± 0.0	0.4 ± 0.0	0.4 ± 0.0	0.6 ± 0.3
Temperature (°C)	20.5 ± 0.6	20.4 ± 0.6	20.6 ± 0.3	21.1 ± 0.6	21.4 ± 0.4	21.3 ± 0.5	20.9 ± 0.6
Dissolved oxygen (mg L ⁻¹)	0.6 ± 0.5	3.7 ± 1.9	5.1 ± 0.9	7.1 ± 1.6	7.3 ± 1.1	8.1 ± 0.5	5.5 ± 2.6
pH	7.0 ± 0.0	7.1 ± 0.1	7.2 ± 0.0	7.4 ± 0.2	7.5 ± 0.1	7.7 ± 0.2	7.4 ± 0.3
Conductivity (μS cm ⁻¹)	129 ± 22	117 ± 10	112 ± 6	87 ± 11	108 ± 13	110 ± 7	112 ± 15
Silicate (μg L ⁻¹)	2 ± 0	2 ± 0	2 ± 0	2 ± 0	2 ± 0	2 ± 0	2 ± 0
Phosphate (μg L ⁻¹)	46 ± 34	12 ± 11	< 10	< 10	< 10	< 10	-
Nitrite (μg L ⁻¹)	13 ± 9	33 ± 10	31 ± 9	13 ± 7	20 ± 6	24 ± 9	22 ± 10
Nitrate (μg L ⁻¹)	150 ± 175	384 ± 95	456 ± 46	242 ± 69	414 ± 64	472 ± 29	385 ± 152
Ammonium (μg L ⁻¹)	505 ± 194	372 ± 197	252 ± 55	69 ± 56	118 ± 79	80 ± 7	218 ± 180
Total nitrogen (μg L ⁻¹)	1392 ± 357	1100 ± 77	1003 ± 150	655 ± 69	820 ± 74	932 ± 89	999 ± 253
Total phosphorous (μg L ⁻¹)	117 ± 53	45 ± 4	36 ± 13	24 ± 4	32 ± 5	39 ± 12	49 ± 34
N:P	29 ± 9	54 ± 8	66 ± 20	63 ± 17	57 ± 9	56 ± 15	54 ± 17
Chlorophyll-a (μg L ⁻¹)	12.7 ± 6.8	15.9 ± 10.2	18.7 ± 11.3	20.4 ± 10.7	21.2 ± 6.0	36.9 ± 5.7	17 ± 13
Phaeophytin (μg L ⁻¹)	14.3 ± 6.4	29.5 ± 19.7	14.8 ± 1.0	19.4 ± 8.5	33.3 ± 21.4	32.6 ± 12.1	15 ± 7

Table 3: Biplot scores of the selected environmental variables applied in the principal components analysis (PCA) in Billings and Guarapiranga reservoirs' sampling stations

variables	1st axis	2nd axis
Zmax	-0.8678	0.2929
Zeu/Zmax	0.8837	-0.4416
T	-0.7008	0.4215
DO	-0.9265	0.2988
pH	-0.9515	0.0512
EC	-0.7904	-0.5852
SRSi	0.3100	-0.4362
SRP	0.7619	-0.5431
NO ₂	-0.7973	-0.4074
NO ₃	-0.9400	-0.3256
NH ₄ ⁺	0.8890	-0.3606
TN	-0.4460	-0.8754
TP	0.7198	-0.5624
N:P	-0.9283	-0.2689

**Figure 2:** T=temperature; Zmax=maximum depth; DO=dissolved oxygen; pH; NO₃=nitrate; NO₂=nitrite; K=conductivity; TN=total nitrogen; SiO₃=silicate; TP=total phosphorous; NH₄=ammonium; Zeu=Euphotic depth) standardized by ranging in Billings (B1-B6) and Guarapiranga reservoirs (G1-G6).

Ceratium furcoides specimen was identified among the phytoplankton community. The cells were narrowly spindle-shaped, strongly dorsiventrally flattened, 42–54 μm wide, 114–154 μm long; epitheca formed into a narrow horn without shoulders; hypotheca broad and short, drawn out into two posterior horns of different lengths; plates smooth and with shallow net-like ornamentation. The apical plate's tabulation was crucial to confirm the specimen as *C. furcoides*: the fourth apical plate does not reach apex of epitheca (Figure 4).

C. furcoides was found in all 18 samples from Billings and only in four out of 18 samples from Guarapiranga. Higher *C. furcoides* biomass was observed in Billings reservoir (Figure 3). In Billings, *C. furcoides* biomass ranged from 0.2 to 5.7 $\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$, comprising up to 44% of the mean total biomass in B5. In Guarapiranga, *C. furcoides* biomass was lower, ranging from 0 to 2.6 $\text{mm}^3 \text{L}^{-1}$ and comprising up to 15% of the mean total biomass in G3. *C. furcoides* was not found in the sampling spots G1 and G2, where low DO concentration, low maximum depth, high ammonium and total phosphorous concentrations were observed. Additionally, in these two sampling stations,

dominance of other species was observed (*Sphaerocavum brasiliensis* and *Peridiniopsis cunningtonii*), as mentioned previously.

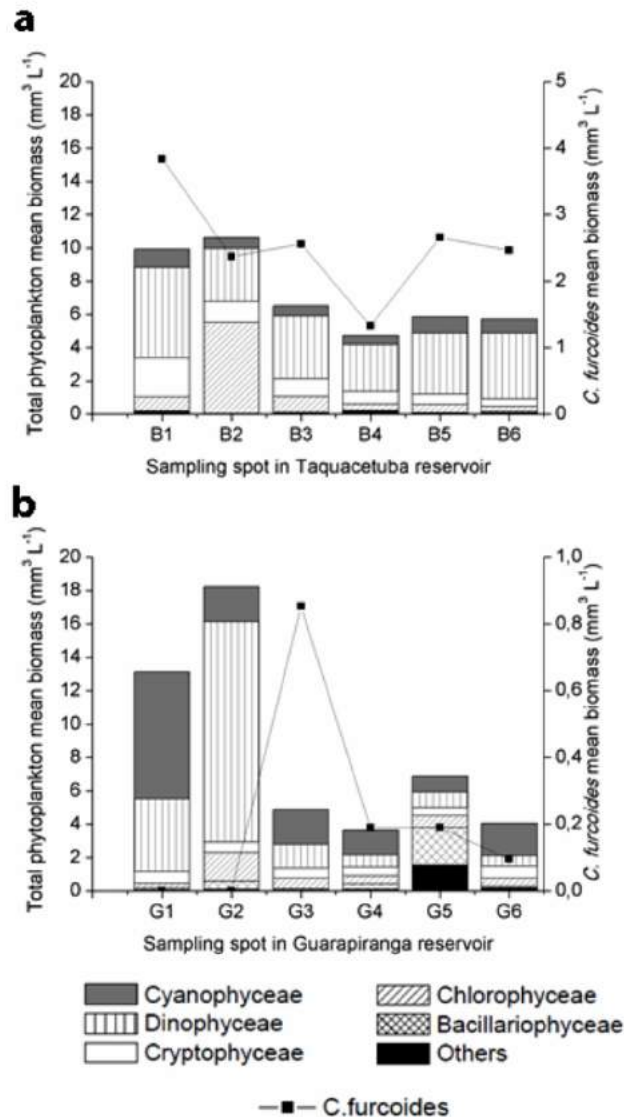


Figure 3: Total phytoplankton mean biomass ($n = 3$, each sampling day per sampling spot) per taxonomical class and *Ceratium furcoides* mean biomass ($n = 3$, each sampling day per sampling spot) in each sampling spot in (a) Billings and (b) Guarapiranga reservoirs.

4 DISCUSSION

Billings and Guarapiranga reservoirs were physically, chemically and biologically distinct, as shown by the PCA ordination. Billings exhibited a very homogenous environment, while Guarapiranga was spatially heterogeneous along the branch longitudinal axis, displaying higher nutrient content near the water inflow (sampling stations G1 and G2). Previous works have already evidenced the spatial heterogeneity in Guarapiranga reservoir in relation to water quality (CARDOSO-SILVA, 2008), metals in sediment (PADIAL, 2008) and in water (CARDOSO-SILVA, 2008), and aquatic macrophytes (RODRIGUES; 2011).

C. furcoides biomass in Billings were high compared to those recorded by Santos-Wisniewski et al. (2007) in the first report of *C. furcoides* in Furnas reservoir (Minas Gerais, Brazil) (maximum mean density of 12 cells mL^{-1}). *C. furcoides* was first recorded in Billings in 2008 (CETESB, 2009). The authors suggested that the appearance of *C. furcoides* caused the reduction of cyanobacteria density. Matsumura-Tundisi et al. (2010) reported a *C. furcoides* bloom (535-21455

cells mL^{-1}) in Taquacetuba branch (Billings reservoir) in 2008, period prior to this study. The authors, pointed out as the possible cause of the *C. furcoides* bloom the turbulence induced by wind, that caused the water column mixing, along with *Ceratium* cysts from the sediments and nutrients. In the present study, high *C. furcoides* biomass was observed in Billings reservoir, long with low cyanobacteria biomass and high nutrients concentrations. Further studies are required to explore *C. furcoides*-Cyanobacteria interaction in detail.

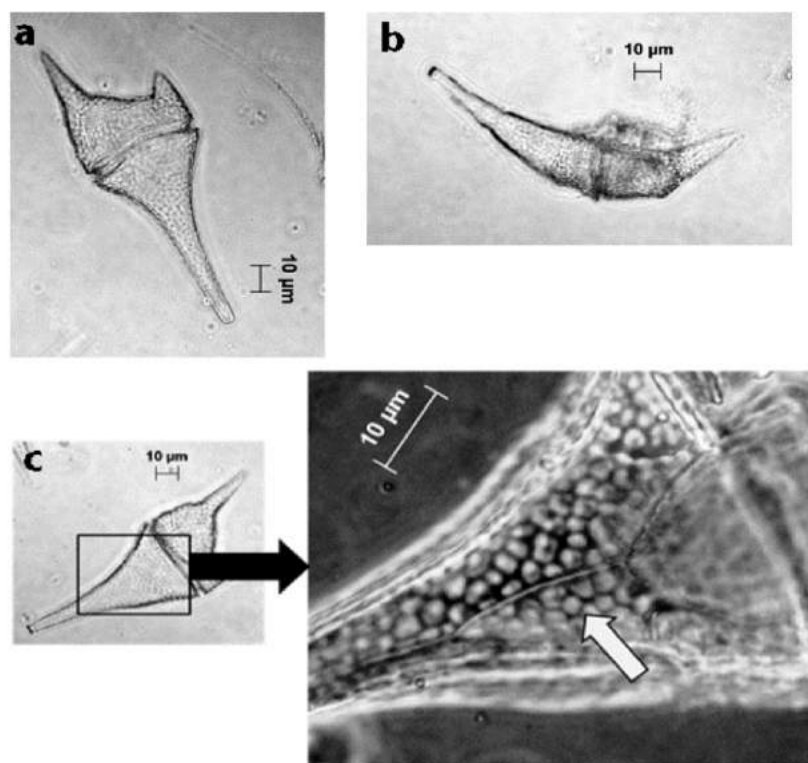


Figure 4: *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans from Billings and Guarapiranga reservoirs: a) ventral view; b) lateral view; c) ventral view with 4' plate in detail (white arrow) in phase contrast.

Here, we reported the first occurrence of *C. furcoides* in Guarapiranga. Since 2000, water from Billings (Taquacetuba branch) is pumped to Guarapiranga (Parelheiros branch) during the dry season, when the water level of the last is low. Probably, *C. furcoides* population was transferred to Guarapiranga during this pumping. The lower frequency and biomass of *C. furcoides* observed in Guarapiranga, suggest that the colonization of *C. furcoides* in Guarapiranga is still in early stages comparing with the colonization in Billings or that Guarapiranga's environment is not convenient for *C. furcoides*' establishment and growth as it is in Billings reservoir.

An important observation is that in the only two sampling stations where *C. furcoides* was not observed (G1 and G2), were the only two sampling spots where other phytoplankton species were dominant (*Sphaerocavum brasiliensis* and *Peridiniopsis cunningtonii*, respectively). All other sampling stations where *C. furcoides* was recorded, no dominance was observed. This fact can suggest that *C. furcoides* population is important for the maintenance of the phytoplankton community non-equilibrium (ROJO; ÁLVAREZ-COBELAS, 2003). Further studies are required to investigate: (1) the interaction of this dinoflagellate with the phytoplankton and zooplankton community; (2) how this species is being dispersed; and (3) what are the consequences of the *C. furcoides* colonization for the water supply.

Invaders can alter fundamental ecological properties such as the dominant species in a community and an ecosystem's physical features, nutrient cycling, and primary productivity (MACK et al., 2000). In this context, the presence of high densities of the invasive dinoflagellate *C. furcoides* in tropical waters is of great concern, especially in water supply reservoirs, such as

Billings and Guarapiranga. The water in Billings's reservoirs (Taquacetuba branch) is not treated nor managed before being transferred to Guarapiranga reservoir. Thus, monitoring should be intensified, and more effective measures should be taken by the agencies responsible in order to eliminate the causes of the eutrophication process, the consequent development of phytoplankton blooms, and the transference of potential harmful organisms. Furthermore, the occurrence and dispersal of *C. furcoides* needs be carefully monitored in tropical and subtropical reservoirs, especially those where the colonization process is still in early stages, such as Guarapiranga reservoir. The findings in this project point out the need for further studies on *C. furcoides* population in order to better understand its role in the ecosystem and, consequently, to prevent possible alterations in the ecosystem ecological properties and also, to prevent losses for human activities, especially water supply.

ACKNOWLEDGEMENTS

This project was supported by the Coordination for the Improvement of Higher Level (CAPES doctorate scholarship for the Paula Yuri Nishimura), by the São Paulo Research Foundation (FAPESP project grant no. 2006/ 51705-0, 2008/00784-3, 2009/16652-1), and by the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq project grant no. 471404/2010-1). The authors thank all LabLimno-USP staff that helped in the field works and laboratory analysis and the Department of Ecology from University of São Paulo for the technical support.

REFERENCES

- AROCENA, R. Óptica. In: AROCENA, R.; CONDE, D. (Eds.). **Métodos en ecología de aguas continentales con ejemplos de limnología en Uruguay**. Montevideo: Facultad de Ciencias, 2009. p. 24-33.
- BALDWIN, D. S.; WHITTINGTON, J.; OLIVER, R. Temporal variability of dissolved P speciation in an eutrophic reservoir - implications for predicating algal growth. **Water Research**, v. 37, p. 4595-4598, 2003.
- BOLTOVSKOY, A. Taxonomía y morfología de los dinoflagelados: Métodos de trabajo. In: ALVEAL, K.; FERRARIO, M. E.; OLIVEIRA, E. C.; SAR, E. (Eds.). **Manual de métodos ficológicos**. Concepción: Univ. de Concepción, 1995. p. 55-82.
- CARDOSO-SILVA, S. **Heterogeneidade espacial e a qualidade das águas superficiais do reservatório Guarapiranga (São Paulo - SP - Brasil)**. 2008. Masters (Dissertation in Ecology) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2008.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo - 2008**. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2009.
- DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A.; CENTURIONE-FILHO, P. L. **Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água**. São Carlos: Rima, 2002.
- DOKULI, M. T.; TEUBNER, K. Steady state phytoplankton assemblages during thermal stratification in deep alpine lakes. Do they occur? **Hydrobiologia**, v. 502, n. 1, p. 65-72, 2003.
- GRIGORSZKY, I.; BORICS, G.; PADISÁK, J.; TÓTMÉRÉSZ, B.; VASAS, G.; NAGY, S.; BORBÉLY, G. Factors controlling the occurrence of Dinophyta species in Hungary. **Hydrobiologia**, v. 506-509, n. 1-3, p. 203-207, 2003.
- HART, R. C. Temporal Dynamics and spatial perspectives of contemporary blooms of the dinoflagellate *Ceratium* in a subtropical South African Reservoir. **Journal of Biology**, v. 2, p. 159, 2007.
- HART, R. C.; WRAGG, P. D. Recent blooms of the dinoflagellate *Ceratium* in Albert Falls Dam (KZN): History, causes, spatial features and impacts on a reservoir ecosystem and its zooplankton. **Water SA**, v. 35, n. 4, p. 455-468, 2009.
- HILLEBRAND, H.; DÜRSELEN, C. D.; KIRSCHTEL, D. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **J. Phycol.**, v. 35, p. 403-424, 1999.

- KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. **Cyanoprokaryota I: Teil Chroococcales**. Stuttgart: Gustav Fisher Verlag, 1999. 548 p.
- KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. **Cyanoprokaryota II: Teil Oscillatoriales**. München: Spektrum Akademischer Verlag, 2005. 759 p.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. 2. ed. Amsterdam: Elsevier, 1998.
- LEWIS, J. M.; DODGE, J. D. Phylum Pyrrophyta (Dinoflagellates). In: JOHN, D. M.; WHITTON, B. A.; BROOK, A. J. (Eds.). **The Freshwater Algal Flora of the British Isles: an identification guide to freshwater and terrestrial algae**. Cambridge: Cambridge University Press, 2002.
- LOBO, A. E.; CALLEGARO, V. L. M.; BENDER, E. P. **Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadoras da qualidade de água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil**. Santa Cruz do Sul: Edunisc, 2002.
- LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: Spectrophotometric equations. **Limnological and Oceanography**, v. 12, p. 343-346, 1967.
- LUND, J. W. G.; KIPLING, C.; CREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. **Hydrobiologia**, v. 11, p.143–170, 1958.
- MACDONAGH, M. E.; CASCO, M. A.; CLAPS, M. C. Colonization of a neotropical reservoir (Córdoba, Argentina) by *Ceratium hirundinella* (O. F. Müller) Bergh. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, v. 41, n. 4, p. 291-299, 2005.
- MACK, R. N.; SOMBERLOFF, D.; LONSDALE, W. M.; EVANS, H.; CLOUT, M.; BAZZAZ, F. A. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. **Ecological Applications**, v. 10, n. 3, p. 689-710, 2000.
- MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. Dorset: Freshwater Biology Association, 1978. 121 p.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.; LUZIA, A.; DEGANI, R. Occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 bloom at the Billings Reservoir, São Paulo State, Brazil. **Brazilian Journal Biology**, v. 70, p. 825-829, 2010.
- MOSCHINI-CARLOS, V.; BORTOLLI, S.; PINTO, E.; NISHIMURA, P. Y.; FREITAS, L. G. D.; POMPÊO, M. L. M.; DÖRR, F. Cyanobacteria and Cyanotoxin in the Billings Reservoir (São Paulo, SP, Brazil). **Limnetica**, v. 28, n. 2, p. 227-236, 2009.
- MOSS, B. The numbers of eutrofication - errors, ecosystem effects, economics, ventualities, environment and education. **Water Science and Technology**, v. 37, n. 3, p. 75-84, 1998.
- NISHIMURA, P. Y.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. L. M.; GIANESELLA, S. M. F.; SALDANHA-CORRÊA, F. M. P. Phytoplankton primary productivity in Rio Grande and Taquacetuba branches (Billings Reservoir, Sao Paulo, Brazil). **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 30, n. 1, p. 50-52, 2008.
- OLIVEIRA, H. S. B.; MOURA, A. N.; CORDEIRO-ARAÚJO, M. K. First record of *Ceratium* Schrank, 1973 (Dinophyceae: Ceratiaceae) in freshwater ecosystems in the semiarid region of Brazil. **Check List**, v. 7, n. 5, p. 626-628, 2011.
- PADIAL, P. R. **Qualidade, heterogeneidade espacial e biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano eutrofizado (Reservatório Guarapiranga, SP)**. 2008. Masters (Dissertation in Ecology) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.
- POMPÊO, M. L. M.; CARDOSO-SILVA, S.; MOSCHINI-CARLOS, V. A deterioração da qualidade das águas continentais brasileiras: o processo de eutrofização. **Revista Saneas**, n. 21, ago., p. 24-28, 2005.
- POPOVSKÝ, J.; PFISTER, L. A. **Süßwasserflora von Mitteleuropa: Dinopyceae (Dinoflagellida)**. Jena: Gustav Fisher Verlag, 1990.

- RODRIGUES, M. E. N. F. **Levantamento florístico e distribuição de macrófitas aquáticas na Represa Guarapiranga, São Paulo, Brasil**. 2011. Masters (Dissertation on Botany) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.
- ROJO, C.; ÁLVAREZ-COBELAS, M. Are there steady-state phytoplankton assemblages in the field? **Hydrobiologia**, v. 502, n. 1, p. 3-12, 2003.
- ROUND, F. E.; CRAWFORD, R. M.; MANN, D. G. **The Diatoms: biology and morphology of the genera**. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 1992. 758 p.
- SANTOS-WISNIEWSKI, M. J.; SILVA, L. C.; LEONE, I. C.; LAUDARES-SILVA, R.; ROCHA, O. First record of the occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925, an invasive species in the hydroelectricity power plant Furnas Reservoir, MG, Brazil. **Brazilian Journal Biology**, v. 67, n. 4, p. 791-793, 2007.
- SOMMER, U.; SOMMER, F.; SANTER, B.; ZÖLLNER, E.; JÜRGENS, K.; JAMIESON, C.; BOERSMA, M.; GÖCKE, K. *Daphnia* versus copepod impact on summer phytoplankton: functional compensation at both trophic levels. **Oecologia Brasiliensis**, v. 135, p. 639-647, 2003.
- SOTO, D.; LEMBEYE, G. Factores que determinan la presencia y florecimiento de *Ceratium hirundinella* en lagos del sur de Chile: condiciones que impiden y facilitan la introducción de esta especie. In: CONGRESO LATINOAMERICANO DE FICOLOGÍA, 5., 1999, Puerto Varas. **Anais...** Puerto Varas, 1999.
- SOUZA, R. C. R.; CARVALHO, M. C.; TRUZZI, A. C. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosz.) Seenaya and a contribution to the knowledge of Rio Pequeno arm, Billings Reservoir, Brazil. **Environmental Toxicology and Water Quality**, v. 13, p. 73-81, 1998.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. **Gerenciamento da qualidade da água de represas: volume 9**. São Carlos: ILEC, IIE, 2000.
- STRICKLAND, J. D.; PARSONS, T. R. A manual of seawater analysis. **Bulletin Fish Research Board Canadian**, v. 125, p. 1-185, 1960.
- TUNDISI, J. G. Reservoir as complex systems. **Ciência e Cultura**, v. 48, n. 5/6, p. 383-387, 1996.
- UTERMÖHL, H. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik. **Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnology**, v. 9, p. 1-38, 1958.
- VAN DEN HOEK, C.; MANN, D. G.; JAHNS, H. M. **Algae: an introduction to phycology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1997.
- VAN GINKEL, C. E.; HOHLS, B. C.; VERMAAK, E. A *Ceratium hirundinella* (O.F. Muller) bloom in Hartbeespoort Dam, South Africa. **Water SA**, v. 27, n. 2, p. 269-276, 2001.
- WETZEL, R.G.; LIKENS, G. E. **Limnological analyses**. 2. ed. New York: Springer-Verlag, 1991. 391 p.
- WHATELY, M.; CUNHA, P. **Seminário Guarapiranga: proposição de ações prioritárias para garantir água de boa qualidade para abastecimento público**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2006
- WHITTINGTON, J.; SHERMAN, B.; GREEN, D.; OLIVER, R. L. Growth of *Ceratium hirundinella* in a subtropical Australian reservoir: the role of vertical migration. **Journal Plankton Research**, v. 22, n. 6, p. 1025-1045, 2000.

CAPÍTULO 11

A IMPORTÂNCIA DA DEPOSIÇÃO ATMOSFÉRICA SECA COMO FONTE DE NITROGÊNIO E FÓSFORO PARA ECOSISTEMAS LACUSTRES

Gabriel Garcia & Arnaldo Alves Cardoso

Instituto de Química, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Araraquara, Araraquara, Brasil.

E-mail: gabrielggh@bol.com.br

RESUMO

Ao longo de um processo histórico que abrange desde a gênese das civilizações humanas até o presente, a humanidade cunhou seu desenvolvimento em atividades fundamentais como produção de alimentos e de energia. Paradoxalmente, tais atividades estão relacionadas também às mais profundas alterações dos ciclos biogeoquímicos de elementos macronutrientes, causando, entre outros desdobramentos, contínua multiplicação e magnificação de fontes de nitrogênio e fósforo para águas continentais com grande potencial estressor desses ecossistemas. Neste capítulo, procuramos apresentar aspectos relativos ao papel da deposição atmosférica seca como uma fonte relevante destes nutrientes para ecossistemas lacustres, abordando seus fundamentos, sua relação com atividades antrópicas e suas possíveis consequências para corpos de água continentais. Há ainda relativa escassez de trabalhos científicos e significativas incertezas sobre o tema que, por isso, se apresenta em plena evidência e ascensão por todo o mundo. E em um saldo geral, consideramos que a pesquisa a este respeito não é apenas promissora, mas uma necessidade premente para controle de impactos antropogênicos no ambiente e para aprimoramento de modelos de gerenciamento de recursos hídricos.

1 INTRODUÇÃO

Seja em escala local ou global, recursos hídricos se justificam como um dos temas centrais de possíveis modelos de desenvolvimento sustentável devido a fatores como baixa disponibilidade por distribuição espacial desigual, crescente demanda em seus usos antropogênicos múltiplos e concomitantemente crescente deterioração de sua qualidade. Consequentemente, a produção de conhecimento científico nesta grande área é também requisito fundamental a estes modelos e à qualidade de vida da humanidade de um modo geral.^{1,2} A limnologia é o campo da ciência que oferece os fundamentos teóricos e metodológicos concernentes às águas doces continentais, abrangendo em seu escopo desde lagos a rios, riachos, áreas alagáveis e reservatórios, entre outros. Além disso, estudos limnológicos tem vocação multitemática e a compreensão de estrutura e funcionamento destes corpos hídricos pode abranger seus aspectos físicos, químicos e biológicos em distintas escalas, desde moleculares a ecossistêmicas.²

Contemporaneamente e dentro deste amplo contexto, estudos sobre o fenômeno de eutrofização destes ecossistemas têm recebido crescente destaque. O termo trofia deriva do grego antigo, denota conceito de nutrição e é empregado para exprimir sentido de aumento de fertilidade de ecossistemas aquáticos. Logo, eutrofização é um fenômeno associado ao aumento da disponibilidade de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, seguido de aumento de produtividade primária. O avanço deste fenômeno pode provocar uma série de alterações ecológicas indesejáveis que incluem florações de algas nocivas à biota aquática, proliferação e predomínio de produtores primários suspensos na coluna de água, diminuição da penetração de luminosidade na coluna de água, diminuição da concentração de oxigênio dissolvido e muitas outras.²⁻⁴

Além disso, águas continentais estão normalmente associadas a atividades humanas essenciais como abastecimento para uso doméstico ou industrial e produção de alimentos e de energia elétrica. Assim, a eutrofização destes ecossistemas pode comprometer severamente estas atividades e impor uma série de prejuízos socioeconômicos. Por exemplo, o aumento de matéria orgânica dissolvida em decomposição pode reduzir a eficiência do tratamento de água e assim comprometer sua potabilidade.⁵ Bem como a proliferação de macrófitas aquáticas pode comprometer ou até impedir o correto funcionamento de turbinas de geração de energia elétrica e o uso recreativo de corpos de água.^{6,7} A extensão e a gravidade de todos os prejuízos ambientais e socioeconômicos associados ao fenômeno de eutrofização são argumentos suficientes para colocar esta temática como prioritária em políticas de gerenciamento de recursos hídricos.

Neste sentido, a identificação e quantificação das principais fontes de disponibilização de nutrientes são fundamentais em ações de prevenção, avaliação e mitigação deste fenômeno. A ampla gama de fontes naturais de nutrientes para corpos hídricos continentais usualmente deriva de abrasão geológica em sua bacia de drenagem e de processos biogeoquímicos ocorridos no solo, coluna de água e sedimento. No entanto, atualmente o fator preponderante na indução de eutrofização tem sido a intensificação dos aportes antropogênicos de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, para estes ecossistemas.^{2,8}

Atividades como produção de alimentos e de energia estão paradoxalmente relacionadas tanto ao desenvolvimento humano quanto às mais profundas alterações dos ciclos biogeoquímicos de nitrogênio e fósforo observadas ao longo dos últimos dois séculos.^{9, 10} Há um grande conjunto de fontes antropogênicas de nutrientes decorrentes desta relação como, por exemplo, lançamentos de efluentes domésticos e industriais, remoção de vegetação nativa, perdas de fertilizantes aplicados à produção agrícola e poluição difusa decorrente de urbanização.^{2,8} No entanto, apenas recentemente o papel da atmosfera como uma destas fontes de nutrientes foi reconhecido como relevante e passou a ser investigado mais detalhadamente como tal.^{9, 11} Neste capítulo serão apresentados aspectos relativos ao papel da deposição atmosférica seca de nitrogênio e fósforo como fonte de nutrientes para ecossistemas lacustres: seus fundamentos, sua relação com atividades antrópicas e suas possíveis consequências sobre o fenômeno de eutrofização.

1.1 CARÁTER ATMOSFÉRICO DO CICLO BIOGEOQUÍMICO DO NITROGÊNIO

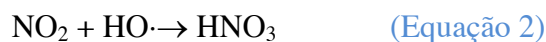
Embora o nitrogênio gasoso (N_2) seja constituinte majoritário na atmosfera (cerca de 78%) e esta seja sua principal fonte no ambiente, o metabolismo dos vegetais não é capaz de romper a ligação tripla entre os átomos desta molécula. Para assimilação deste nutriente, os vegetais se beneficiam de uma série de reações de oxirredução mediadas por microrganismos que constituem o ciclo biogeoquímico do nitrogênio, no qual ocorre conversão cíclica entre nitrogênio gasoso e compostos reativos de nitrogênio por meio de três etapas: fixação, nitrificação e desnitrificação. Resumidamente, a fixação é a etapa de conversão de nitrogênio gasoso atmosférico ao íon amônio (NH_4^+), a nitrificação é a conversão do íon amônio produzido pela reação de fixação ao íon nitrato (NO_3^-) e na desnitrificação o nitrogênio oxidado como nitrato (ou nitrito, NO_2^-) é convertido novamente a nitrogênio gasoso e emitido para a atmosfera.¹²

Adicionalmente, o nitrogênio é capaz de formar outros compostos gasosos além do N_2 , que em situações específicas são produzidos e emitidos para atmosfera da qual compõem apenas porção minoritária, em concentrações da ordem de partes por bilhão (ppb). Óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO), dióxido de nitrogênio (NO_2) e amônia (NH_3) figuram como os mais relevantes neste contexto, pois se envolvem em diversas reações e fenômenos atmosféricos que afetam diretamente condições essenciais à vida na Terra. Considerando por ora apenas seus processos de emissão, os três óxidos de nitrogênio citados podem ser formados durante a etapa de desnitrificação quando esta ocorre na presença de oxigênio ou de grande excesso dos compostos nitrogenados.^{12, 13} Processos gerais de combustão, principal forma de gerar energia, induzem a reação entre N_2 e O_2 atmosféricos (os dois principais componentes do ar) e formam o gás NO (equação 1). Já a amônia é emitida naturalmente para atmosfera a partir de decomposição biológica de matéria orgânica nitrogenada ou de reações químicas de ácido base envolvendo íon amônio.¹⁴



Agora com relação aos fenômenos ambientais que ocorrem na atmosfera, o óxido nitroso (N_2O) é considerado quimicamente inerte, logo não reage com constituintes atmosféricos ou com a biosfera e seu principal papel no ambiente decorre de interações com energia eletromagnética. Tal qual outros gases como dióxido de carbono (CO_2), oxigênio (O_2), vapor de água (H_2O) e metano (CH_4), o N_2O contribui para o efeito estufa, o mecanismo regulador da temperatura do planeta que mantém condições favoráveis à vida.¹⁵

A presença de NO na atmosfera está sempre associada à presença de NO_2 , pois estes estão envolvidos em um grande conjunto de reações fotoquímicas de interconversão entre ambos. Desta forma, por convenção, define-se a soma de suas concentrações como concentração de óxidos nitrogenados (NO_x). Estes gases reagem com muitos componentes da atmosfera e assim possuem distintos papéis ambientais, dos quais destaca-se a formação de ácido nítrico (HNO_3) a partir da reação de NO_2 com radical hidroxila ($HO\cdot$), exemplificada na equação 2. Este ácido gasoso se deposita com facilidade diretamente sobre as superfícies do solo ou de corpos de água, fenômeno que é um dos principais processos de remoção de nitrogênio da atmosfera e disponibilização deste macronutriente para os ecossistemas terrestres e aquáticos.¹⁴



Outro processo importante de remoção de nitrogênio reativo da atmosfera no qual se envolve o ácido nítrico é a formação de partículas de nitrato de amônio sólido (NH_4NO_3) a partir de sua reação com amônia (equação 3). Esta reação é favorecida porque a amônia é o principal gás com propriedades básicas encontrado na atmosfera.¹⁴ O material sólido formado é um dos componentes do aerossol atmosférico, sua presença está associada à regulação da temperatura do planeta por reflexão de radiação solar incidente e também ao ciclo hidrológico global, já que a partícula de NH_4NO_3 tem propriedades higroscópicas e atua como núcleo de condensação de nuvens.¹⁶ O aerossol atmosférico, contendo a partícula salina (NH_4NO_3), naturalmente sofre deposição para

ecossistemas diversos, seja dissolvido em água de chuva (deposição atmosférica úmida) ou diretamente sobre suas superfícies (deposição atmosférica seca). O mecanismo de remoção do aerossol atmosférico contendo nitrogênio é um dos elos do ciclo biogeoquímico deste elemento e é responsável por disponibilizá-lo a outros ecossistemas.^{14, 17}



Portanto, os compostos reativos de nitrogênio na atmosfera cumprem papel fundamental na regulação de condições de manutenção à vida no planeta, seja por se envolverem em fenômenos físicos ou pela disponibilização de nitrogênio assimilável por organismos vivos a outros ecossistemas após reações químicas diversas. A Figura 1 representa esquematicamente reações e processos envolvidos na conversão cíclica de nitrogênio no ambiente.

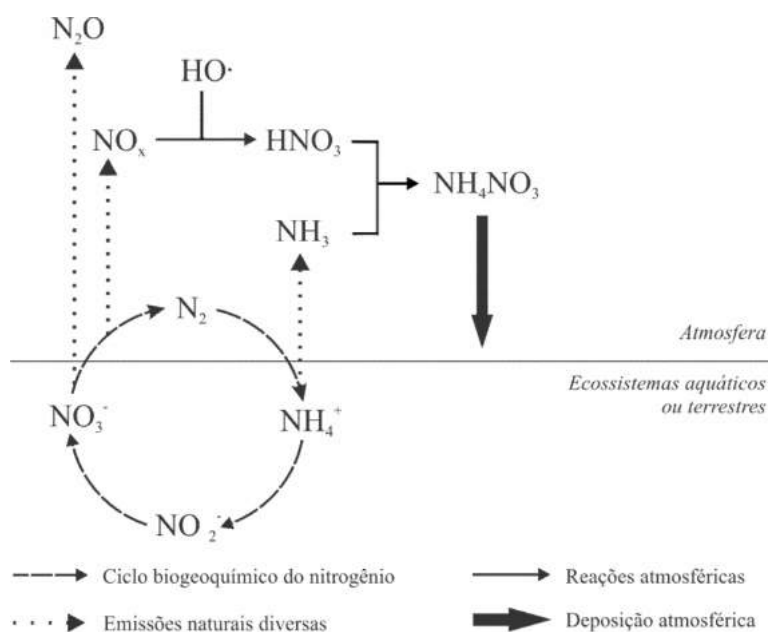


Figura 1: Representação esquemática de reações e processos envolvidos na conversão cíclica do nitrogênio no ambiente.

1.2 CARÁTER ATMOSFÉRICO DO CICLO BIOGEOQUÍMICO DO FÓSFORO

O principal estoque natural de fósforo é a crosta terrestre, na qual cerca de 95% de todo o fósforo compõem rochas com propriedades de baixa solubilidade em água, sobretudo aquelas compostas pelos minerais de fosfato de cálcio. Entre estes, o mais comum é a apatita cuja fórmula geral é $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6\text{X}_2$, sendo que X representa espécies químicas como o flúor (F^-) em minerais de fluorapatita, hidróxido (HO^-) em hidroxiapatita ou cloro (Cl^-) em cloroapatita. A disponibilização deste nutriente para os ecossistemas terrestres e aquáticos depende, portanto, do paulatino intemperismo em escala temporal geológica destes minerais fosfáticos para provocar sua conversão a formas solúveis de fósforo como, por exemplo, ortofosfato (PO_4^{3-}) e fosfatos ácidos (HPO_4^{2-} , $\text{H}_2\text{PO}_4^{-1}$).^{10, 18}

A maior parte dos íons fosfatos solubilizados naturalmente voltam rapidamente a ser imobilizados em formas inorgânicas pouco solúveis, especialmente pela combinação com cátions metálicos componentes no solo, como cálcio (Ca^{+2}), ferro (Fe^{+3}) e alumínio (Al^{+3}). Como consequência, apenas uma ínfima fração do fósforo presente no solo está disponível para organismos vegetais, o que coloca este elemento como limitante de seu crescimento. Nos corpos de água, o destino final da maior porção de fósforo (em compostos pouco solúveis) são os sedimentos tanto de ecossistemas lacustres como dos oceanos, onde formará novamente estoque de rochas fosfáticas. O reinício de todo este processo fecha o ciclo biogeoquímico do fósforo, mas ocorre

apenas quando as rochas fosfáticas sedimentares são novamente expostas ao intemperismo pelos soerguimentos tectônicos, portanto, em uma longa escala temporal da ordem de 10^7 a 10^8 anos.¹⁰

Ao contrário do que ocorre com nitrogênio, o componente gasoso da conversão cíclica de fósforo no ambiente é praticamente desprezível. O único composto volátil formado por este elemento é a fosfina (PH_3), produzida em pequena quantidade e apenas em meios anaeróbios, logo dificilmente pode ser detectada na atmosfera. Apesar disto, a atmosfera também transporta e dispersa o fósforo em quantidade significativa pelos ecossistemas. Parte do processo de intemperismo das rochas ocorre por erosão eólica, o mecanismo natural responsável por emitir partículas contendo fósforo para a atmosfera. Este material pode ter composição variada que usualmente reflete suas fontes de emissão. Em condições naturais há predomínio de emissão de partículas originárias dos processos abrasivos destes minerais, resultando em aerossóis de compostos fosfáticos pouco solúveis. Emissões biogênicas, aerossóis marinhos e queima de biomassa são outros exemplos de fontes de aerossóis atmosféricos contendo fósforo, mas que representam mecanismos de emissão minoritários em relação às fontes minerais. Após emitido, o aerossol contendo fósforo se dispersa a partir da fonte de emissão e posteriormente retorna aos ecossistemas terrestres e aquáticos por deposição atmosférica.^{10, 19} Esquemáticamente a Figura 2 representa os processos envolvidos na conversão cíclica de fósforo no ambiente.

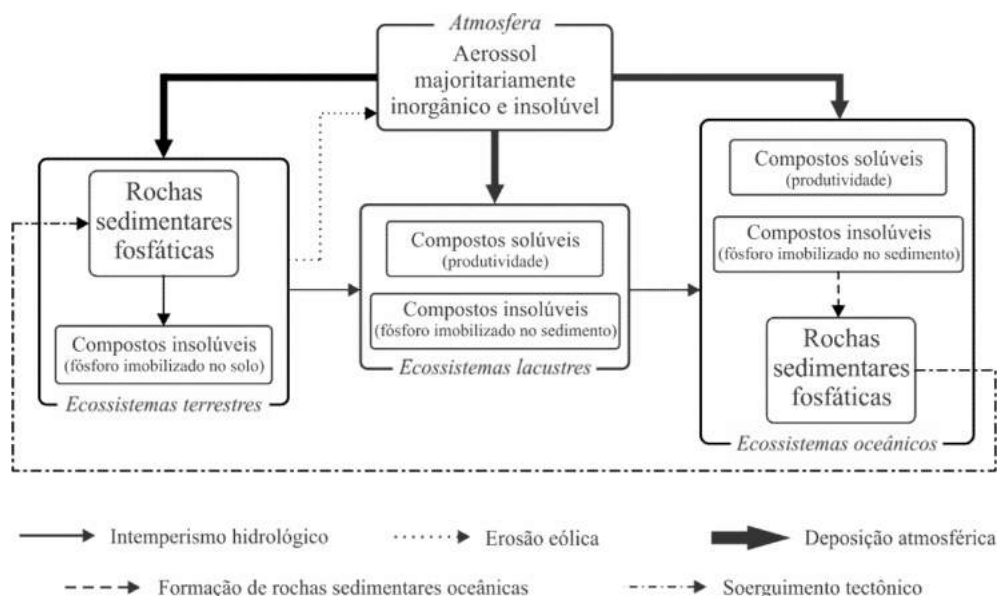


Figura 2: Representação esquemática dos processos envolvidos na conversão cíclica do fósforo no ambiente.

Estes mecanismos naturais colocam a atmosfera como um dos compartimentos ambientais menos relevantes no ciclo biogeoquímico do fósforo. No entanto, de maneira similar ao que ocorre com o nitrogênio, a interferência antrópica persistente nos últimos dois séculos foi suficiente para modificar a relevância proporcional entre os seus mecanismos, de maneira que a contribuição atmosférica não pode ser desprezada. Para compreender o panorama atual desta interferência (tanto em relação ao fósforo quanto ao nitrogênio) é conveniente observá-la sucintamente do ponto de vista da história da humanidade.

2 INTERFERÊNCIA ANTRÓPICA NOS CICLOS BIOGEOQUÍMICOS DE NITROGÊNIO E FÓSFORO

Crescente produção de alimentos, industrialização e urbanização provocaram contínuas mudanças de uso e ocupação do solo pela humanidade ao longo da sua história. Se por um lado elas fundamentaram a ascensão das civilizações, desenvolvimento econômico e crescimento populacional, por outro foram responsáveis por severas alterações dos ciclos biogeoquímicos de

elementos nutrientes, como nitrogênio e fósforo, resultando em excesso de disponibilização dos mesmos para a biosfera do planeta.

Um dos processos que culminaram nesta interferência no ambiente é conhecido como revolução agrária, que teve início há cerca de 10.000 anos a. C. e consistiu na substituição de caça e extrativismo pela domesticação de animais e plantio regular de diferentes culturas vegetais para subsistência alimentar. Estas novas práticas proporcionaram aumento de disponibilidade de alimentos, que passaram a ser produzidos em uma mesma região e assim permitiram o sedentarismo, ou seja, o estabelecimento permanente das comunidades que antes eram nômades. Com o passar do tempo e com o avanço deste processo, as práticas agrícolas se tornaram responsáveis pela ascensão de um modelo de civilização humana que é reproduzido até hoje.^{20, 21}

A partir de então, em vários momentos da história o crescimento populacional exigiu maior produção de alimentos e motivou aprimoramento das práticas agrícolas. Desde a Grécia antiga se conhece a relação entre fertilização do solo e aumento de produtividade, no entanto, somente muitos séculos mais tarde foi possível compreendê-la de fato.²⁰ A partir da década de 1830, estudos conduzidos por Jean-Baptiste Boussingault, John Bennet Lawes e Joseph Henry Gilbert evidenciaram a relação existente entre o teor de nitrogênio e fósforo dos fertilizantes aplicados e o aumento de produtividade em culturas de grãos como trigo e milho. A profusão de conhecimento científico a este respeito continuou e ao final daquele século os ciclos biogeoquímicos destes elementos e sua importância para a agricultura eram plenamente conhecidos.^{10, 20, 21}

Apesar do amplo domínio do conhecimento sobre fertilização e práticas agrícolas, na época o principal mecanismo de fertilização envolvia aplicação de rejeitos vegetais e animais, que apresentavam baixos teores de nitrogênio e fósforo (no máximo 4,0% e 1,5%, respectivamente). Também foram empregadas outras fontes destes nutrientes, como excrementos de aves marinhas, de morcegos (guano) e salitre do Chile, que apresentavam maiores teores de nutrientes, porém ocorriam invariavelmente longe dos centros de produção agrícola. Com isto, dificuldades de exploração e distribuição inviabilizavam a utilização destes recursos para atendimento de demanda mundial a longo prazo. Ao final do século XVIII este conjunto de fatos apontavam para insuficiência de fontes de nutrientes e possível escassez de alimentos em futuro próximo.^{10, 21}

A crise gerada por estas previsões pessimistas motivou a contínua busca por novas fontes de nitrogênio e fósforo para fertilização agrícola. Por volta da metade do século XIX John Bennett Lawes liderou o emprego do tratamento de rochas fosfáticas com ácido sulfúrico para produção de fosfato de cálcio monobásico, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$, que então era aplicado como fertilizante. A partir de então houve contínua expansão dos processos de extração de minérios fosfáticos e produção de diversas composições de fertilizantes fosforados. Para ilustrar a magnitude desta expansão, estima-se que em 1890 houve produção mundial anual de 1 Mt P para fertilizantes a partir deste processo, já no início do século XXI esta produção foi superior a 140 Mt P.¹⁰

Com relação à disponibilidade de compostos de nitrogênio, Fritz Haber alcançou em 1909 um grande marco da humanidade: a síntese de quantidades significativas de amônia a partir de seus elementos constituintes originalmente apresentados na forma gasosa, nitrogênio (N_2) e hidrogênio (H_2). O posterior desenvolvimento do processo industrial de produção de amônia em larga escala baseado nesta reação, alcançado por Carl Bosch (processo que ficou conhecido como Haber-Bosch), permitiu o domínio da fixação de nitrogênio atmosférico pelo homem. A partir de então houve também contínua expansão da produção de fertilizantes, principalmente no período posterior à segunda guerra mundial. Por exemplo, a produção anual mundial pelo processo Haber-Bosch foi de 3,7 Mt de nitrogênio na forma de amônia (N-NH_3) em 1950 e de aproximadamente 91 Mt N-NH_3 em 2005.²¹

Em um período inferior a dois séculos, estas inovações possibilitaram produção abundante dos fertilizantes que antes eram insuficientes, o que fundamentou uma profunda revolução nas práticas agrícolas e permitiu aumento substancial de produtividade. Por exemplo, a produção de milho nos Estados Unidos da América aumentou de 1,6 t/ha em 1900 para 8,5 t/ha nos anos 2000, e na cultura de arroz no Japão de 2,2 t/ha no início do século XX a 6,5 t/ha na década de 1980, entre muitos outros casos semelhantes.^{21, 22} Como resultado deste intenso desenvolvimento, observou-se

efeito direto sobre a população mundial, que ao longo deste mesmo período apresentou tendência similar de crescimento demográfico e saltou de pouco menos de 2 bilhões de habitantes em 1920 para mais de 7 bilhões atualmente. Não obstante, estima-se que sem a abundante adição de fertilizantes na agricultura seria impossível produzir alimento suficiente para manter a dieta de 45% população mundial.²¹

Em contrapartida a estes evidentes avanços na produção de alimentos, alguns impactos ambientais observados atualmente sobre ecossistemas lacustres são resultantes deste modelo de agricultura e estão intimamente relacionados com a eficiência da absorção do fertilizante, definida como a proporção percentual entre o nutriente de fato assimilado pela cultura agrícola e o total adicionado como fertilizante ao solo. Com relação aos fertilizantes fosforados, estima-se que a eficiência média global esteja em torno de 45%, embora valores de até 90% possam ser obtidos dependendo do manejo desta prática. O fósforo não assimilado permanece imobilizado no solo formando compostos pouco solúveis com espécies químicas de ferro, alumínio, cálcio e magnésio, entre outras. Apenas aproximadamente 2% deste fósforo imobilizado pode ser ressolubilizado e alcançar os copos hídricos continentais por lixiviação, situação na qual é rapidamente absorvido por produtores primários. A maior parte do fósforo imobilizado alcança os corpos hídricos por processos de erosão do solo e passa a constituir os sedimentos destes ecossistemas.¹⁰

Com relação ao nitrogênio, seus valores de eficiência de fertilização na agricultura são comparáveis aos do fósforo, porém, também em comparação a este nutriente, há uma dispersão maior de compostos nitrogenados pelos compartimentos ambientais devido às suas propriedades químicas (como solubilidade e volatilidade).^{9, 21, 23} De maneira geral, estima-se que a assimilação do nitrogênio adicionado às culturas de grãos (como milho, trigo e arroz) seja raramente superior a 50%. Em estudos Europeus foram observadas eficiências entre 38 e 44%, enquanto que na China foram reportadas eficiências que variam da ordem de 10 a 80%, com média estimada em 29%.^{21, 24-26} Fenômeno semelhante acontece na produção de alimentos de origem animal, que apresenta eficiência média de 16%, variando de 10 a 40% dependendo do tipo de produção ou forma de manejo.⁹

A maior parte do fertilizante nitrogenado aplicado não é assimilada pelas culturas agrícolas devido à ubiquidade das conversões biogeoquímicas naturais de seu ciclo, mostradas anteriormente, se dispersando de diferentes maneiras pelo ambiente. As espécies iônicas de nitrogênio (NH_4^+ , NO_3^- e NO_2^-) são muito solúveis em água e tem como destino final águas superficiais e subterrâneas em decorrência de processos de lixiviação do solo. Já os compostos gasosos de nitrogênio reativo (NO , NO_2 e NH_3) são produzidos, emitidos para atmosfera e posteriormente se envolvem em reações atmosféricas como já discutido, tendo como consequências formação de aerossóis e deposição atmosférica sobre ecossistemas aquáticos e terrestres.^{21, 27, 28}

Em síntese, a utilização abundante de fertilizantes na produção de alimentos resultou numa condição de produtividade elevada e foi um evidente benefício para a humanidade, mas esta agora ficou dependente desta condição, cuja consequência é a disponibilização excessiva de nitrogênio e fósforo para o ambiente. Esta mesma síntese histórica da produção de alimentos pode ser traçada para o conjunto de atividades humanas decorrentes da revolução industrial, ocorridas paralelamente ao desenvolvimento agrícola dos séculos XIX e XX. Ao longo dos últimos 200 anos, os processos de industrialização e urbanização estabeleceram um modelo de desenvolvimento econômico ainda em vigência e do qual dependem as relações políticas e socioeconômicas de toda humanidade. Por outro lado, também contribuíram para maior disponibilização de nitrogênio e fósforo no ambiente devido a multiplicação de fontes pontuais destes nutrientes em efluentes domésticos e industriais, bem como devido à intensificação da produção de energia por combustão para diversos setores econômicos.^{6, 29}

Produção de energia está diretamente ligada a processos de combustão, geralmente proveniente de combustíveis fósseis como carvão e derivados de petróleo. Estes últimos são utilizados como combustíveis nos meios de transporte enquanto que o carvão utilizado na geração de energia elétrica. Nos Estados Unidos, o maior consumidor de energia do mundo, a queima anual de combustíveis fósseis em 2010 representou aproximadamente 82% das fontes para produção de

energia no país. Além disso, os setores de produção de energia elétrica, de atividades industriais e transportes foram responsáveis por 88,3% do consumo de energia, sendo que em todos eles estão envolvidos processos de combustão.²⁹

Em face da importância atual da produção de energia por combustão é importante destacar dois aspectos relacionados à consequente dispersão de nutrientes: primeiro, os combustíveis possuem contaminantes contendo nitrogênio e fósforo, que durante a combustão são convertidos a NO gasoso e ao íon PO_4^{-3} agregado ao material particulado. Estes são emitidos para a atmosfera e acabam se depositando posteriormente sobre ecossistemas terrestres e aquáticos. Segundo (e mais importante), a indução da reação de combustão ocorre necessariamente com o uso de ar atmosférico, composto principalmente de N_2 e oxigênio (O_2). O calor resultante da combustão promove uma reação secundária entre ambos com produção de NO (pela equação 1), que posteriormente se envolve nos fenômenos atmosféricos naturais já descritos e também têm como última consequência a deposição atmosférica de compostos de nitrogênio. Este é um processo de fixação de nitrogênio não intencional que se torna significativo para o ambiente devido à relevância e magnitude dos processos de combustão ocorridos em atividades antrópicas.

Em linhas gerais finais, pode-se observar que as mais significativas atividades antrópicas acionam uma sequência causal de eventos cujo resultado final é a disponibilização excessiva de nitrogênio e fósforo para ecossistemas aquáticos, na qual o importante papel da deposição atmosférica precisa ser destacado.⁹

Com relação ao fósforo, estima-se que no início do século XIX as atividades antrópicas somadas introduziam anualmente no ambiente 1,5 Mt P. Dois séculos depois, esta introdução antropogênica foi estimada em 33 Mt P anuais, das quais considera-se que 75% originaram-se a partir de processos de erosão e lixiviação associados aos usos múltiplos do solo e cerca de 1%, decorrem de deposição atmosférica associadas a processos de combustão.¹⁰

Com relação ao nitrogênio, no início do século XXI todas as atividades antrópicas juntas foram responsáveis pela introdução de 187 Mt de nitrogênio no ambiente, que representa um aumento maior que um fator de 12 em comparação à introdução de 15 Mt de nitrogênio por atividades antrópicas em 1860, período anterior à industrialização intensa e à utilização de fertilizantes nitrogenados sintéticos.²² Neste mesmo período, as emissões anuais de NO_x passaram de 2,6 para 36,2 Mt, as emissões de NH_3 aumentaram de 7,3 para 47,2 Mt e as emissões de N_2O aumentaram de 1,4 para 4,6 Mt.²⁸ Consequentemente, esta mesma tendência foi observada para deposição atmosférica anual de nitrogênio, que no período pré-industrial (1860) variava entre 100 e 250 mg m^{-2} na maior parte do mundo, inclusive em regiões de produção agrícola como a centro-sul brasileira, e variava entre 750 e 1000 mg m^{-2} somente em regiões produtoras no sudeste Indiano, representando o maior valor de deposição mundial para aquele período. No final do século XX, período entre 1990 e 2000, os valores estimados de deposição foram em torno de 250 a 500 mg m^{-2} em áreas não agrícolas, enquanto que nas áreas produtoras, incluindo grande parte do território das Américas do Norte e do Sul, da Europa e do Sudeste Asiático abrangendo Índia e China, a deposição atmosférica atingiu valores em torno de 2000 mg m^{-2} .²⁸ Por isso, quantificar e monitorar a deposição atmosférica seca de nutrientes é uma necessidade cada vez mais premente em contextos de estresse trófico de ambientes aquáticos.

3 PANORAMA DA DEPOSIÇÃO ATMOSFÉRICA SECA: CONCEITOS, METODOLOGIAS E RESULTADOS

Deposição atmosférica seca pode ser definida como o transporte de gases e partículas da atmosfera para superfícies diversas na ausência de precipitação (chuva). Todos os mecanismos físicos e químicos inerentes a este fenômeno o conferem particular complexidade, logo, é usual adotar modelos conceituais e matemáticos que simplifiquem sua compreensão e permitam abordagens práticas para sua quantificação.

Conceitualmente, pode-se caracterizar a deposição atmosférica seca como uma sequência de três processos principais. Inicialmente, ocorre o transporte turbulento de gases e partículas da

atmosfera até a fina camada de ar estático imediatamente superior à superfície sobre a qual há deposição (também denominada sub camada quase-laminar); posteriormente, nesta fina camada de ar ocorre transporte por difusão até à superfície e o último processo é a captação pela superfície por adsorção, absorção, impactação ou interceptação.³⁰ Esta complexidade evidencia que a deposição atmosférica está sujeita à influência de muitos fatores, como velocidade e direção do vento, pressão e temperatura atmosféricas, umidade relativa do ar, características químicas e físicas de partículas e gases (como reatividade e solubilidade em água) além das características das superfícies sobre as quais há deposição, como área superficial por exemplo.^{30, 31}

A representação deste processo por equações permite quantificar a deposição seca e o modelo universalmente adotado com este objetivo estabelece uma relação matemática descrita pela equação 4. Neste modelo, considera-se o fluxo (F_x) de deposição de determinada espécie gasosa, ou particulada, como diretamente proporcional à sua concentração na atmosfera (C_x) a uma determinada altura da superfície sobre a qual se busca conhecer a deposição, e para isso emprega-se uma constante de proporcionalidade definida como velocidade de deposição (V_d). Embora a principal conveniência deste modelo matemático seja a representação de toda a complexidade conceitual dos processos envolvidos na deposição seca em uma única variável (velocidade de deposição), tal complexidade acaba tornando-a difícil de se determinar fidedignamente.³⁰

$$F_x = V_d C_x \quad \text{(Equação 4)}$$

Não obstante, a quantificação da deposição seca pode ser uma tarefa essencialmente desafiadora e sujeita a significativas margens de incerteza.³⁰ Há vários métodos analíticos empregados com este objetivo que podem ser divididos entre diretos e indiretos. Nos primeiros, há estudos que quantificam os fluxos de deposição de gases e partículas pela coleta de material previamente depositado sobre superfícies expostas livremente à atmosfera, sejam naturais (como vegetações) ou estranhas aos ecossistemas estudados, como anteparos plásticos ou celulósicos.^{32, 33} Há também métodos diretos que utilizam câmaras de deposição, dentro das quais podem-se controlar as condições intervenientes mais críticas em cada contexto e assim quantificar os fluxos das espécies de interesse.^{34, 35} Por fim, um dos métodos diretos mais comuns, denominado correlação de vórtex (traduzido pelos autores a partir de “eddy correlation”), utiliza medidas em tempo real de fluxos de ar ascendentes e descendentes em determinada região da atmosfera para quantificar a deposição sobre superfícies, normalmente utilizando também dados de concentrações das partículas ou gases de interesse.^{36, 37}

Já os métodos indiretos quantificam variáveis secundárias e partir delas estabelecem correlações com os fluxos de deposição de material. A quantificação inferencial da deposição seca, um dos métodos indiretos mais comuns, se fundamenta na aplicação direta da equação 4 e envolve determinações experimentais de concentrações de gases e partículas de interesse e aplicação de velocidades de deposição consideradas adequadas para o contexto de cada estudo.^{30, 31, 38} Podem-se determinar velocidades de deposição utilizando a equação 4 desde que as outras duas variáveis sejam conhecidas³⁹ ou por aplicação de outro modelo conceitual, que interpreta a velocidade de deposição de maneira análoga a um circuito elétrico com três resistências em série, referentes aos três processos que constituem o fenômeno de deposição seca.^{30, 31} Desta forma, considera-se que a velocidade de deposição é inversamente proporcional à resistência total, ou seja, à soma de três termos matemáticos que descrevem aqueles processos, como mostra a equação 5.

$$V_d = 1 / (R_a + R_b + R_c) \quad \text{(Equação 5)}$$

O primeiro termo, R_a , refere-se à resistência aerodinâmica imposta pelo transporte turbulento. Considera-se que transferências turbulentas de momento e calor ocorram por mecanismos similares ao transporte turbulento de gases e partículas, portanto, expressões matemáticas que descrevam algum destes fenômenos podem ser empregadas para estimar o termo R_a no cálculo da velocidade de deposição. R_b refere-se à resistência do transporte difusivo que ocorre na camada quase-laminar e pode ser expresso matematicamente pelas equações de difusão molecular (para gases) e

Browniana (para partículas). O último termo, R_c , refere-se à resistência associada à superfície sobre a qual há deposição. Tratando-se de superfície aquosa, a deposição de gases depende majoritariamente de sua solubilidade e a transferência de massa na interface ar-água respeita relações de equilíbrio modeladas matematicamente pela lei de Henry. Gases com baixa solubilidade em água tem R_c dominante em relação aos outros termos da velocidade de deposição, já gases muito solúveis tem valores baixos de R_c . Com relação a partículas, considera-se que sobre superfícies aquosas haja eficiência plena de deposição, logo seu termo R_c pode ser desprezado ao se calcular velocidades de deposição.^{30, 38}

Assim, as velocidades de deposição de gases sobre superfícies aquosas normalmente dependem de coeficientes de difusividade, além da solubilidade do gás em água. Já com relação às partículas, as velocidades de deposição sofrem maior influência de suas dimensões e densidades, além de outros parâmetros meteorológicos. Diversos estudos se dedicam somente à parameterização destes cálculos para encontrar velocidades de deposição fidedignas, assim a maioria dos estudos de quantificação de deposição seca adota as parameterizações disponíveis mais convenientes a seu contexto ou realiza pequenas adaptações aos cálculos já publicados.⁴⁰⁻⁴³

O processo de intensificação generalizada da poluição antropogênica difusa descrito anteriormente tem colocado a deposição atmosférica como mais uma importante fonte de nutrientes para ecossistemas aquáticos, tema que se encontra em ascendente evidência. Embora se considere historicamente que o principal aporte atmosférico de nutrientes seja por precipitação (deposição úmida), estudos recentes em águas costeiras observaram deposição atmosférica seca significativa de nitrogênio e fósforo, desde valores equivalentes à 11% do aporte atmosférico por precipitação^{44, 45} até valores 2,3 vezes superiores à deposição por precipitação.⁴⁶⁻⁴⁸ Ainda com relação às águas costeiras, observou-se que a atmosfera pode ser responsável por até 56% do aporte total de nitrogênio, mesmo quando comparada com aporte a partir dos rios.^{11, 46} Bem como, a deposição atmosférica (especialmente de nitrogênio) pode ser responsável por até 28% do aumento de produtividade primária.⁴⁸⁻⁵⁰

Comparativamente, as informações sobre o papel da deposição de nitrogênio atmosférico sobre águas continentais são menos abundantes, no entanto, já foram observadas circunstâncias bastante semelhantes, como deposição seca de nitrogênio e fósforo com valores de 1,9 a 6,1 vezes superiores à deposição úmida, que representou até 22% do aporte total de nitrogênio para estes ecossistemas e que foi considerada como uma das principais fontes de nutrientes associadas à floração de cianobactérias.^{47, 51, 52} A Tabela 1 sumariza estas observações relevantes da literatura sobre deposição atmosférica seca e ecossistemas aquáticos, tanto sobre águas costeiras como continentais.

4 DEPOSIÇÃO ATMOSFÉRICA SECA NO INTERIOR PAULISTA

Apesar de sua evidente relevância e atualidade, de imediato é preciso destacar que no Brasil a produção científica sobre deposição atmosférica seca sobre ecossistemas aquáticos associada à interferência antrópica nos ciclos biogeoquímicos de nitrogênio e fósforo é ainda recente, logo, carente de informações que possam melhorar o entendimento sobre a disponibilidade de macronutrientes no ambiente. O Estado de São Paulo traz em si um complexo contexto socioambiental, que por um lado o atribui papel econômico muito importante em abrangência nacional, mas por outro também dialoga com os pilares deste relevante tema, já abordados previamente no texto: intensos processos de industrialização, urbanização e produção agrícola altamente dependente de energia e insumos agrícolas.

Entre os exemplos mais representativos pode-se citar o setor petrolífero. As refinarias paulistas produziram em 2011 o equivalente a 44% da capacidade de produção total do país, impulsionadas basicamente pelo mercado interno, no qual o Estado de São Paulo representa 25% do consumo nacional de combustíveis derivados do petróleo e 31% de gás natural.⁵⁴ Também de maneira significativa, o agronegócio paulista foi responsável pela exportação de 23% do total nacional de exportações deste setor, somando mais de US\$ 23 bilhões de dólares.⁵⁵ Os principais

destaques são as produções de suco de laranja, de carne bovina e de derivados da cana de açúcar, sendo que os dois primeiros exemplos representam respectivamente 95 e 40% da exportação nacional. Já a cana de açúcar pode ser considerada a principal cultura agrícola do estado de São Paulo, sendo cultivada em 5 milhões de hectares distribuídos por grande parte de seu território, principalmente nas regiões centro-norte. Desta forma, no ano de 2011 a indústria sucroalcooleira paulista foi responsável por 58% e 81% da exportação nacional de açúcar e etanol, respectivamente, com um montante de venda de US\$ 10 bilhões de dólares.^{54,56}

Tabela 1: Panorama da deposição atmosférica seca de nitrogênio e fósforo sobre ecossistemas aquáticos, tanto águas costeiras como continentais: valores observados, métodos analíticos e relevância ambiental

Ecossistema estudado	Deposição atmosférica seca ($\text{mg m}^{-2} \text{ano}^{-1}$)		Método analítico	Relevância ambiental da deposição seca
	Nitrogênio	Fósforo		
Mar Mediterrâneo ^{48, 50}	572	-	Indireto: Quantificação inferencial	Deposição seca foi 2,3 vezes superior à deposição úmida de N e representa 39% da carga total de N. Responsável por até 28% do aumento de produtividade primária no ecossistema estudado, especialmente durante estratificação térmica da coluna de água.
Baía de Tampa (EUA) ⁴⁶	612	-	Direto: Correlação de vórtex	Deposição seca foi equivalente a 56% da deposição atmosférica total.
Baía de Bengal (Índia) ⁵³	374	21	Indireto: Quantificação inferencial	Deposição seca foi equivalente a até 82% da do aporte de nutrientes pelos rios e responsável por até 25% da produtividade primária do ecossistema estudado.
Mar Amarelo (China) ⁴⁵	546	-	Indireto: Quantificação inferencial	Deposição seca foi equivalente a 11% da deposição úmida e responsável por até 6% da produtividade primária do ecossistema estudado.
Bacia de drenagem (Singapura) ⁴⁴	586	140	Indireto: Quantificação inferencial	Deposição seca foi equivalente 33% da deposição úmida de N e foi 2,7 superior à deposição úmida de P.
Lago Tahoe (EUA) ⁴⁷	345	4	Direto: Correlação de vórtex	Deposição seca foi 1,9 e 3,1 vezes superior à deposição úmida de N e P, respectivamente.
Águas continentais, Flórida (EUA) ⁵¹	744	-	Indireto: Quantificação inferencial	Deposição seca foi até 6,1 vezes superior à deposição atmosférica úmida e 22% da carga total de N para águas continentais.
Lago Taihu (China) ⁵²	1020	43	Direto: Deposição sobre anteparo	Deposição seca foi equivalente a 34% e 100% da deposição úmida de N e P, respectivamente. Considerada uma das principais fontes associadas à floração de cianobactérias no ecossistema estudado.

Apesar do benefício econômico indiscutível destes setores de produção, suas atividades estão diretamente associadas à introdução de compostos de nitrogênio e fósforo no ambiente pelos mecanismos discutidos anteriormente, como processos de combustão, intensificação de erosão do solo por remoção de vegetação nativa, adição de fertilizantes às culturas agrícolas e rejeitos de produções agropecuárias. Neste cenário, o caso específico da cana de açúcar se mostra entre os mais preocupantes e não apenas pela abrangência territorial de seu cultivo. Um dos motivos de preocupação é que os produtos finais da indústria sucroalcooleira (açúcar e etanol) são compostos apenas pelos elementos carbono, oxigênio e hidrogênio. Isto significa que todos os outros nutrientes necessários ao crescimento vegetal são eliminados em algum momento do processo produtivo.⁵⁷ Outro ponto preocupante é sua relação com a poluição atmosférica, um tema que sofre influência tanto de condições climáticas da região produtora quanto das práticas agrícolas.

As principais regiões de produção canieira no estado apresentam clima tropical úmido ou temperado úmido, definidos como Aw e Cwa pela classificação climática de Köppen, que apresentam verão quente e chuvoso (de novembro a março) e uma estação seca de inverno (de abril a setembro).⁵⁸ A colheita da cana de açúcar ocorre no período de maio a novembro, portanto coincidente com a estação seca. Embora possa ocorrer de maneira mecanizada, a colheita manual

sempre foi predominante e neste processo é recorrentemente praticada a queima da palha da cana para promovê-lo maior segurança e eficiência. A queima de biomassa causa emissão de gases e partículas de composição variada, que conseqüentemente participam de processos atmosféricos e podem impactar tanto os ecossistemas de distintas maneiras, como uma série de aspectos em saúde pública.⁵⁹⁻⁶⁴

A constatação destes impactos motivou o decreto da lei estadual nº 11.241 em 2002, que dispõe sobre a eliminação gradativa da queima da palha da cana-de-açúcar aplicada com objetivo de facilitação do corte. Nela, fica estabelecido que a queima deverá ser reduzida gradualmente, em termos percentuais em relação à área de cultivo, até ser totalmente eliminada em 2021 em áreas mecanizáveis e em 2031 em áreas não mecanizáveis.⁶⁵ Posteriormente a UNICA, representando a indústria paulista produtora de açúcar e etanol, e o Governo do Estado de São Paulo assinaram em 2007 protocolo no qual é antecipada para 2014 a eliminação da queima em áreas mecanizáveis e em 2017 para outras áreas. Segundo dados publicados pelo governo do estado, entre os anos de 2007 e 2010 houve um aumento da contribuição da colheita mecanizada de cana de açúcar, que passou de 34% para 56% da área colhida o que teria contribuído para redução das queimadas.⁴⁵ Entretanto, dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) mostram que o número total de focos de incêndio no estado de São Paulo, que são majoritariamente influenciados por queima na colheita da cana de açúcar, não obedecem igual tendência. Entre 2002 (ano do decreto estadual) e 2012, o número de focos de incêndio apresentou incremento de aproximadamente 70%, passando de 12407 para 21039 focos identificados.⁶⁵

A queima de biomassa, principalmente associada à colheita de cana de açúcar nos meses mais secos do ano, é ainda uma questão atual e ocorre com grande intensidade no estado de São Paulo. Logo, com intensidade proporcional também ocorrem suas implicações ambientais, das quais se ressalta a interferência na distribuição de nitrogênio e fósforo nesta região.

Estudos desenvolvidos na região agrícola central do estado de São Paulo mostraram associações significativas entre queima de biomassa e emissão de compostos de nitrogênio reativo para a atmosfera. Em 2003, estimava-se que esta fonte era responsável por emissão anual superior a 45 mil toneladas de nitrogênio na forma de NO_x , o que representava, na época, aproximadamente 30% do fertilizante aplicado anualmente à cultura canavieira.⁶⁷ Posteriormente, em 2008, foram analisados também dados de emissão de nitrogênio reativo gasoso como gás NH_3 e na forma de material particulado como NH_4^+ e NO_3^- . Como resultado, observou-se emissão de 57 mil toneladas de nitrogênio reativo total para a atmosfera, o que representava aproximadamente 35% do fertilizante adicionado.⁶⁸

Como descrito anteriormente, uma vez emitidos para a atmosfera, os compostos reativos de nitrogênio participam de várias reações químicas cujo resultado final é redistribuição do nitrogênio para os ecossistemas terrestres e aquáticos por deposição.⁹ Estima-se que, em 2010, o fluxo de deposição atmosférica seca de nitrogênio (NO_3^- e NH_4^+ em aerossol) para corpos de água tenha sido $112 \text{ mg N m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$, o que representa um aumento de 12,2 vezes em relação a um período pré-industrial. Neste mesmo estudo, verificou-se que a deposição atmosférica seca anual de fósforo solúvel (PO_4^{3-}) para os ecossistemas aquáticos nesta região foi em torno de $8 \text{ mg P m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$, o que considerou-se valor 6,2 vezes superior à deposição estimada para o período pré-industrial nesta região.⁶⁹

Posteriormente, em outro estudo abrangendo seis cidades do estado, a deposição atmosférica seca de nitrogênio para corpos de água superficiais foi estimada em aproximadamente $170 \text{ mg N m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$, levando em consideração espécies gasosas (HNO_3 , NO_2 e NH_3) e particuladas (NO_3^- e NH_4^+), sendo que ao longo do período de estiagem, de abril a setembro, a deposição seca foi preponderante no aporte atmosférico deste nutriente.⁶⁹ Tais níveis de deposição concordam com estudos realizados até os anos 2000 na bacia de drenagem do rio Piracicaba, onde a deposição seca foi responsável por até 10% da carga total de nitrogênio para corpos de água superficiais.⁷¹

Por fim, pode-se afirmar que no estado de São Paulo, e possivelmente em diversas outras regiões brasileiras com desenvolvimento socioeconômico semelhante, a deposição atmosférica seca está em consonância com observações de outras partes do mundo e pode representar fonte relevante

de nutrientes para águas continentais. A despeito disso, as reais magnitude e extensão dos efeitos desta fonte sobre os ecossistemas aquáticos são ainda incógnitas, logo, são também temas promissores para a pesquisa brasileira.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como resultado do processo histórico descrito neste capítulo, a interferência antrópica nos ciclos biogeoquímicos de nitrogênio e fósforo exibe um inerente viés de irreversibilidade, pois todos os seus componentes antrópicos de uso e ocupação do solo são mantenedores do modelo vigente de civilização. Neste atual cenário mundial, há contínua magnificação de fontes de nutrientes para águas continentais, acarretando grande potencial estressor desses ecossistemas e a deposição atmosférica seca pode ter papel relevante nestes processos. Há ainda relativa escassez de trabalhos científicos e significativas incertezas sobre o tema, portanto, em um saldo geral destes argumentos, a continuidade de pesquisas a este respeito não é apenas promissora, mas uma necessidade premente para controle de impactos antropogênicos no ambiente.

Além disso, nos exemplos citados neste capítulo, tal relevância da deposição seca decorre claramente de sua intensificação ao redor do mundo, mas não apenas disso. Usualmente há também convergência de outras condições que, em um efeito gangorra, atenuam a influência de outras fontes e contribuem para amplificar a contribuição relativa da atmosfera. Entre estas condições estão aspectos climáticos (como regime pluviométrico), características hidrológicas do ecossistema estudado (como área superficial, profundidade, tempo de residência e ocorrência de estratificação térmica) e mitigação de outras fontes, aspecto no qual reside um importante motivo de preocupação.

O gerenciamento ideal de recursos hídricos deve necessariamente passar por atenuação de todas as fontes de poluição. Fontes pontuais, como efluentes domésticos e industriais, normalmente representam os principais vetores antrópicos de disponibilização de nutrientes para corpos hídricos próximos a regiões metropolitanas e são, em teoria, mais facilmente manejáveis em comparação com fontes difusas, como as cargas atmosféricas. Neste sentido, embora o controle da poluição pontual seja evidentemente benéfico, por outro lado este pode magnificar a importância de fontes difusas, como a atmosfera, pelo efeito gangorra. Com a contínua intensificação da deposição atmosférica (seca e úmida), em futuro próximo este fenômeno poderia colocar fontes difusas como principais agentes estressores destes ecossistemas, o que resultaria em substancial imprevisibilidade da suas consequências devido ao ainda limitado conhecimento científico sobre o tema. Finalmente, todos estes são argumentos alarmantes que enfatizam definitivamente a importância de estudos sobre aportes atmosféricos de nutrientes para ecossistemas lacustres.

REFERÊNCIAS

- 1 TUNDISI, J. G. Recursos hídricos. **Multiciência**, v. 1, p.1-15, out. 2003.
- 2 POMPÊO, M. L. M. Limnologia: o estudo das águas continentais. **Saneas**, v. 40, p. 5-9, mar. 2011.
- 3 ESTEVES, F. de A.; MEIRELLES-PAREIRA, F. Eutrofização artificial. In: ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. Cap. 27, p. 625-656.
- 4 ESTEVES, F. de A.; SUZUKI, M. S. Comunidade fitoplanctônica. In: ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. Cap. 21, p. 375-446.
- 5 HETTELINGH, J. P. et al. Assessing interim objectives for acidification, eutrophication and ground-level ozone of the EU National Emissions Ceilings Directive with 2001 and 2012 Knowledge. **Atmospheric Environment**, v. 75, p. 129-140, Aug. 2013.
- 6 SMIL, V. World history and energy. In: CLEVELAND, C. J. (Ed.). **Encyclopedia of energy**. New York: Elsevier, 2004. v. 6, p. 549-561.

- 7 KOSTEN, S. et al. Lake and watershed characteristics rather than climate influence nutrient limitation in shallow lakes. **Ecological Applications**, v. 19, n. 7, p. 1791-1804, Oct. 2009.
- 8 SMITH, V. H. Eutrophication. In: LIKENS, G. E. (Ed.). **Encyclopedia of inland waters**. New York: Elsevier, 2009. p. 61-73.
- 9 GALLOWAY, J. N. et al. The nitrogen cascade. **BioScience**, v. 53, n. 4, p. 341-356, Apr. 2003.
- 10 SMIL, V. Phosphorus in the environment: natural flows and human interferences. **Annu. Rev. Energy Environ.**, v. 25, p. 53-88, 2000.
- 11 PELLEY, J. Is coastal eutrophication out of control? **Environ. Sci. Technol.**, v. 32, n. 19, p. 462A-466A, Oct. 1998.
- 12 MANAHAN, S. E. **Environmental chemistry**. Boca Raton: Lewis, 1994. p. 402-404.
- 13 MANAHAN, S. E. **Environmental chemistry**. Boca Raton: Lewis, 1994. p. 160-165.
- 14 FINLAYSON-PITTS, B. J.; PITTS, J. N. Jr. **Chemistry of the upper and lower atmosphere: theory, experiments and application**. San Diego: Academic Press, 2000. p. 264-293.
- 15 FINLAYSON-PITTS, B. J.; PITTS, J. N. Jr. **Chemistry of the upper and lower atmosphere: theory, experiments and application**. San Diego: Academic Press, 2000. p. 770-780.
- 16 McMURRY, P. H. A review of atmospheric aerosol measurements. **Atmospheric Environment**, v. 34, n. 12/14, p. 1959-1999, 2000.
- 17 MANAHAN, S. E. **Environmental chemistry**. Boca Raton: Lewis, 1994. p. 338-346.
- 18 MANAHAN, S. E. **Environmental chemistry**. Boca Raton: Lewis, 1994. p. 35.
- 19 MAHOWALD, N. et al. Global distribution of atmospheric phosphorus sources, concentrations and deposition rates, and anthropogenic impacts. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 22, n. 4, p. 1-19, Dec. 2008.
- 20 STANDAGE, T. **Uma história comestível da humanidade**. São Paulo: Zahar, 2010. p. 276.
- 21 SMIL, V. Nitrogen cycle and world food production. **World Agriculture**, v. 2, n. 1, p. 9-13, July 2011.
- 22 GALLOWAY, J. N. et al. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions and potential solutions. **Science**, v. 320, n. 5878, p. 889-892, May 2008.
- 23 ROCKSTRÖM, J. et al. A safe operating space for humanity. **Nature**, v. 461, n. 24, p. 472-475, Sept. 2009.
- 24 ONEMA, O. et al. Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 133, n. 3, p. 280-288, Oct. 2009.
- 25 XIANG, Y. et al. Recent advances on the technologies to increase fertilizer use efficiency. **Agricultural Sciences in China**, v. 7, n. 4, p. 469-470, Apr. 2008.
- 26 FAN, M. et al. Nitrogen input, ¹⁵N balance and mineral N dynamics in a rice-wheat rotation in southwest China. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 79, n. 3, p. 255-265, Nov. 2007.
- 27 ANEJA, V. P. et al. Atmospheric nitrogen compounds II: emissions, transport, transformation, deposition and assessment. **Atmospheric Environment**, v. 35, n. 11, p. 1903-1911, Apr. 2001.
- 28 GALLOWAY, J. N. et al. Nitrogen cycles: past, present and future. **Biogeochemistry**, v. 70, n. 2, p. 153-226, Sept. 2004.
- 29 UNITED STATES ENERGY INFORMATION ADMINISTRATION. **Annual energy review 2011**. Washington, DC, 2012. (Report). Disponível em: <<http://www.eia.gov/totalenergy/data/annual/>>. Acesso em: 10 abr. 2013.
- 30 SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. Dry deposition. In: _____. **Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change**. New York: John Wiley, 1998. Cap. 19, p. 958- 977.

- 31 ERISMAN, J. W. Acid deposition to nature areas in the Netherlands: Part I. Methods and results. **Water, air, and soil pollution**, v. 71, n. 1-2, p. 51-80, Nov. 1993.
- 32 HICKS, B. B. Measuring dry deposition: a re-assessment of the state of the art. **Water, air, and soil pollution**, v. 30, n. 1-2, p. 75-90, Sep. 1986.
- 33 QI, J. et al. Estimation of dry deposition fluxes of particulate species to the water surface in the Qingdao area, using a model and surrogate surfaces. **Atmospheric Environment**, v. 39, n. 11, p. 2081–2088, Apr. 2005.
- 34 TAYLOR, G. E. et al. The flux of sulphur containing gases to vegetation. **Atmospheric Environment**, v. 17, n. 4, p. 789–796, 1983
- 35 GRONTOFT, T. Dry deposition of ozone on building materials. Chamber measurements and modelling of the time-dependent deposition. **Atmospheric Environment**, v. 36, n. 36-37, p. 5661–5670, Dec. 2002.
- 36 WESELY, M. L. et al. An eddy correlation measurement of NO₂ flux to vegetation and comparison with O₃ flux. **Atmospheric Environment**, v. 16, n. 4, p. 815-820, 1982.
- 37 AGNIHOTRI, V. An eddy interaction model for particle deposition. **Journal Aerosol Sciences**, v. 47, p. 39-47, May 2012.
- 38 PRYOR, S. C.; BARTHELMIE, R. J. Particle dry deposition to water surfaces: processes and consequences. **Marine Pollution Bulletin**, v. 41, n. 1-6, p. 220-231, 2000.
- 39 LEIFU, C. et al. Dry deposition velocity of total suspended particles and meteorological influence in four locations in Guangzhou, China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 24, n. 4, p. 632–639, Apr. 2012.
- 40 ZHANG, L. et al. A size-segregated particle dry deposition scheme for an atmospheric aerosol module. **Atmospheric Environment**, v. 35, n. 3, p. 549-560, 2001.
- 41 ZHANG, L.; BROOK, J. R.; VET, R. A revised parameterization for gaseous dry deposition in air-quality models. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 3, n. 6, p. 2067–2082, 2003.
- 42 NHO-KIM, E. Y.; MICHOU, M.; PEUCH, V. H. Parameterization of size-dependent particle dry deposition velocities for global modeling. **Atmospheric Environment**, v. 38, n. 13, p.1933-1942, Apr. 2004.
- 43 PISKUNOV, V. N. Parameterization of aerosol dry deposition velocities onto smooth and rough surfaces. **J. Aerosol Sci.**, v.40, n.8, p. 664-679, Aug. 2009.
- 44 HE, J. et al. Dry and wet atmospheric deposition of nitrogen and phosphorus in Singapore. **Atmospheric Environment**, v. 45, n. 16, p. 2760-2768, May 2011.
- 45 QI, J. H. et al. Atmospheric dry and wet deposition of nitrogen species and its implication for primary productivity in coastal region of the Yellow Sea, China. **Atmospheric Environment**, v. 81, p. 600-608, Dec. 2013.
- 46 POOR, N. D.; CROSS, L. M.; DENNIS, R. L. Lessons learned from the Bay Region Atmospheric Chemistry Experiment (BRACE) and implications for nitrogen management of Tampa Bay. **Atmospheric Environment**, v. 70, p. 75-83, May 2013.
- 47 DOLISLAGER, L. J. et al. A summary of the Lake Tahoe Atmospheric Deposition Study (LTADS). **Atmospheric Environment**, v. 46, p. 618-630, Jan. 2012.
- 48 IM, U. et al. Atmospheric deposition of nitrogen and sulfur over southern Europe with focus on the Mediterranean and the Black Sea. **Atmospheric Environment**, v. 81, p. 660-670, Dec. 2013.
- 49 TROOST, T. A.; BLAAS, M.; LOS, F. J. The role of atmospheric deposition in the eutrophication of the North Sea: a model analysis. **Journal of Marine Systems**, v. 125, p. 101-112, Sep. 2013.
- 50 SANDRONI, V. et al. Dry atmospheric deposition and diazotrophy as sources of new nitrogen to northwestern Mediterranean oligotrophic surface waters. **Deep-Sea Research Part I**, v. 54, n. 11, p. 1859-1870, Nov, 2007.
- 51 BADRUZZAMAN, M. et al. Sources of nutrients impacting surface waters in Florida: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 109, p. 80-92, Oct. 2012.

- 52 ZHAI, S.; YANG, L.; HU, W. Observations of atmospheric nitrogen and phosphorus deposition during the period of algal bloom formation in northern lake Taihu, China. **Environmental Management**, v. 44, n. 3, p. 542-541, Sep. 2009.
- 53 SRINIVAS, B.; SARIN, M. M. Atmospheric deposition of N, P and Fe to the Northern Indian Ocean: Implications to C- and N-fixation. **Science of the Total Environment**, v. 456-457, p. 104-114, Jul. 2013.
- 54 INVESTE SÃO PAULO. **Petróleo e gás natural**. Disponível em: <<http://www.investe.sp.gov.br/setores/petroleo-gas>>. Acesso em: 07 maio 2013.
- 55 INVESTE SÃO PAULO. **Agronegócios**. Disponível em: <<http://www.investe.sp.gov.br/setores/agronegocios>>. Acesso em: 07 maio 2013.
- 56 INVESTE SÃO PAULO. **Cana de açúcar**. Disponível em: <<http://www.investe.sp.gov.br/setores/cana>>. Acesso em: 07 maio 2013.
- 57 GARCIA, G.; SANTOS, O. A. dos; CARDOSO, A. A. Da escassez ao estresse do planeta: um século de mudanças no ciclo do nitrogênio. **Química Nova**, v. 36, n. 9, p. 1468-1476, 2013.
- 58 MIRANDA, M. J. de. et al. **A classificação climática de Koeppen para o estado de São Paulo**. Campinas: Centro de Pesquisas Meteorológicas Aplicadas à Agricultura. Disponível em: <<http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>>. Acesso em: 07 maio 2013.
- 59 RIBEIRO, H. Queimadas de cana-de-açúcar no Brasil: efeitos à saúde respiratória. **Revista de Saúde Pública**, v. 42, n. 2, p. 370-376, abr. 2008.
- 60 ROCHA, G. O. da ; ALLEN, A. G.; CARDOSO, A. A. Influence of agricultural biomass burning on aerosol size distribution and dry deposition in southeastern Brazil. **Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 14, p. 5293-5301, June 2005.
- 61 LARA, L. L. et al. Properties of aerosols from sugar cane burning emissions in Southeastern Brazil. **Atmospheric Environment**, v. 39, n. 26, p. 4627-4637, Aug. 2005.
- 62 GARCIA, G.; ALLEN, A. G.; CARDOSO, A. A. Development of a sensitive passive sampler using indigotrisulfonate for the determination of tropospheric ozone. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 12, n. 6, p. 1325-1329, Mar. 2010.
- 63 ROCHA, G. O. da et al. Sources of atmospheric acidity in an agricultural-industrial region of São Paulo State, Brazil. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 108, n. D7, p. ACH1/1-ACH1/11, Apr. 2003.
- 64 GODOI, A. F. L. et al. Fast chromatographic determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in aerosol samples from sugar cane burning. **Journal of Chromatography A**, v. 1027, n. 1/2, p. 49-53, Feb. 2004.
- 65 SÃO PAULO (Estado). Lei N. 11.241, de 19 de setembro de 2002. Dispõe sobre a eliminação gradativa da queima da palha da cana-de-açúcar e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado**, São Paulo, 20 set. 2002. Disponível em: <http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam2/Repositorio/24/Documentos/Lei%20Estadual_11241_2002.pdf>. Acesso em: 08 maio 2013.
- 66 BRASIL. Ministério da Ciência e Tecnologia e Inovação. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Queimadas: monitoramento de focos**. Apresenta dados de focos de queimadas detectados por satélite no território nacional. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/proarco/bdqueimadas>>. Acesso em: 08 maio 2013.
- 67 OPPENHEIMER, C. et al. NO₂ Emissions from agricultural burning in São Paulo, Brazil. **Environmental Science Technology**, v. 38, n. 17, p. 4557-4561, Sept. 2004.
- 68 MACHADO, C. D.; CARDOSO, A. A.; ALLEN, A. G. Atmospheric emission of reactive nitrogen during biofuel ethanol production. **Environmental Science and Technology**, v. 42, n. 2, p. 381-385, Jan. 2008.
- 69 ALLEN, A. G. et al. Influence of intensive agriculture on dry deposition of aerosol nutrients. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 21, n. 1, p. 87-97, 2010.

- 70 ALLEN, A. G.; MACHADO, C. D.; CARDOSO, A. A.; Measurements and modeling of reactive nitrogen deposition in southeast Brazil. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 5, p. 1190-1197, May 2011.
- 71 FILOSO, S. et al. Land use and nitrogen export in the Piracicaba River basin, Southeast Brazil. **Biogeochemistry**, v. 65, n. 3 p. 275-294, Oct. 2003.

CAPÍTULO 12

ANÁLISE ESPACIAL DE PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS UTILIZANDO SENSORIAMENTO REMOTO E GEOPROCESSAMENTO: DOIS ESTUDOS DE CASO

Marisa Dantas Bitencourt & Luiz Rogério Mantelli

Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Brasil.
E-mail tencourt@ib.usp.br

RESUMO

Este trabalho apresenta uma extensa revisão bibliográfica atualizada que se impõem ao uso correto de sensoriamento remoto em estudos limnológicos. Suas vantagens e desvantagens são apontadas, bem como maneiras de compensar possíveis imprecisões. Os estudos de caso são bastante modernos e de fácil repetição. Para facilitar a identificação de cenários sazonais da composição da água, fez-se: a) um ensaio radiométrico para simular do comportamento espectral da concentração de pigmentos, utilizando espectroradiômetro de laboratório; e b) uma análise da variação espectral do estado trófico de reservatórios artificiais, no tempo e no espaço. O primeiro busca informações básicas através da espectroradiometria de amostras de água com diferentes concentrações de pigmentos, ambos em laboratório. O segundo estudo de caso explora o uso de imagens obtidas por satélites para estimar o estado trófico de corpos d'água artificiais, bem como estimar pulso ecológico através desta mesma variável. As áreas de estudo são as represas da Guarapiranga e as do Complexo Billings – SP.

1 INTRODUÇÃO

A análise espacial de parâmetros limnológicos depende do seu tipo e do tempo que o mesmo leva para sofrer uma mudança significativa. Depende também das condições do meio físico ao seu redor, do uso e ocupação das terras, e da precipitação dentro da bacia de captação do corpo d'água em questão. Em lago artificial (ou reservatório), especialmente naqueles onde grandes mudanças são detectadas, é preciso levar em conta o tempo de residência da água imposto pela barragem, sem deixar de lado os demais aspectos já mencionados. A vantagem de se utilizar imagens obtidas por sensoriamento remoto é a possibilidade de analisar espacialmente uma área extensa numa mesma tomada de dados. Contudo, alguns detalhes precisam ser esclarecidos sobre como utilizar os produtos de sensoriamento remoto, assim como suas vantagens e limitações.

Segundo Jensen (2009) a água pura seletivamente absorve/espalha a radiação incidente na coluna d'água. A água pura não contém matéria orgânica e nem inorgânica. Encontra-se na literatura os valores dos coeficientes de absorção, espalhamento e atenuação das moléculas de água na faixa espectral de 250 a 800 nm. O sol penetra na coluna d'água até a distância fótica ou zona eufótica. A radiação emergente do corpo d'água ou radiação volumétrica é o objetivo maior dos estudos de sensoriamento remoto aquático. Contudo, para se chegar a esta radiância volumétrica cuidadosas correções radiométricas precisam ser feitas, para atenuar: os efeitos atmosféricos indesejáveis, os efeitos das reflexões da superfície e os efeitos da reflectância do fundo do corpo d'água. Entretanto, a maioria dos corpos d'água no Brasil é artificial e a água contém uma variedade de constituintes orgânicos (como clorofila *a* do fitoplâncton), e inorgânicos (como minerais em suspensão) o que dificulta o uso de sensoriamento remoto em geral. Ao tentar conduzir estudos de qualidade da água usando sensoriamento remoto devemos focar na radiância emergente do corpo d'água.

Também segundo Jensen (2009), a extensão dos corpos d'água pode ser extraída com bastante precisão, através de imagens dos infravermelhos próximo e médio (de 740 a 2500 nm) uma vez que a água absorve fortemente nestas faixas. A identificação e quantificação por sensoriamento remoto se dão em vista de os particulados em suspensão na água espalharem e/ou absorverem radiação incidente de forma peculiar. Imagens nas faixas do visível são úteis para estimar a porcentagem de reflectância devida àqueles componentes em suspensão que são opticamente detectáveis. A radiância volumétrica (L_v) resulta das propriedades da água pura, dos materiais orgânicos dissolvidos (DOM) e da concentração de clorofila (Chl) e dos sedimentos minerais em suspensão (SM). Quando a Chl e o SM estão presentes ao mesmo tempo, observa-se um deslocamento no pico de reflectância de 547 nm para 596 nm. As partículas minerais variam de argila fina (3 a 4 μm de diâmetro) para silte (5 a 40 μm) e areia fina (41 a 130 μm) e grosseira (131 a 250 μm). No que tange a clorofila *a*, observa-se forte absorção da luz azul (400 e 500 nm), absorção da luz vermelha (630 a 675 nm), reflectância máxima em torno do verde (550 nm) e outro pico proeminente em torno de 690 a 700 nm. Em resumo, quanto mais clorofila menos energia é refletida no azul e no vermelho, com aumento de pico no verde. Quando SM e Chl estão presentes a resposta espectral vai variar com a proporção apresentada por cada componente. Em águas costeiras e interiores é difícil separar SM e o DOM por sensoriamento remoto. As fontes de DOM têm duas origens: autóctone e alóctone. Autóctones quando originários do próprio corpo d'água (decomposição do fitoplâncton e macrófitas aquáticas). Alóctones quando originários de fora do corpo d'água, ou seja, da sua bacia de captação. Os SM também podem ter estas duas origens, sendo necessário considerar a bacia, assim como seu uso-e-ocupação.

Um aspecto que precisa ser considerado, que já foi apontado por Bitencourt-Pereira (1992), é o fato de a degradação da Clorofila produzir uma Feofitina cujo comportamento espectral é quase o mesmo da clorofila. Nos corpos d'água onde há Clorofila, há também Feofitina, tanto autóctone como alóctone. Segundo Maestrin et al., (2009), a Clorofila *a* só difere da Feofitina *a* pela presença do Magnésio (Mg) no primeiro. A Figura 1 mostra a molécula de Clorofila *a*, bem como sua

conversão em Feofitina *a* por acidificação. Também derivada de Maestrin et al., (2009) é a Figura 2 que mostra a absorvância das duas substâncias.



Figura 1: Esquema da Clorofila *a* (a) e sua respectiva Feofitina (b). (Fonte: Maestrin et al., 2009).

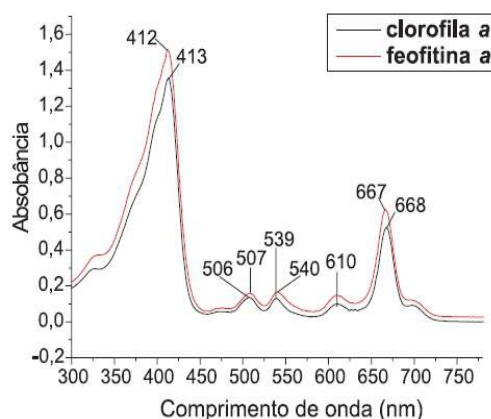


Figura 2: Curvas de absorvância da Clorofila ‘a’ e sua respectiva feofitina (Fonte: Maestrin et al., 2009).

A conclusão que se pode tirar é que do ponto de vista do sensoriamento remoto, não se pode distinguir facilmente o que é clorofila e o que é feofitina, dificultando assim estimativas de produção primária, principalmente nos trópicos e nas águas continentais, onde a degradação pode atingir níveis muito altos (BITENCOURT-PEREIRA, 1992). Ferreira et al., (2009) estudaram a distribuição espacial de pigmentos na planície de inundação do Alto Rio Paraná, a partir de imagens multiespectrais, estimando somente os pigmentos totais.

Segundo Novo (2011) a literatura trás diversas revisões sobre o uso de sensoriamento remoto no monitoramento da eutrofização da água desde a década de 1970. Contudo, os sensores disponíveis em cada época nem sempre foram adequados à complexidade das águas interiores. Mesmo assim, houve grande esforço em pesquisa básica sobre a interação da radiação eletromagnética com os parâmetros da água que são opticamente ativos. Vários autores testaram algoritmos empíricos e semi-empíricos para estimar a concentração de clorofila *a* em águas continentais com base em medidas radiométricas obtidas *in situ* ou em simulações de laboratório, assim como com o uso de imagens de sensores orbitais e aerotransportados. Esses vários autores sugerem que a região espectral compreendida entre o vermelho e o infravermelho próximo é particularmente útil para a estimativa da concentração de clorofila em ambientes eutróficos onde a concentração de matéria orgânica dissolvida (*colored dissolved organic matter* - CDOM) é abundante. Esta autora aponta 3 linhas de aplicação do sensoriamento remoto em estudos de monitoramento dos processos de hidrosfera: oceanografia, limnologia e hidrografia. De interesse para limnologia destaca o desenvolvimento de modelos empíricos por regressão linear que estima a distribuição espacial dos sólidos em suspensão totais (TSS) em duas profundidades. Destaca a

junção com sucesso imagens do óptico e de radar, bem como a fusão de ambas, com o objetivo de discriminar diferentes gêneros de macrófitas aquáticas.

Novo et al., (2013) testaram com sucesso o uso de uma equação estimadora de IET obtida a partir dos valores de Clorofila (Chl) estimados através da razão das faixas TM4/TM3 (TM4 = infravermelho próximo e TM3 = vermelho) simuladas por curvas radiométricas obtidas em campo. A equação final ficou sendo:

$$\text{Log}_{10} \text{ Chl} = 2,1171 + 1,68 \text{ Log}_{10} (\text{TM4\_sim}/\text{TM3\_sim})$$

Com esta equação constatou-se que em 75% de superfície do corpo d'água teríamos as classes super e hipereutrófico em datas com medida de campo coincidentes. Concluíram, pois, que este IET pode se constituir numa ferramenta útil para avaliação semi-quantitativa da qualidade das águas, desde que sejam tomados os cuidados de praxe para a escolha das imagens correspondentes àquelas simuladas.

É importante destacar que a faixa do infravermelho próximo do satélite LANDSAT-5 é TM4, que foi usado no trabalho acima, compreende 760 a 900nm. No LANDSAT-8 a mesma faixa é chamada de banda 5 e compreende 845 a 885nm, portanto, mais estreita. Desse modo, faz-se necessário calibrar novamente a razão infravermelho próximo/vermelho, uma vez que se corre o risco de parte do *Red Edge* (entre 700 e 745nm) estar incluída na banda do TM4 e não na banda 5 do LANDSAT-8. O satélite **WorldView-2** tem, entre outras, duas faixas de Infravermelho Próximo (*Near-IR1*: 770 - 895 nm e *Near-IR2*: 860 - 1040 nm), uma no *Yellow* (585 - 625 nm), e uma faixa no *Red Edge* (705 - 745 nm). As duas faixas do infravermelho foram criadas uma vez que se observou uma diferença de comportamento dos corpos d'água no início e no final da faixa toda. A faixa do *Yellow* surgiu em resposta a uma demanda limnológica relacionada às substâncias húmicas, muito comum nos trópicos. A faixa do *Red Edge* ainda não mostrou nenhuma demanda específica para limnológica, mas já há trabalhos publicados relacionados à concentração de Nitrogênio nas plantas. Resta testar se há relação com o Nitrogênio da água.

Segundo Kirk (2011) a radiação emergente de um corpo d'água pode auxiliar na identificação e quantificação de alguns pigmentos e de alguns particulados em suspensão na zona eufótica. Os particulados em suspensão orgânicos (plâncton) podem ser relacionados ao estado trófico dos corpos d'água. Os particulados em suspensão também podem ser relacionados ao estado trófico cujo parâmetro mais medido é a turbidez da água. A radiação emergente do corpo d'água nas faixas do visível pode dar uma boa ideia do seu estado trófico, ou seja, o sensoriamento remoto pode dar uma boa ideia da composição da água. Apresenta também uma revisão de trabalhos realizados que podem ser úteis a limnologia. Os parâmetros mais estudados no mundo todo são os sólidos em suspensão, o aumento e o decréscimo do fitoplâncton, a fluorescência do fitoplâncton, o CDOM, o coeficiente da atenuação vertical, o disco de Secchi e a distribuição e quantificação de macrófitas.

Pereira Filho et al. (2009 e 2013) têm relacionado os parâmetros limnológicos com suas assinaturas espectrais obtidas no campo com o espectro radiômetro **Fieldspec**. Os parâmetros analisados são: Transparência, TSS, Turbidez e clorofila *a* dos reservatórios das UHEs Ernestina, Passo Real e Dona Francisca todas do rio Jacuí - RS.

A identificação de macrófitas aquáticas emersas e submersas também pode ser feita a partir da radiação emergente da superfície do corpo d'água, analisada como se fosse uma cobertura vegetal qualquer (BITENCOURT-PEREIRA, 1992; PALOMBO; BITENCOURT-PEREIRA, 1992; APARICIO, 2007). Nesse parâmetro em particular a radiação emergente do corpo d'água, tanto no visível como no infravermelho próximo, pode conduzir a análise e até a estimativa de fitomassa. Estudos do comportamento espectral de várias macrófitas, emersas e submersas, feitos por Aparicio (2007) podem ser úteis na interpretação de imagens multiespectrais nas faixas do óptico (visível e infravermelho próximo), aumentando assim a precisão da sua estimativa.

Contudo, para utilizar sensoriamento remoto de forma correta é preciso se certificar que o parâmetro em questão pode ser detectado do ponto de vista das resoluções espacial, espectral, radiométrica e temporal do sistema sensor escolhido. Existem diversos sistemas sensores

disponíveis no mercado com diferentes resoluções espacial, espectral, radiométrica e temporal, cada um com uma utilidade específica.

A **resolução espacial** se refere ao tamanho da área do alvo que corresponde a um pixel na imagem podendo variar de 0,5 x 0,5 m a 1 x 1 km. Quanto maior o pixel menor é a precisão da determinação do alvo por sensoriamento remoto. Pixels muito pequenos introduzem um conjunto extra de ruído e aumenta o esforço de análise.

A **resolução espectral** se refere às faixas do espectro eletromagnético que o sistema sensor pode apresentar. Os sistemas sensores podem ser específicos para uma só faixa (termal e micro-ondas) ou pode ter vários sensores de várias faixas espectrais, funcionando concomitantemente (no visível e nos infravermelhos próximo e médio). O que os detectores detectam é resultado da interação da radiação eletromagnética de cada faixa com cada parâmetro de campo. Nesse contexto, é preciso saber de antemão de que maneira cada parâmetro limnológico interage com cada faixa espectral. Assim, é preciso escolher o sistema sensor que apresente a melhor interação espectral com o parâmetro que desejamos estudar sem esquecer a resolução espacial do mesmo.

A **resolução radiométrica** é igualmente importante porque é a forma de armazenamento da energia detectada no formato digital. Assim, temos resoluções radiométricas que variam de 6 a 12 bits, sendo 6 bits igual a $2^6 = 64$ níveis de energia e 12 bits igual a $2^{12} = 4096$ níveis de energia. Quando as variações espectrais são bem altas (desmatamento), 6 bits podem ser suficientes mas se as variações forem baixas (concentração de clorofila na água) quanto maior a resolução radiométricas mais precisão se tem. Quando a imagem é de 6 bits os números digitais que compõem cada imagem vão variar de 0 a 63 números digitais, ou seja, 64 níveis de energia. Quando a imagem é de 12 bits os números digitais vão variar de 0 a 4095, ou seja, 4096 níveis de energia.

A **resolução temporal** se refere ao tempo entre uma passagem e outra do sistema sensor por sobre o alvo. Pode variar de 4 a 26 dias ou pode ser programável. Se a variação do seu parâmetro for de horas, os sistemas sensores a bordo de aeronaves ou satélites não servirão exigindo uma coleta no campo das assinaturas espectrais utilizando espectroradiômetros e depois construir cenários considerando a sazonalidade. Assim, a escolha do sistema sensor deve ser muito cuidadosa.

Outra questão de grande importância para a limnologia é o efeito do meio físico e o uso e ocupação na bacia de captação que envolve o lago ou reservatório.

Holdren et al., (2001) organizaram o livro intitulado “*Managing Lakes and Reservoirs*” com nove capítulos que tratam de aspectos de suma importância para lagos e reservatórios em geral. Este livro é a terceira edição de um manual originalmente intitulado “*The Lake and Reservoir Restoration Guidance Manual*”. Segundo os autores, vários parâmetros importantes no manejo de lagos e reservatórios podem ser inferidos por sensoriamento remoto (multi e hiperespectral), facilitando a tomada de decisões.

Soranno et al., (2009 e 2010), identificaram a necessidade de se desenvolver modelos de classificação múltipla, cada um com objetivos específicos. O sistema de classificação proposto leva em conta os fundamentos que este grupo de pesquisadores está chamando de **Limnologia de Paisagem** (*Landscape Limnology*), que considera a complexidade espacial dos ecossistemas de água doce através da paisagem, incluindo processos hierárquicos que operam em escala multiespacial. Na escala multiespacial se destacam parâmetros como o do **meio físico** e o do **uso e ocupação** das bacias de captação, por eles chamadas de eco-regiões.

A análise do **meio físico** pode ser grandemente auxiliada por modelos de elevação do terreno (*DEM – Digital Elevation Model*) obtidos a partir de imagens SAR (*Synthetic Aperture Radar*). A interferometria de cada duas destas imagens resulta em um modelo de altitude que pode ser analisado em ambiente de SIG (Sistemas de Informação Geográfica), gerando limites das bacias e mapas temáticos de altitude e de declividade, por exemplo. Também podem viabilizar a estimativa de escoamento superficial (*runoff*) útil na avaliação dos impactos no corpo d’água, como já mencionado por Jensen (2009). Estes dados podem ser úteis na avaliação da fragilidade ambiental da bacia alimentando modelos de tomada de decisão de vários tipos.

A análise do **uso e ocupação da bacia** pode ser feita através de imagens multiespectrais obtidas por satélite, utilizando métodos estatísticos de classificação temática, seguido de validação de campo (NOVO, 2010). Essas classes podem ganhar peso por tipo de uso e, juntamente com as classes de fragilidade ambiental, gerar a análise do risco potencial sobre o corpo d'água, causado pelo meio físico e pelo seu uso e ocupação.

Todos os autores citados aqui concordam que a inferência de parâmetros através de imagens multiespectrais, requer uma série de cuidados preliminares. Como a fonte de radiação é o Sol, temos que levar em consideração os efeitos atmosféricos que a radiação sofre na sua trajetória antes de chegar ao sistema sensor orbital. Assim, dois procedimentos são absolutamente necessários: correção atmosférica e conversão do número digital em grandeza física (reflectância). No caso de análises sazonais feitas com estas imagens estes procedimentos são absolutamente indispensáveis.

Para estudar o meio físico precisamos definir o que é bacia hidrográfica: A bacia hidrográfica é a área definida topograficamente, drenada por um curso d'água ou um sistema conectado de cursos d'água, de modo que toda a vazão efluente seja descarregada através de uma saída simples. Constitui-se no sistema físico ou área coletora da água da precipitação, que a faz convergir para uma única seção de saída, denominada exutória, foz ou desembocadura (VILLELA; MATTOS, 1975).

Para desenhar a bacia hidrográfica podemos contar hoje com as imagens de altitude, geradas pelas imagens SAR obtidas pela Missão NASA/SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*). Estas imagens foram posteriormente ortorretificadas por especialistas do INPE e da EMBRAPA, e disponibilizadas gratuitamente (<http://www.dpi.inpe.br/topodata/>). As imagens disponíveis neste site têm pixel de cerca de 30 m, e são os modelos de elevação do terreno também conhecidas como DEM. Analisadas em ambiente de SIG, estas imagens podem gerar mapas hipsométricos (classes de altitude) e clinográficos (classes de declividade) úteis para estudos do meio físico como a análise da fragilidade ambiental. Também com estas imagens DEM podem-se quantificar pontos de acumulação de água de chuva, assim como determinar o limite da bacia de captação envolvendo o rio ou o lago de interesse. Estas imagens DEM podem ser geradas a partir de imagens dos sistemas passivos (visível e infravermelho próximo), mas têm um custo alto.

O fundamento do sensoriamento remoto é que cada material ou alvo apresenta um comportamento espectral distinto o que permite sua identificação numa imagem multiespectral. Para tanto, é fundamental conhecer o comportamento espectral do material ou alvo de interesse e isso é obtido com espectroradiometria de campo e/ou laboratório.

Para melhor identificar as infestações por macrófitas em lagos artificiais urbanos, Aparicio (2007) estudou o comportamento espectral das espécies mais comuns da região Metropolitana de São Paulo. Esta informação serve de guia como faixas espectrais simuladas úteis em interpretações futuras utilizando imagens de satélite multiespectrais do óptico (visível e infravermelho próximo). Mais detalhes sobre este trabalho pode ser encontrado em outro capítulo deste livro.

2 ESTUDOS DE CASO

Para auxiliar a identificação de cenários sazonais da composição da água, dois Estudos de Caso serão aqui detalhados: 2.1 Ensaio radiométrico para simulação do comportamento espectral da concentração de pigmentos, utilizando espectroradiômetro de laboratório; e 2.2 Variação espectral do estado trófico de reservatórios artificiais no tempo e no espaço. Ambos os estudos, segundo Mantelli (2012).

2.1 ENSAIO RADIOMÉTRICO PARA SIMULAÇÃO DO COMPORTAMENTO ESPECTRAL DA CONCENTRAÇÃO DE PIGMENTOS, UTILIZANDO ESPECTRORADIÔMETRO DE LABORATÓRIO

O objetivo deste trabalho foi gerar subsídios para a estimativa de biomassa fitoplanctônica com base em dados espectrais, obtidos em laboratório e compará-lo com modelos baseados em

radiometria de campo e dados obtidos por sensoriamento remoto óptico orbital, em especial pelo sensor *Landsat 5 Thematic Mapper* (TM), *SPOT 1, 2 e 3* (HRV) e *Envisat Medium Resolution Imaging Spectrometer* (MERIS).

A realização da simulação espectral em campo já foi amplamente discutida por Milton (1987), em diversos aspectos. Contudo, muitas das recomendações feitas por esse autor não se aplicam aos estudos realizados em laboratório. Dessa maneira, ainda não existem metodologias padronizadas e, previamente à realização do ensaio radiométrico, uma série de medições foram efetuadas, a fim de determinar a melhor configuração dos equipamentos a serem utilizados, dentre elas:

- ✓ Recipiente para as amostras – Acrílico ou vidro, de diferentes medidas;
- ✓ Tipo de substrato – Superfície lambertiana ou corpo negro;
- ✓ Potência das lâmpadas e tipo de luminária – 500W, 1000W;
- ✓ Configuração geométrica de fibra e fonte de iluminação;
- ✓ Placa de referência – Teflon ou placa de referência Kodak;

A configuração definitiva, depois de diversos testes, foi a seguinte:

- ✓ Tina de vidro com 200 mm de diâmetro por 300 mm de altura;
- ✓ Substrato – corpo negro;
- ✓ Luminária profissional de estúdio;
- ✓ Lâmpada halógena de 1000 Watts, 60° de elevação e distanciamento de 1 metro da amostra;
- ✓ Fibra óptica
- ✓ Placa de referência Kodak.

Seguindo as recomendações de Milton (1987), também foi utilizado o Fator de Reflectância Bidirecional, que será tratado neste trabalho apenas como reflectância.

As assinaturas espectrais foram tomadas utilizando-se o espectroradiômetro *Ocean Optics®*, modelo USB4000, posicionada a uma altura de 43 cm das amostras uma vez que, nessa configuração, a abertura de 24,3° da fibra óptica fornece uma área de visada de aproximadamente 283,5 cm², correspondente ao diâmetro da tina de vidro utilizada no experimento. A Figura 3, a seguir, ilustra detalhadamente a montagem do experimento no laboratório de radiometria.

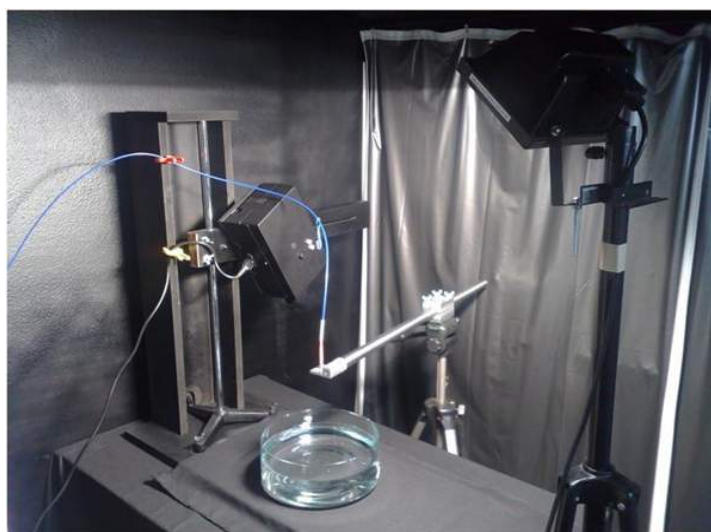


Figura 3: Montagem dos equipamentos no Laboratório de Radiometria do LEPaC – IB/USP (<http://ecologia.ib.usp.br/lepac/>).

Em seguida, os valores de reflectância obtidos em laboratório foram ajustados de acordo com as bandas dos sensores MERIS, TM e HRV. Esse procedimento permite a criação de diferentes modelos, adaptados para cada plataforma. Os intervalos das bandas utilizadas para os sensores acima referidos foram apresentados na Tabela 1.

A amostra utilizada possuía alta concentração de fitoplâncton, verificada inicialmente pela coloração verde acentuada do material coletado. Essa foi uma característica fundamental para o método utilizado já que, a cada assinatura espectral adquirida, um volume conhecido de amostra (entre 100 mL e 500 mL) era retirado, completava-se o recipiente com água destilada até a marca de 5 L e uma nova aquisição era efetuada.

Dessa maneira, ao final do ensaio foram obtidas 21 assinaturas espectrais relacionadas à diferentes concentrações de fitoplâncton. Os dados numéricos foram salvos para processamento posterior e o valor de biomassa estimado para cada alíquota extraída da amostra.

Essa estimativa foi feita com base na medida de Clorofila *a*, determinada por espectrofotometria, segundo método descrito por Jeffrey e Humphrey (1975). Além da medida de Clorofila *a* (Cl-A), para aproveitar o experimento, também se considerou útil o cálculo da Clorofila *b* (Cl-B) e *c* (Cl-C), Feofitina (Feo-A) e Catoenóides (Carot), estudados em outros trabalhos.

O primeiro passo das análises estatísticas foi verificar a normalidade dos dados de Cl-A. Esse procedimento foi feito através do teste de Shapiro-Wilk (N amostral menor que 30), com 95% de significância. Em seguida, os valores de reflectância obtidos em laboratório foram ajustados de acordo com as bandas dos sensores MERIS, TM e HRV. Esse procedimento permite a criação de diferentes modelos, adaptados para cada plataforma. Os intervalos das bandas utilizadas para os sensores acima referidos foram apresentados na Tabela 1.

A modelagem foi realizada de forma individual para cada sensor estudado. Foram testados ajustes lineares e quadráticos, univariados e multivariados. Cabe mencionar que os valores de reflectância foram utilizados como variáveis independentes e o valor de Cl-A é a variável dependente nos modelos produzidos.

Tabela 1: Descrição dos sensores considerados na simulação

Sensor	Banda	Intervalo Espectral (nm)	Resolução Espacial	Resolução Radiométrica
TM	TM1	450 – 520	30m	8 bits
TM	TM2	520 – 600		
TM	TM3	630 – 690		
TM	TM4	760 – 900		
MERIS	Band 1	407,5 – 417,5	300m	8 bits
MERIS	Band 2	437,5 – 447,5		
MERIS	Band 3	485 – 495		
MERIS	Band 4	505 – 515		
MERIS	Band 5	550 – 565		
MERIS	Band 6	615 – 625		
MERIS	Band 7	660 – 670		
MERIS	Band 8	677,5 – 685		
MERIS	Band 9	700 – 710		
MERIS	Band 10	750 – 757,5		
MERIS	Band 11	758,75 – 776,25		
MERIS	Band 12	767,5 – 782,5		
MERIS	Band 13	855 – 875		
MERIS	Band 14	885 – 895		
MERIS	Band 15	895 – 905		
HRV	XS1	500 – 590	20m	8 bits
HRV	XS2	610 – 680		
HRV	XS3	780 – 890		

TM – Landsat 5 Thematic Mapper; MERIS – Envisat (Medium Resolution Imaging Spectrometer); HRV – SPOT 1, 2 e 3 High Resolution Visible; Fontes: NASA (2012); ESA Earthnet Online (2012b); ESA Earthnet Online (2012a).

Os ensaios radiométricos realizados em laboratório resultaram em 21 diluições. A resposta espectral entre 400 nm e 900 nm de cada uma das diluições pode ser observada na Figura 4. As curvas de menor reflectância representam as primeiras medições realizadas, ou seja, com alta concentração de pigmentos. As curvas mais elevadas no gráfico representam concentrações

menores de pigmentos após cada uma das diluições efetuadas. Nesta figura também pode ser observado o ruído relacionado ao radiômetro utilizado neste estudo. As faixas espectrais extremas apresentam valores distorcidos, que não correspondem a uma resposta espectral fidedigna e, desta maneira, a construção de modelos baseados nas bandas B2, TM4 e XS3 pode estar enviesada.

A Tabela 2 apresenta as concentrações dos pigmentos amostradas e a Tabela 3 apresenta os valores de reflectância de cada amostra nas faixas espectrais das bandas dos sensores em estudo. Notar que, tanto valores de concentração de pigmentos como valores de reflectância variaram de acordo com cada diluição efetuada.

Estes resultados servem de base na escolha do sistema sensor mais apropriado para cada situação, auxiliando assim futuras tomadas de decisão. Quanto mais estudos de base forem feitos maior será a certeza do tomador de decisão, com relação a concentração de pigmentos, inferidos por satélite.

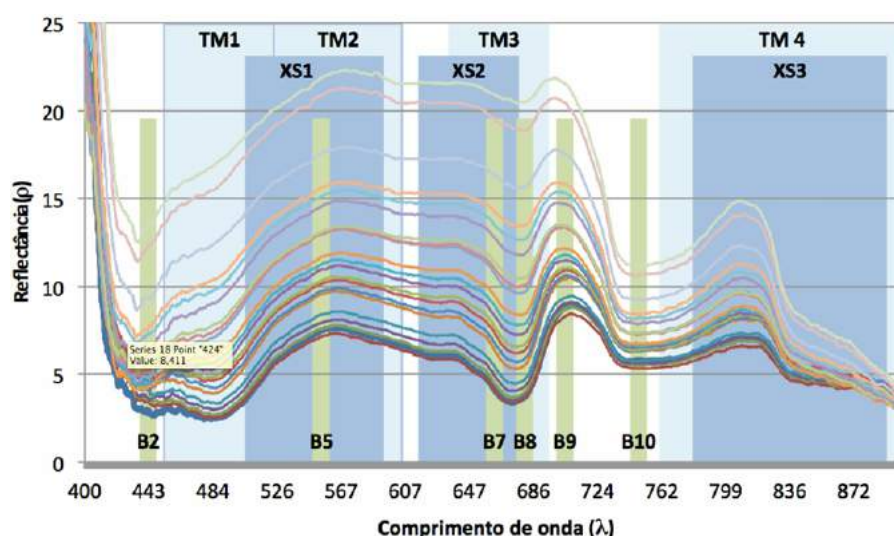


Figura 4: Espectros de reflectância obtidos em laboratório referente a 21 diluições de amostra de água saturada por fitoplâncton. Notar intervalo espectral dos sensores TM1, TM2, TM3 e TM4 da plataforma Landsat 5, sensores XS1, XS2 e XS3 das plataforma SPOT e sensores B2, B5, B7, B8, B9 e B10 da plataforma MERIS.

Tabela 2: Quantificação de pigmentos para as 21 diluições efetuadas em ensaio radiométrico com base em amostra de água saturada por fitoplâncton

Amostra	Concentração de Pigmentos (µg/L)				
	Cl-A	Cl-B	Cl-C	Feo-A	Carot
X1	116,08	105,25	11,89	267,00	53,20
X2	121,53	108,32	13,68	225,62	53,60
X3	115,20	101,59	13,58	167,14	50,00
X4	120,18	110,70	15,54	182,90	52,40
X5	107,71	95,94	8,74	157,80	43,20
X6	93,35	81,99	11,62	175,15	40,00
X7	80,56	70,91	8,20	150,05	36,00
X8	95,56	82,74	12,98	70,89	41,80
X9	77,91	68,32	7,69	72,76	34,40
X10	66,10	58,36	10,58	90,96	29,87
X11	62,23	54,57	8,56	85,62	27,20
X12	48,36	42,72	5,00	70,13	21,07
X13	45,40	41,19	8,10	66,66	20,93
X14	47,82	40,84	6,68	47,93	21,40
X15	41,64	36,29	3,94	34,24	18,70
X16	41,05	36,42	5,25	26,50	18,90
X17	33,03	29,60	4,55	28,17	15,20
X18	30,55	26,50	2,65	30,17	13,84
X19	25,22	21,65	2,45	14,31	11,04
X20	11,88	11,20	2,72	12,55	4,32
X21	15,09	13,83	3,98	15,81	7,52

Cl-A, B e C: Clorofilas *a*, *b* e *c*; Feo-A: Feofitina *a*; e Carot: Carotenóides.

Tabela 3: Distribuição dos valores de reflectância de cada diluição de acordo com o intervalo espectral dos sensores TM, MERIS e HRV

Amostra	Reflectâncias											
	TM1	TM2	TM3	TM4	XS2	XS3	B2	B5	B7	B8	B9	B10
X1	3,14	6,98	4,73	5,35	5,14	5,41	2,83	2,60	4,08	7,60	6,12	3,80
X2	3,24	6,70	4,62	5,10	5,01	5,16	3,37	2,61	4,07	7,28	5,93	3,77
X3	3,47	7,14	5,04	5,29	5,44	5,37	3,55	2,83	4,38	7,71	6,38	4,15
X4	3,78	7,51	5,42	5,43	5,83	5,51	3,69	3,13	4,76	8,06	6,79	4,54
X5	4,15	7,96	5,90	5,61	6,32	5,70	4,01	3,48	5,19	8,51	7,27	5,03
X6	4,84	9,09	6,85	6,12	7,32	6,21	4,36	4,12	6,10	9,68	8,37	5,94
X7	5,14	9,28	7,21	6,20	7,66	6,30	4,66	4,41	6,38	9,84	8,64	6,36
X8	5,54	9,74	7,74	6,23	8,19	6,33	4,86	4,87	6,86	10,30	9,17	6,90
X9	5,64	9,93	8,08	6,08	8,51	6,17	4,47	5,09	7,10	10,48	9,43	7,27
X10	6,04	10,54	8,71	6,06	9,14	6,15	4,37	5,57	7,68	11,10	10,06	7,91
X11	6,35	10,88	9,21	6,09	9,62	6,18	4,46	5,97	8,08	11,43	10,50	8,45
X12	6,68	11,29	9,74	6,10	10,14	6,18	4,32	6,37	8,50	11,82	10,95	9,04
X13	7,70	12,62	11,04	6,57	11,45	6,67	4,92	7,44	9,70	13,17	12,31	10,33
X14	7,98	12,63	11,27	6,51	11,63	6,61	5,31	7,74	9,88	13,16	12,37	10,63
X15	8,28	12,80	11,64	6,56	11,97	6,67	5,50	8,10	10,13	13,30	12,66	11,08
X16	9,50	14,23	13,00	7,03	13,34	7,14	6,40	9,36	11,50	14,76	14,03	12,42
X17	10,26	14,83	13,76	7,32	14,07	7,43	7,27	10,09	12,16	15,35	14,70	13,22
X18	10,77	15,29	14,45	7,60	14,72	7,72	7,71	10,66	12,60	15,82	15,28	13,97
X19	12,78	17,25	16,51	8,25	16,75	8,38	9,39	12,77	14,65	17,77	17,23	16,09
X20	15,90	20,56	19,74	9,41	19,99	9,56	12,25	15,89	17,87	21,13	20,46	19,35
X21	17,10	21,55	21,08	9,90	21,25	10,05	13,46	17,23	18,96	22,09	21,60	20,78

2.1.1 CONCLUSÃO E COMENTÁRIOS GERAIS

As concentrações dos pigmentos encontradas em laboratório estão correlacionadas com as assinaturas espectrais nas faixas dos três sistemas sensores examinados neste Estudo de Caso. Estes resultados pode também auxiliar na simulação da assinatura espectral que será registrada por sensores multiespectrais e hiperespectrais. Para aumentar a precisão, um número maior de experimentos de laboratório precisará ser realizado de modo a incluir mais variáveis de campo capazes de alterar a assinatura espectral (turbidez, particulados minerais em suspensão, substâncias húmicas, somente para citar algumas).

Lembrar que os satélites registram a reflectância dos pigmentos totais, ou seja, Clorofila *a* + Feofitina *a*. Em outras palavras, não dá para separar as duas assinaturas porque espectralmente elas são iguais, o que impede de se utilizar estes dados para prever diretamente a produtividade primária. Nos trópicos isso é ainda mais marcante uma vez que a quantidade de feofitina alóctone pode ser muito maior que a feofitina autóctone.

Outro aspecto importante é a resolução espectral onde, quanto mais estreita for a faixa, mais precisa será a estimativa. Faixas largas apresentam altos desvios padrão na média da reflectância registrada para cada *pixel*. Quanto ao sistema sensor MERIS (contém faixas bem estreitas), hoje ele está desligado, mas, já está programado o lançamento de seu similar pertencente à família SENTINEL, também da Envisat.

2.2 VARIAÇÃO ESPECTRAL DO ESTADO TRÓFICO DE RESERVATÓRIOS ARTIFICIAIS NO TEMPO E NO ESPAÇO

Foram utilizadas neste trabalho uma série de 10 imagens LANDSAT 5, sensor *Thematic Mapper* (TM), faixas do azul, verde, vermelho e infravermelho próximo, disponíveis entre 2003 e 2010. O critério para seleção de imagens foi o de atmosfera livre de nuvens e interferências perceptíveis visualmente, através do catálogo de imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) Além disso, para garantir a padronização dos valores de níveis de cinza, foi assegurado que todas as bandas foram pré-processados de acordo com a mesma versão do aplicativo utilizado pelo Departamento de Geração de Imagens do INPE (DGI-INPE). As datas selecionadas

são: 20/07/2003; 21/08/2003; 08/09/2004; 14/09/2006; 16/08/2007; 17/07/2008; 18/08/2008; 18/04/2010; 04/05/2010; e 24/08/2010.

A utilização de parâmetros físicos provenientes de imagens de satélite depende de uma série de correções e transformações, como por exemplo, a conversão dos níveis digitais para valores de reflectância aparente e a correção desta para reflectância de superfície. Essa é uma exigência, sobretudo quando se utiliza dados LANDSAT TM, em virtude da idade avançada desta plataforma e, conseqüentemente, degradação da qualidade de captação de sinal pelos sensores.

A primeira correção efetuada foi a geométrica, através do georreferenciamento dos dados na plataforma ArcGIS 9.3, utilizando-se, no mínimo, 25 pontos de controle e garantindo um Root Mean Square (RMS) de 0,5. A correção radiométrica foi realizada de acordo com o modelo *Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum* (6S), desenvolvido por Vermonte et al. (1997). Adicionalmente, os dados já georreferenciados também foram processados de acordo com o modelo *Dark-Object Subtraction* (DOS), desenvolvido por (CHAVEZ, 1988). Para os dois modelos foram utilizados os valores de radiância mínima e máxima de cada banda, além da irradiância solar exoatmosférica ($ESUN\lambda$) calibrados para imagens TM, obtidas a partir de 1992 (CHANDER et al., 2009). A correção através do modelo DOS foi automatizada com o uso da linguagem *IDRISI Macro Language* (IML), disponível no IDRISI Selva, versão 17.

Para verificar os resultados do processo de correção atmosférica nas imagens foram selecionados pontos de amostragem aleatórios, a fim de compará-las com imagens brutas, sem correção radiométrica. Para isso foi utilizado o Teste F e t.

Resultados estatísticos para Teste F e Teste t aplicados para amostras de reflectância em imagens sem (A) e com (B) correção atmosférica. $\alpha=0,05$ (Tabela 4).

Tabela 4: Resultados estatísticos para Teste F e Teste t aplicados para amostras de reflectância em imagens sem (A) e com (B) correção atmosférica. $\alpha=0,05$

	Azul (TM1)	Verde (TM2)	Vermelho (TM3)	Infravermelho próximo (TM4)
Teste F	p-value < 0,05	p-value < 0,05	p-value < 0,05	p-value < 0,05
Teste t	p-value < 0,05	p-value < 0,05	p-value < 0,05	p-value = 0,77

2.2.1 APLICAÇÃO DOS MODELOS PARA ESTIMATIVA DE CLOROFILA *a*

Os dados de reflectância de superfície provenientes das imagens corrigidas foram transformados em concentrações de Clorofila *a* ou Cl-A, com base nas equações para o sensor TM (equação de Bilge et al., 2003), gerando uma imagem Cl-A que consiste na seguinte equação:

$$Cl-A = 44,2 - 1,17 \times TM1 - 0,88 \times TM2 + 1,49 \times TM3 + 4,08 \times TM4$$

A Figura 5 corresponde ao processamento de uma imagem de 24/08/2010, utilizando a equação acima, com a qual foi possível estimar valores de Cl-A até 70µg/L (Tabela 5), compatíveis com o relatório de qualidade de água da região na mesma data (CETESB, 2011 e 2012).

Através da imagem, é possível notar regiões onde a concentração de Cl-A, é mais acentuada próximo às margens dos braços Taquacetuba e Corpo Central. O Braço do Rio Grande, como esperado, apresentou uma menor concentração pigmento na data analisada. Essa é um dado importante uma vez que ilustra a sensibilidade do modelo escolhido.

Ainda, com relação à Bacia da Represa Guarapiranga, nota-se que a variação do pigmento em análise é menos heterogênea na data analisada. As regiões menos afetadas são as porções Norte e Leste do reservatório. As áreas mais afetadas são as regiões Sudoeste e Sul (Parelheiros).

2.2.2 IMAGEM IETM COM BASE NA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA *a*

Em seguida, a imagem Cl-A é usada para gerar a imagem IETM (LAMPARELLI, 2004) clorofila, através da seguinte equação:

$$\text{IETM (CI-A)} = 10 \times \{6 - [0,92 - 0,34 \times (\ln \text{CI-A} / \ln 2)]\}$$

Para delimitar os níveis de eutrofização a autora propôs a seguinte classificação para reservatórios (Tabela 6).

A qualidade da imagem IETM depende exclusivamente da qualidade da imagem CI-A. Como comentado anteriormente, através do modelo escolhido foi possível gerar um produto bastante fidedigno com a variação conhecida para o pigmento estudado neste trabalho.

Nota-se na Figura 6 que os menores índices foram encontrados no Braço do Rio Pequeno, Braço do Rio Grande e a Represa Guarapiranga como um todo.

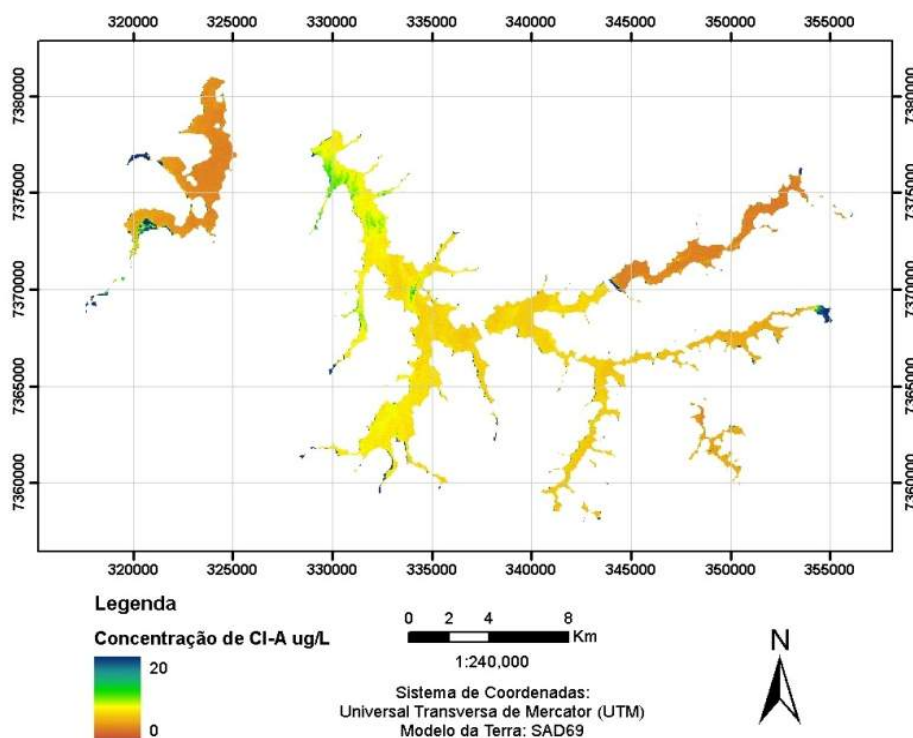


Figura 5: Concentração de clorofila *a* em imagem LANDSAT de 24/08/2010.

Tabela 5: Estatística descritiva das concentrações de CI-A obtidos em laboratório

Estatística	
Máximo	121,53 µg/L
Mínimo	11,88 µg/L
Média	66,50 µg/L
Desvio Padrão	36,39 µg/L
Variância	1324,10

Tabela 6: Classificação para o IETM de Lamparelli (2004)

Estado Trófico	Faixa de Valores
Ultraoligotrófico	$\text{IET} \leq 47$
Oligotrófico	$47 \leq 52$
Mesotrófico	$52 \leq 59$
Eutrófico	$59 \leq 63$
Supereutrófico	$63 \leq 67$
Hipereutrófico	$\text{IETM} > 67$

2.2.3 AVALIAÇÃO DO PULSO ECOLÓGICO RELACIONADO AO IETM

Para investigar a dinâmica espaço-temporal do IETM, foi utilizada “Análise por Componentes Principais”, ou *Principal Component Analysis* (PCA), disponível na plataforma *IDRISI Selva*, versão 17, através do módulo *Earth Trends Modeler* (EASTMAN, 1999). Os resultados deste processamento são novas imagens que acumulam a variância do dado de interesse (IETM, no caso) em toda a série temporal. O princípio da PCA é girar cada imagem em busca do eixo de maior dispersão e acumular nas imagens resultantes toda a variância dos dados de origem (série temporal de Cl-A, no caso). A Primeira Componente Principal é aquela que acumulará sempre a maior parte da variância, enquanto as demais componentes explicarão as variâncias restantes, sucessivamente.

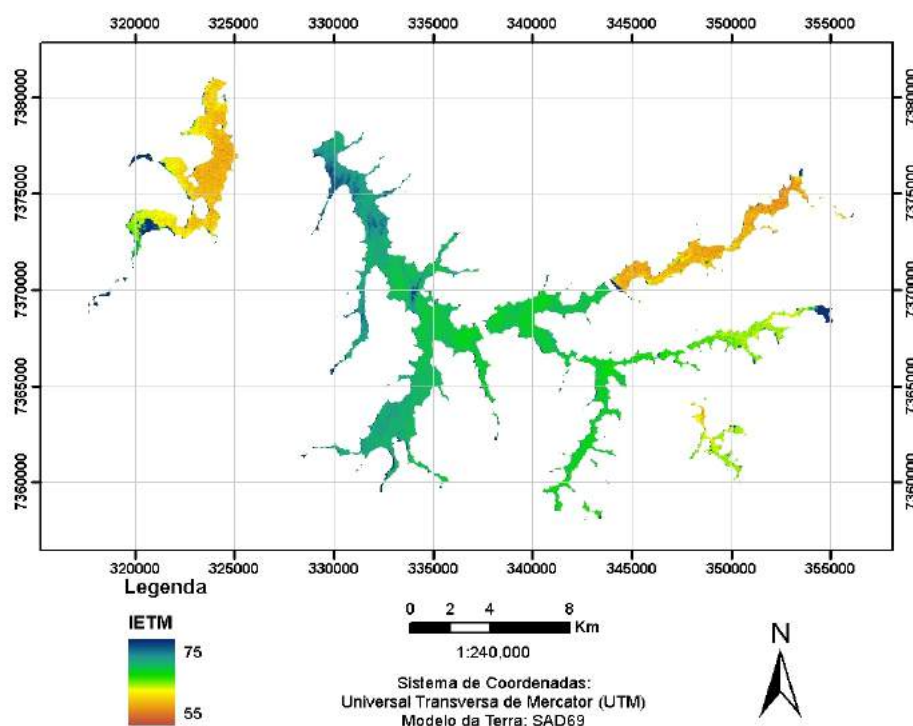


Figura 6: Variação espacial do IETM nos reservatórios das represas Billings e Guarapiranga.

A Figura 7 ilustra a variação da imagem ITEM classificada em 6 diferentes categorias. Notar que, mesmo após a classificação é possível identificar variações nos reservatórios estudados. Ainda, essas variações também são condizentes com os dados apresentados para a região no ano de 2010 (CETESB, 2011).

O pulso ecológico inerente à distribuição espacial da biomassa fitoplancônica é entendido como regiões onde há uma grande variação na concentração da Cl-A. Essa variação pode ser identificada e avaliada em diferentes escalas temporais, dependendo da disponibilidade de imagens para estudo.

No presente trabalho não foi possível identificar uma tendência sazonal, já que os dados estão distribuídos em uma série de 10 imagens entre os anos de 2003 e 2010. Assim, a Figura 8 ilustra a Primeira Componente Principal oriunda da análise de Fourier e representa a maior variação espectral em toda a série de imagens Cl-A processadas.

A Figura 9 mostra a análise de correlação linear que também representa a variação dos dados espectrais. Neste caso, um valor maior de correlação é um indício de não mudança entre as 10 imagens Cl-A, num período de 8 anos. Notar que as regiões descritas anteriormente e conhecidas historicamente como de melhor qualidade são aquelas que apresentam maiores correlações.

Estas figuras sintetizam o modo como o corpo d'água varia no tempo e no espaço, oferecendo informações cruciais em futuras tomadas de decisão. Quanto mais análises espaço-temporal forem feitas para cada reservatório, maior será a confiança do tomador de decisão.

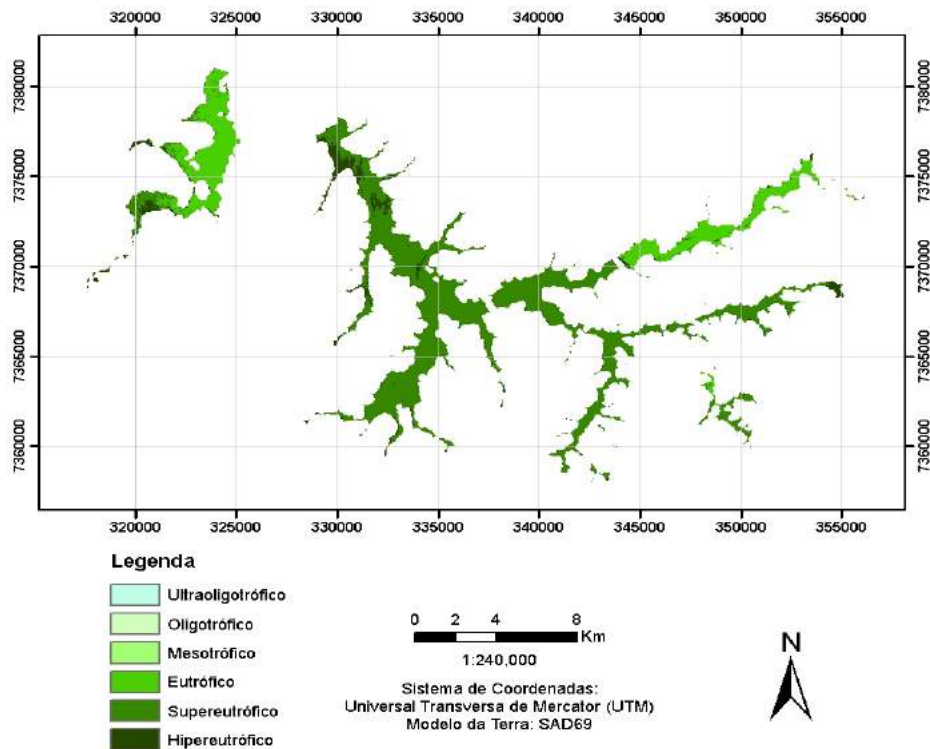


Figura 7: Imagem Índice de Estado Trófico, em 24/08/2010, classificada conforme Lamparelli (2004).

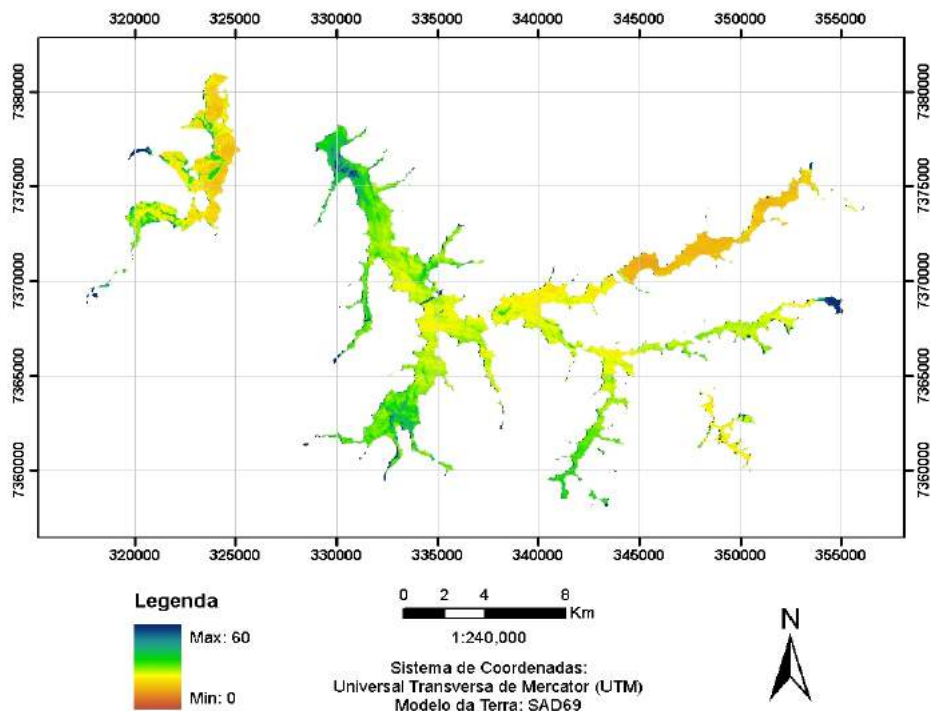


Figura 8: Primeira Componente Principal resultante da análise de Fourier.

2.2.4 CONCLUSÕES E COMENTÁRIOS GERAIS

Ficou patente a eficiência dos métodos de análise espaço-temporal e a existência de estudos suficientes para prever níveis de estado trófico e pulso ecológico utilizando imagens obtidas por sensores remotos a bordo de satélites.

Os produtos resultantes na forma de mapas podem colaborar em todas as tomadas de decisão que envolve parâmetros espaço-temporal. Resta, contudo, uma análise crítica de cada produto

proveniente de satélite disponível no mercado, uma consciência relacionada às possíveis imprecisões, bem como uma consciência daqueles erros passíveis de serem compensados.

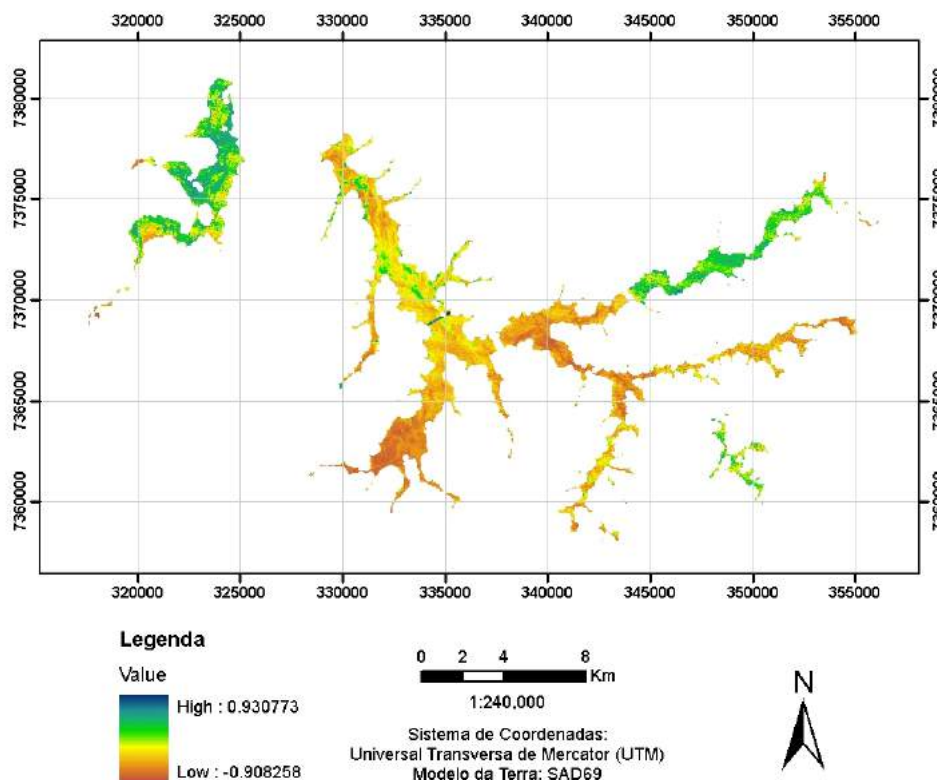


Figura 9: Coeficiente de correlação linear oriundo da análise de Fourier da série temporal utilizada para obter a correlação linear da concentração de clorofila.

REFERÊNCIAS

- APARICIO, C. **Análise da resposta espectral de espécies de macrófitas**. 2007. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo. 2007. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-01022008-113333/pt-br.php>>.
- BILGE, F.; YAZICI, B.; DOGEROGLU, T.; AYDAY, C. Statistical evaluation of remotely sensed data for water quality monitoring. **International Journal of Remote Sensing**, v. 24, n. 24, p. 5317-5326, 2003.
- BITENCOURT-PEREIRA, M. D. **Parâmetros limnológicos passíveis de serem monitorados através de sensores remotos orbitais**. 1992. 111 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1992.
- CHANDER, G.; MARKHAM, B. L.; HELDER, D. L. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. **Remote Sensing of Environment**, v. 113, n. 5, p. 893-903, 2009.
- CHAVEZ, P. S. An Improved Dark-Object Subtraction Technique for Atmospheric Scattering Correction of Multispectral Data. **Remote Sensing of Environment**, v. 24, n. 3, p. 459-479, 1988.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo**: 2010. São Paulo: CETESB, 2011. p. 298.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo**: 2011. São Paulo: CETESB, São Paulo, 2012. p. 356.
- EASTMAN, J. R. **IDRISI for Windows User's Guide Version 2.0**: Tutorial Exercises. Worcester: Graduate School of Geography, Clark University, 1999. 192 p.

- FERREIRA, M. S. F.; GALO, M. L. B. T.; ROTTA, L. H. S.; ARAÚJO, R. R.; IMAI, N. N., SAMIZAVA, T. M. Um estudo da distribuição espacial de pigmentos totais na planície de inundação do Alto Rio Paraná a partir de imagens multiespectrais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal. **Anais...** Natal: INPE, 2009. p. 5211-5218.
- HOLDREN, C.; JONES, W.; TAGGART, J. (Org.) **Managing Lakes and Reservoirs**. N. Am. Lake Manage. Soc. and Terrene Inst., in Coop. with Off. Water Assess. Watershed Prot. Div. U.S. Environ. Prot. Agency, Madison, WI. 2001. 382 p.
- JEFFREY, S. W.; HUMPHREY, G. F. New Spectrophotometric Equations for Determining Chlorophylls a, B, C1 and C2 in Higher-Plants, Algae and Natural Phytoplankton. **Biochemie Und Physiologie Der Pflanzen**, v. 167, n. 2, p. 191-194, 1975.
- JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do Ambiente: Uma perspective de recursos terrestres**. São José dos Campos: Editora Parêntese, 2009. 598 p.
- KIRK, J. T. O. **Light and Photosynthesis in aquatic Ecosystems**. 4. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2011.
- LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, São Paulo, 2004.
- MAESTRIN, A. P. J.; NERI, C. R.; OLIVEIRA, K. T.; SERRA, O. A.; IAMAMOTO, Y. Extração e purificação de Clorofila 'a', da alga *Spirulina maxima*: um experimento para os cursos de química. **Quim. Nova**, v. 32, n. 6, p. 1670-1672, 2009.
- MANTELLI, L. R. **Modelagem espectro espaço temporal visando diminuir a incerteza dos monitoramentos de coleções hídricas impactadas: Complexo Billings - Guarapiranga**. 2012. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012. Disponível em:< <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-21012013-093552/>>.
- MILTON, E. J. Principles of Field Spectroscopy. **International Journal of Remote Sensing**, v. 8, n. 12, p. 1807-1827, 1987.
- NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 4ª.ed. São Paulo: Blucher, 2010. 387 p.
- NOVO, E. M. L. M.; LONDE, L. R.; BARBOSA, C. C. F.; ARAUJO, C. A. S. Aplicação de um índice de estado trófico (IETR TM4/TM3) para monitorar a degradação da água do reservatório da UHE Itatinga. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16., 2013, Foz do Iguaçu. **Anais**, Foz de Iguaçu: INPE, 2013. p. 6556 - 6563.
- PEREIRA FILHO, W.; CORAZZA, R.; WALCHHOLZ, F.; TRENTIN, A. B.; KRAMMER, G.; BARBOSA, C. C. F. Influência de reservatórios em cascata nos dados de reflectância e de limnologia - Reservatórios de Passo Real e Dona Francisca, Rio Jacuí – RS. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal. **Anais**, Natal: INPE, 2009. p. 4813-4819.
- PEREIRA FILHO, W., SANTOS, F.C., CASSOL, A.P.V., DOMINGUES, A.L., PRADO, D.A. Influência de componentes oticamente ativos relacionados a reservatórios em cascata – Rio Jacuí – RS. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16., 2013, Foz do Iguaçu. **Anais**, Foz de Iguaçu: INPE, 2013. p. 9036 – 9042.
- SORANNO, P. A.; WEBSTER, K. E.; CHERUVELIL, K. S.; BREMIGAN, M. T. The lake landscape-context framework: linking aquatic connections, terrestrial features and human effects at multiple spatial scales. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** vol. 30, Part 5, p. 695–700, 2009.
- SORANNO, P. A.; CHERUVELIL, K. S.; WEBSTER, K. E.; BREMIGAN, M. T.; WAGNER, T.; STOW, C. A. Using Landscape Limnology to Classify Freshwater Ecosystems for Multi-ecosystem Management and Conservation. **BioScience** Vol. 60 No. 6, p. 440-454, 2010.
- VALERIANO, M.D. **Modelo digital de elevação com dados SRTM disponíveis para a América do Sul**. São José dos Campos: INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2004. 72 p. (INPE-10550-RPQ/756).

VERMOTE, E. F.; TANRE, D.; DEUZE, J. L.; HERMAN, M.; MORCRETTE, J. J. Second simulation of the satellite signal in the solar spectrum, 6S: an overview. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 35, n. 3, p. 675-686, 1997.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia Aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill, 1975.

CAPÍTULO 13

RESPOSTA ESPECTRAL DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

Cristina Aparicio¹ & Marisa Dantas Bitencourt²

1 - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais, Campus Inconfidentes, Brasil. 2- Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Brasil.
E-mail: ¹cristina.aparicio@ifsuldeminas.edu.br e ²tencourt@usp.br

RESUMO

A discriminação de espécies de macrófitas através de Sensoriamento Remoto vem de encontro a necessidades econômicas e sanitárias geradas pelo aumento dos conglomerados urbanos e seus danos aos ambientes aquáticos continentais. A escassez de pesquisa básica relacionada à obtenção de respostas espectrais específicas tem dificultado a discriminação das espécies de macrófitas, em imagens multiespectrais. Tendo o conhecimento da necessidade de pesquisa nesse sentido, neste capítulo serão exploradas algumas possibilidades de análise da resposta espectral de espécies de macrófitas, sendo elas o uso de satélites para a localização de macrófitas emersas e submersas, a comparação de espécies em relação à sua resposta espectral em diferentes faixas de comprimento de onda e as características anatômicas que se relacionam com a resposta espectral na faixa espectral do Infravermelho Próximo.

1 INTRODUÇÃO

Macrófitas ou hidrófitas são vegetais que vivem em sistemas aquáticos continentais, com folhas imersas, flutuantes ou emersas. As macrófitas, por viverem em sistemas aquáticos susceptíveis à interferência humana e se utilizarem de nutrientes dispersos na água para aumentar sua biomassa, podem se reproduzir a ponto de interferirem de forma positiva ou negativa em alguns sistemas aquáticos. Um exemplo de interferência positiva é o uso de macrófitas para o tratamento de esgoto, pois elas retiram os nutrientes que estão em excesso (KADLEC; WALLACE, 2009; VYMAZAL, 2008; BRIK; SCHIERUP, 1987). A interferência negativa se dá quando a reprodução intensa de macrófitas ocorre, por exemplo, em reservatórios construídos para fins hidroelétricos, nos quais um dos problemas comuns é a eutrofização. Quando os nutrientes atingem altas concentrações, as macrófitas, sejam emersas ou submersas, infestam o corpo d'água e podem alterar a qualidade da água, dificultar a navegação, e causar prejuízos ao funcionamento adequado dos geradores. Além disso, o aumento na densidade de macrófitas pode ocasionar sérios problemas de saúde pública, pois algumas espécies dessas plantas podem servir de habitat para insetos que são, com frequência, vetores de enfermidades de transmissão indireta, como é o caso da malária, dengue e febre amarela.

Os sistemas aquáticos continentais são ecologicamente complexos, especialmente em regiões tropicais com alta biodiversidade, e diversos estudos têm sido realizados nesses ambientes, dirigidos ao monitoramento de parâmetros tanto bióticos como abióticos (HENRY, 1999; ESTEVES, 1998). Entretanto, estes estudos demandam muito tempo e têm custo elevado, especialmente no Brasil, um país onde esses sistemas podem abarcar grande extensão territorial (CARVALHO et al., 2003; MARTINS et al., 2003). A utilização de Sensoriamento Remoto (SR) em estudos de sistemas aquáticos tem sido ampliada desde o final do século passado e demanda, com seu uso, novos estudos relacionados à acurácia dos dados obtidos e ao desenvolvimento de novas técnicas de análise.

Ao longo das últimas décadas, muitos pesquisadores têm dirigido seus esforços para aperfeiçoar metodologias que possam gerar resultados baseados no uso de SR para estudar sistemas aquáticos continentais, despendendo menos tempo e recursos financeiros (THOMAZ; BINI, 2003; JAKUBAUSKAS et al., 2000; RITCHIE; COOPER, 2001; WELCH; REMILLARD, 1988). Em ambientes computacionais para análises espaciais, como são os Sistemas de Informação Geográfica (SIG), os dados obtidos através do uso de SR podem ser utilizados, juntamente com outros dados quali e quantitativos, para inferir diversas informações sobre alvos na superfície terrestre, muitas vezes com a utilização de ferramentas geoestatísticas que podem ainda gerar novas informações.

Desde as primeiras décadas do século passado muito se tem feito no sentido de aprofundar os conhecimentos sobre a composição química e as estruturas internas de objetos remotamente sensoriados, no intuito de entender a interação destes com a Radiação Eletromagnética (REM). Uma especial atenção tem sido dada à vegetação por conta de sua importância para a vida na Terra e, assim, nas últimas décadas tem havido muitas pesquisas envolvendo as respostas espectrais da vegetação. As recentes pesquisas nessa área de estudos têm buscado diferenciar as espécies vegetais apenas através de sua resposta espectral, de modo a permitir seu reconhecimento em imagens produzidas por sensores orbitais (satélites) com maior precisão.

Com tudo isso em vista o SR tem, portanto, sido cada vez mais utilizado nos dias de hoje, em função principalmente de possibilitar análises em áreas extensas, que possibilitam o estudo de corpos d'água de tamanhos variados, e tem trazido bons indicadores ao monitoramento e ao controle ecológico desses corpos d'água. A importância de utilizá-lo no monitoramento de macrófitas reside principalmente em auxiliar no monitoramento temporal dos bancos de macrófitas e na necessidade de diminuir os custos para o monitoramento e controle dos mesmos em áreas de grande extensão territorial (CARVALHO et al., 2003; MARTINS et al., 2003).

Para a análise dos resultados obtidos com SR têm sido utilizadas diferentes técnicas de análise de imagens, incluindo o uso de índices e métodos de classificação obtidos tanto de fotografias aéreas como de imageadores aéreo e orbital, multi ou hiperespectrais. Os avanços tecnológicos das

últimas décadas melhoraram as resoluções espaciais, espectrais e temporais de sensores remotos, possibilitando diversos estudos de mapeamento e monitoramento de espécies de macrófitas (ABDON; MEYER, 1989; BITENCOURT-PEREIRA, 1992; PALOMBO; BITENCOURT-PEREIRA, 1992; REMILLARD; WELCH, 1992; LEHMAN et al., 1994, 1997; LEHMAN; LACHAVANNE, 1997; MALTHUS; GEORGE, 1997; MALTHUS et al., 1997; ALBEROTANZA et al., 1999; EVERITT et al., 1999; DEKKER, 2001; JAKUBAUSKAS; PETERSON, 2002; WALDRON et al., 2001; GRACIANI; NOVO, 2003; LIMA et al., 2003; MATHEW et al., 2003; VASCONCELOS; NOVO, 2003).

As análises com Sensoriamento Remoto Orbital para macrófitas são similares às utilizados para a vegetação terrestre, respeitando-se as restrições devidas às características peculiares de cada espécie e as alterações que podem ocorrer na Reflectância, derivadas principalmente da mistura da resposta espectral proveniente da espécie com a resposta espectral do corpo de água sob os indivíduos, das substâncias presentes nesse corpo d'água, do fundo do corpo d'água, entre outros fatores.

Para se estudar as macrófitas, leva-se em conta o fato de que as respostas espectrais da vegetação seguem um padrão similar nas diferentes faixas do espectro eletromagnético. No Brasil, alguns estudos utilizando SR para o estudo de macrófitas foram iniciados nos anos 90 (BITENCOURT-PEREIRA, 1992; PALOMBO; BITENCOURT-PEREIRA, 1992), com o intuito de melhorar as análises das infestações em reservatórios de usinas hidrelétricas. Entretanto, esses estudos restringiam-se ao mapeamento e monitoramento das infestações (GRACIANI; NOVO, 2003; LIMA et al., 2003; VASCONCELOS; NOVO, 2003; ABDON; MEYER, 1989) e não ao estudo direto da resposta espectral de espécies. São encorajadores os resultados recentes obtidos sobre a resposta espectral de espécies de macrófitas e, neste capítulo, são apresentadas algumas dessas novas abordagens para o estudo de macrófitas utilizando SR.

2 MACRÓFITAS E SENSORIAMENTO REMOTO ORBITAL

As macrófitas, como toda vegetação, possuem uma resposta espectral com variações esperadas ao longo do espectro de radiação eletromagnética. As características espectrais dos vegetais em geral, incluindo as macrófitas, refletem a absorção da REM pelos pigmentos na região do visível (400 a 700 nm), a reflectância da REM na região do Infravermelho Próximo (IVP - 700 - 1200 nm) em função da estrutura anatômica, e a absorção da REM pela água na região do Infravermelho Médio (1200 - 2500 nm). A resposta espectral dos vegetais é, portanto, singular, e depende tanto da qualificação e quantificação dos pigmentos presentes quanto do conhecimento da estrutura anatômica e do conteúdo de água presente nas folhas (LILLESAND; KIEFER, 2000), o que pode variar conforme a espécie, a idade de folhas e indivíduos, o habitat, o tipo de substrato, o estado fitossanitário, as características fisiológicas, entre outros. A presença dessas particularidades indica que é possível distinguir as espécies através da intensidade e das variações de sua resposta espectral ao longo do Espectro Eletromagnético (EEM).

No caso de vegetais como as macrófitas, para facilitar a compreensão da resposta espectral é conveniente dividi-las conforme sua posição no corpo d'água: 1) Macrófitas com Folhas Emersas ou ao nível da água, que incluem todas as espécies enraizadas ou não que apresentam folhas imersas e 2) Macrófitas com Folhas Submersas, que incluem todas as espécies cujas folhas permanecem imersas na água. Quando analisados por Sensoriamento Remoto, esses grupos de macrófitas apresentam interferências diferentes em função do habitat. Em ambos os casos são fatores importantes para a análise da resposta espectral obtida em ambiente natural: a resposta espectral da água e as substâncias opticamente ativas presentes, a influência do fundo do corpo d'água (especialmente no caso de locais mais rasos), a densidade, disposição, condições fisiológicas e a idade dos indivíduos e folhas, e as condições ecológicas que incluem número de indivíduos na população, dominância, entre outros. A característica diferencial das espécies submersas é que elas estão envolvidas pelo corpo d'água e, portanto, sua resposta espectral dependerá ainda da profundidade em que se encontram (MALTHUS et al., 1997). Cálculos matemáticos envolvendo

índices e derivadas têm sido comumente utilizados para filtrar interferências e localizar variáveis importantes para a melhor descrição das respostas espectrais dos alvos (LILLESAND; KIEFFER, 2000; MALTHUS; DEKKER, 1995; GOODIN, 1993).

Um dos primeiros estudos realizados no Brasil para o reconhecimento de espécies de macrófitas por Sensoriamento Remoto foi o de Palombo; Bitencourt-Pereira (1992). Eles identificaram bancos de *Pistia stratiotes* L. e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms no reservatório Rio das Pedras, no Complexo Billings, utilizando imagens da série *Thematic Mapper LANDSAT*. Ficou evidente a distinção de ambas as espécies na faixa do IVP desse satélite, com resolução espacial de 30 metros. Nesse caso as duas macrófitas eram emersas. Restava a dúvida de se uma macrófita submersa seria reconhecida pelo sistema. Assim, baseando-se apenas nas características singulares da vegetação, em 2007 foi realizado um estudo, também no Complexo Billings, onde foi possível distinguir entre uma macrófita emersa e uma submersa e, ainda, diferenciar entre amostras de água com diferentes características (APARICIO, 2007).

Na Figura 1, a seguir, pode-se observar os braços do Rio Grande e Riacho Grande no Complexo Billings, onde foram localizadas duas espécies de macrófitas: *Pistia stratiotes* (Rio Grande) – uma espécie emersa, e *Mayaca fluviatilis* Aubl. (Riacho Grande) – uma espécie submersa, que se encontrava próxima à superfície (a cerca de 2 a 10 cm de profundidade), em um lago marginal do Rio das Pedras. As imagens utilizadas foram do satélite *IKONOS-2*, com resolução espacial de 4 metros e faixas espectrais no Visível (Azul, Verde e Vermelho) e no Infravermelho Próximo (IVP), todas essas tendo sido utilizadas durante as análises.

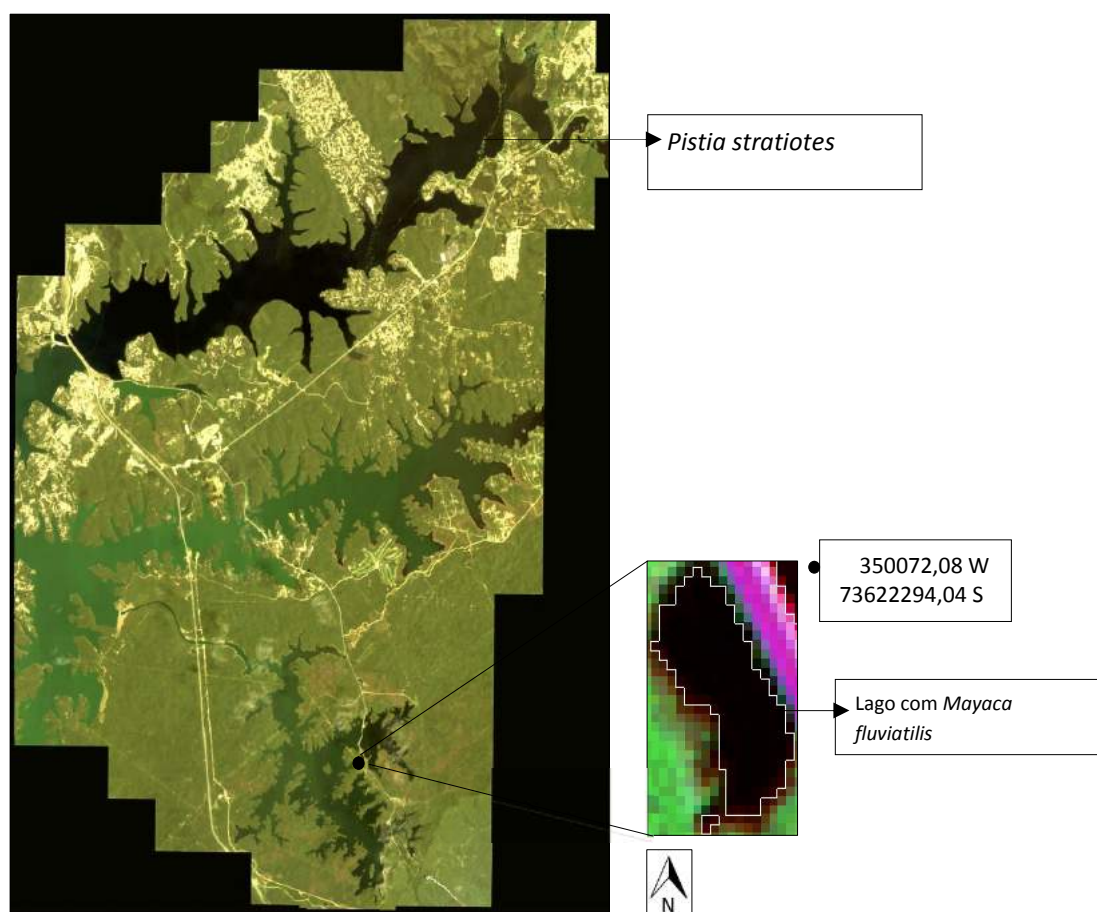


Figura 1: Composição colorida de imagem do satélite IKONOS-2 com a localização de *Pistia stratiotes* (Rio Grande) e *Mayaca fluviatilis* (Riacho Grande) no Complexo Billings – Grande São Paulo.

Levando-se em conta que uma das espécies é submersa e apresentava interferência do corpo d'água, para verificar se a distinção da macrófita foi efetiva, foi testada a diferenciação espectral de

amostras de água de diferentes locais, comumente distintos em relação à concentração de substâncias opticamente ativas. A qualidade da água nesses locais consta da Tabela 1.

Os dados espectrais foram processados e, para testar a diferenciação entre as diferentes respostas, foi feita uma análise estatística do tipo multivariada. Na Figura 2 podem ser observados os resultados de uma Análise de Correspondência (dados não padronizados), efetuada com o intuito de testar o agrupamento das variáveis (macrófita emersa, macrófita submersa, água do Riacho Grande -alta concentração de MST e água do Rio Grande - baixa concentração de MST) conforme sua resposta espectral. A distribuição das amostras foi também comparada à influência das faixas espectrais (Azul, Verde, Vermelho e IVP) do satélite IKONOS-2 de modo a indicar qual ou quais das faixas tiveram maior interferência nessa distribuição.

Tabela 1: Concentrações de material em suspensão (MST - total, MSO - orgânico ou MSI - inorgânico), clorofila-a (Chl-a) e feofitina (Feof) nos braços dos reservatórios Billings (novembro/2004) em diferentes profundidades nos braços do Rio Grande e do Riacho Grande – Complexo Billings/SP

Braços	Prof. (m)	MST (mg/l)	MSO (%)	MSI (%)	Chl-a (ug/l)	Feof (ug/l)
Rio Grande	0	4.6	86.96	13.04	20.32	7.75
	2	5	84	16	12.08	15.99
	4	4.4	90.91	9.09	20.32	6.96
Riacho Grande	0	12.2	93.44	6.56	38.45	7.42
	2	13	90.77	9.23	36.25	13.97
	4	12.4	91.94	8.06	40.64	6.81

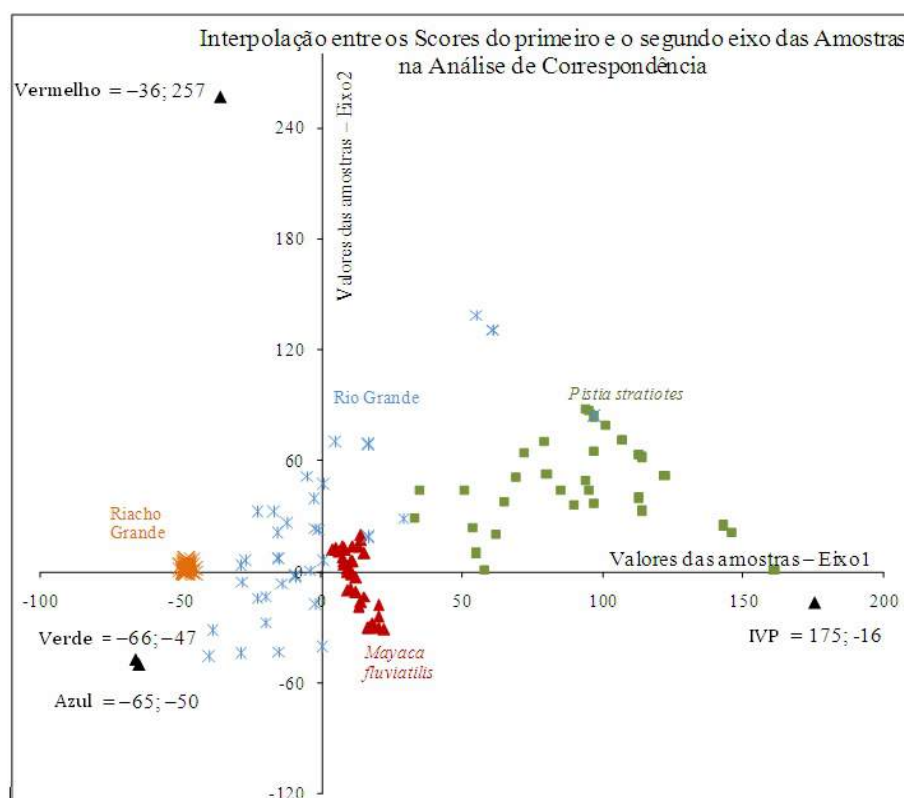


Figura 2: Interpolação entre os valores obtidos do primeiro e segundo eixo das amostras na Análise de Correspondência. Observa-se a posição de cada conjunto de pontos amostrais e a contribuição de cada faixa espectral do IKONOS-2 nas amostras estudadas.

Observando-se o gráfico resultante pode-se notar que houve o agrupamento das amostras conforme o alvo estudado, ou seja, foi possível distinguir as amostras das duas macrófitas e das

águas com diferentes qualidades. Além disso, foi possível observar que o IVP influenciou mais no agrupamento de *Pistia stratiotes*, enquanto que as faixas do Verde e do Azul influenciaram no agrupamento das amostras de água, tendo as amostras da macrófita submersa sido influenciadas tanto pelo IVP quanto pelo Verde e Azul.

A análise realizada permitiu confirmar a possibilidade de se distinguir entre os quatro alvos utilizando apenas sua resposta espectral em diferentes faixas do EEM. Esses resultados mostram que é possível, mesmo em imagens de baixa resolução espectral, diferir entre macrófitas emersas e submersas e entre águas com maior ou menor concentração de substâncias opticamente ativas.

3 RESPOSTAS ESPECTRAIS DE DIFERENTES ESPÉCIES DE MACRÓFITAS

Como visto até aqui, a interação da REM com diferentes alvos pode ser utilizada para caracterizar esses alvos espectralmente. Essa interação, como mencionado, se manifesta pela Reflectância que é registrada pelos sensores específicos de cada faixa espectral e é dependente principalmente da pigmentação, da anatomia foliar e do conteúdo de água das espécies. Estudos sobre a distinção de espécies de macrófitas utilizando apenas suas respostas espectrais podem oferecer subsídios para sua distinção em imagens de satélite, inclusive os de baixa resolução espectral, que são os mais comumente utilizados por pesquisadores da área e também nos de baixa resolução espacial, dependendo da extensão da área que se deseja avaliar. Para possibilitar a distinção espectral entre espécies, análises de campo, laboratoriais e espectroradiométricas precisam ser realizadas para os alvos de interesse. A seguir será apresentado um exemplo de análise da resposta espectral de espécies de macrófitas através de sua Reflectância ao longo do EEM.

O experimento foi realizado com folhas de diferentes espécies de macrófitas, visando à caracterização de suas respostas espectrais (APARICIO, 2007). Foram coletados indivíduos de espécies de macrófitas em diferentes locais de coleta, que incluíram os reservatórios e lagoas marginais do Complexo Billings, da Represa Guarapiranga, e lagos do Jardim Botânico e da Universidade de São Paulo. Os indivíduos foram coletados, identificados e mantidos em água até a análise espectral das folhas. As espécies estudadas foram: 1) Espécies com folhas emersas ou ao nível da água: *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms; *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth; *Pistia stratiotes* L.; *Heteranthera reniformis* Ruiz & Pav.; *Salvinia molesta* D.S.Mitch.; *Nymphaea mexicana* Zucc.; *Limnobium laevigatum* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Heine; *Myriophyllum brasiliense* Cambess.; e 2) Espécies com folhas imersas: *Egeria densa* Planch.; *Cryptocoryne beckettii* Thwaites ex Trimen; *Echinodorus bleheri* Rataj e *Hygrophila polysperma* (Roxb.) T. Anderson.

As diferentes espécies foram analisadas do seguinte modo: 10 indivíduos de cada espécie e 10 folhas de cada indivíduo coletado. Todas as análises foram feitas sob as mesmas condições laboratoriais, incluindo: amostragens em câmara escura, com iluminação controlada, uma mesma placa de referência para inferir a Reflectância, distâncias e ângulos de visada pré-definidos e os mesmos posicionamentos das folhas e dos indivíduos em relação ao sensor. O sensor utilizado foi o Ocen Optics, modelo USB2000, que coletava dados a cada 0,38 nm no Espectro eletromagnético, tanto nas faixas do Visível como do IVP. Após o processamento dos dados, foi calculada a Reflectância média entre as 10 folhas de cada espécie, cujos resultados podem ser observados na Figura 3.

As diferenças entre as curvas espectrais nessa Figura indicam a possibilidade de diferenciação nas intensidades das Reflectâncias das espécies nas faixas do Azul, Verde, Vermelho e IVP. Considerando que os sensores orbitais operam em faixas de comprimentos de onda, foi efetuado o cálculo da média da resposta espectral da espécie dentro da faixa espectral dos satélites mais comumente utilizados. As respostas espectrais obtidas foram agrupadas nas faixas espectrais correspondentes àquelas encontradas nos satélites das séries LANDSAT, CBERS, IKONOS e SPOT, por exemplo, de modo a poderem ser úteis em estudos com sensores multiespectrais. Os intervalos em que houve o agrupamento foram: Azul: 450–520 nm, Verde: 520 – 590 nm, Vermelho: 630 – 690 nm, Infravermelho Próximo (IVP): 770 – 790 nm.

As intensidades de resposta espectral média de cada espécie, de acordo com as Faixas espectrais acima podem ser vistas na Figura 4. As diferenças entre as respostas espectrais das espécies foram estatisticamente significativas (ANOVA seguida de teste de Tukey, $p < 0,1$) para a maioria das espécies, mostrando o potencial desse tipo de análise para a distinção das macrófitas. Essas assinaturas espectrais podem servir de base para novos estudos sobre a distinção dessas mesmas espécies em imagens orbitais.

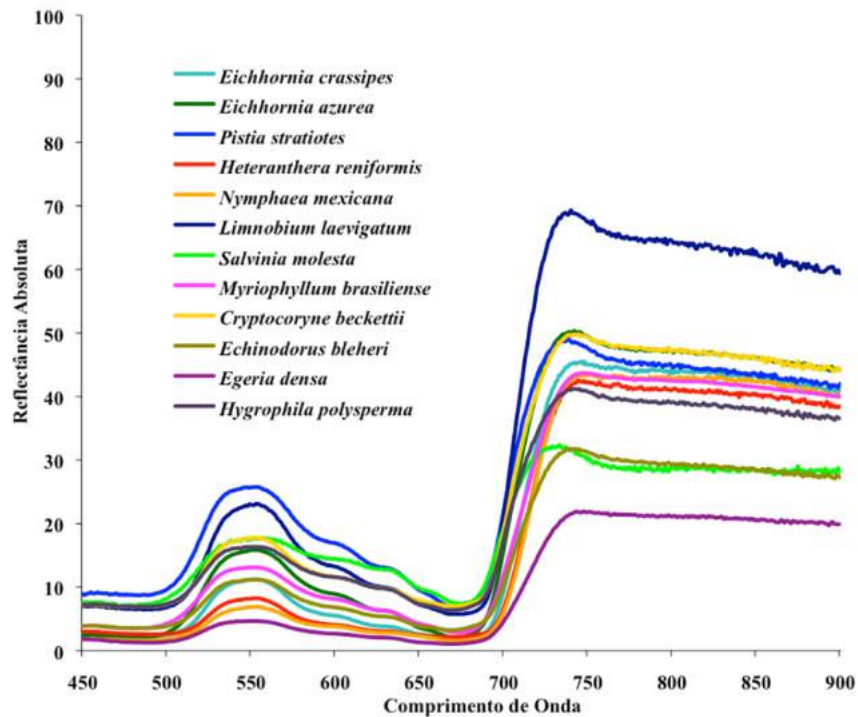


Figura 3: Resposta espectral média das espécies de macrófitas analisadas.

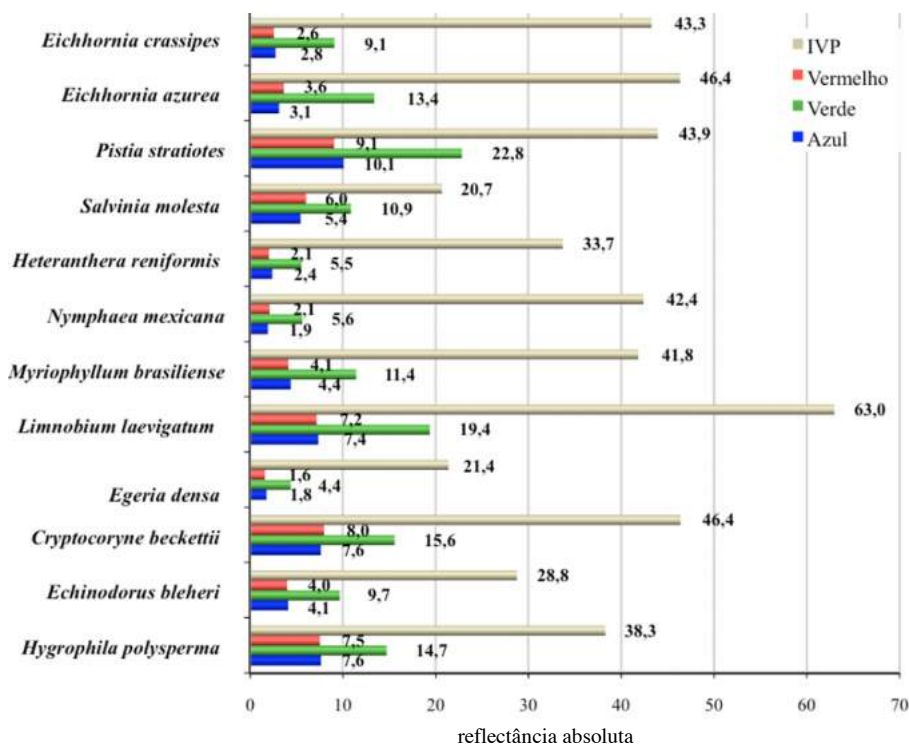


Figura 4: Respostas espectrais de espécies de macrófitas agrupadas segundo faixas espectrais de interesse.

Como visto até aqui, há efetivamente interações da REM com propriedades características de cada espécie vegetal que permitem distingui-las utilizando SR. Uma dessas propriedades é a estrutura anatômica das folhas, a qual tem sido estudada há décadas, e alguns estudos já mostraram a relação entre variações anatômicas e suas interações com comprimentos de onda na faixa do IVP. No próximo tópico será apresentado um estudo que possibilitou relacionar a resposta espectral de diferentes espécies de macrófitas no IVP com algumas de suas características anatômicas.

4 INFLUÊNCIA DA ESTRUTURA ANATÔMICA FOLIAR NA RESPOSTA ESPECTRAL DE MACRÓFITAS

A característica espectral das macrófitas de refletirem em menor ou maior intensidade a REM na região do IVP está diretamente relacionada à estrutura anatômica foliar de cada espécie. Estudos envolvendo resposta espectral e características anatômicas da vegetação terrestre têm sido feitos desde a primeira metade do século passado. Em 1936 Turrel já discutia a diferenciação de tipos vegetais através das superfícies expostas ao ar no interior de folhas dicotiledôneas. Gates et al., em 1965, publicaram um artigo onde discutiam as propriedades espectrais das plantas, inclusive na região do IVP. Alguns anos depois, em 1969, Gausman et al. relacionaram a Reflectância de folhas de algodão com sua estrutura interna e verificaram a relação direta entre o aumento da espessura da folha e a Reflectância no IVP. Em 1970, Knipling mostrou que, quando infiltrados com água, os espaços intercelulares das folhas provocam uma maior absorção da REM, especialmente no IVP, um resultado que foi confirmado por DeLucia et al. (1996). Esses vários estudos buscavam a maior compreensão sobre os fatores envolvidos na resposta espectral dos vegetais. No exemplo que segue, foi investigada a influência de variáveis anatômicas foliares na resposta espectral de espécies de macrófitas no IVP (APARICIO, 2007).

Foram medidas as respostas espectrais de cinco espécies de macrófitas (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Nymphaea mexicana*, *Heteranthera reniformis*. e *Limnobium laevigatum*). As medidas espectraloradiométricas foram feitas para 10 folhas de cada uma das espécies, nas condições controladas mencionadas anteriormente. Com os resultados espectraloradiométricos em mãos, foram então separadas as folhas com mínima, média e máxima Reflectâncias no IVP para dar procedimento às análises anatômicas das mesmas. Nessas folhas foram feitos cortes transversais, os quais foram fixados seguindo a metodologia de Johansen (1940). As lâminas geradas foram analisadas com microscopia de luz e confocal, que permite a visualização tridimensional da estrutura foliar. Pode ser observado na Figura 5, a título de exemplo de produto do microscópio confocal, um dos cortes que foram utilizados para a obtenção de variáveis anatômicas. A utilização de óculos tridimensional possibilitará visualizar essa imagem em profundidade.

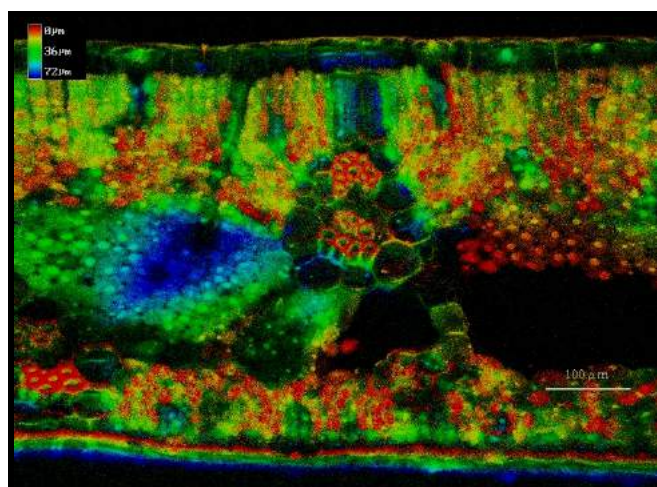


Figura 5: Imagem tridimensional gerada por microscopia confocal, para analisar a estrutura interna de folhas de *Eichhornia crassipes*. Na imagem observa-se um corte de folha cujas cores representam a variação de profundidade.

As medidas anatômicas realizadas em cada uma das três folhas selecionadas de cada espécie foram: Altura (ou espessura) foliar, Altura do mesofilo esponjoso, Área dos vacúolos de ar e Proporção de espaços aéreos presentes no parênquima foliar. Com os resultados obtidos foi realizada uma Análise Multivariada de Correspondência com o intuito de verificar qual ou quais das variáveis anatômicas influenciaram mais na distinção das cinco espécies de macrófitas. Utilizando os dados dos Eixos 1 e 2 resultantes da análise, foi possível identificar as associações entre as variáveis anatômicas (Figura 6). O que se pode observar nessa figura é que houve o agrupamento das amostras segundo a espécie de macrófita e que as características anatômicas Espessura da folha e Altura do mesofilo esponjoso foram as variáveis que agruparam as amostras conforme a espécie, sendo a Espessura da folha a variável que mais auxiliou nessa distinção.

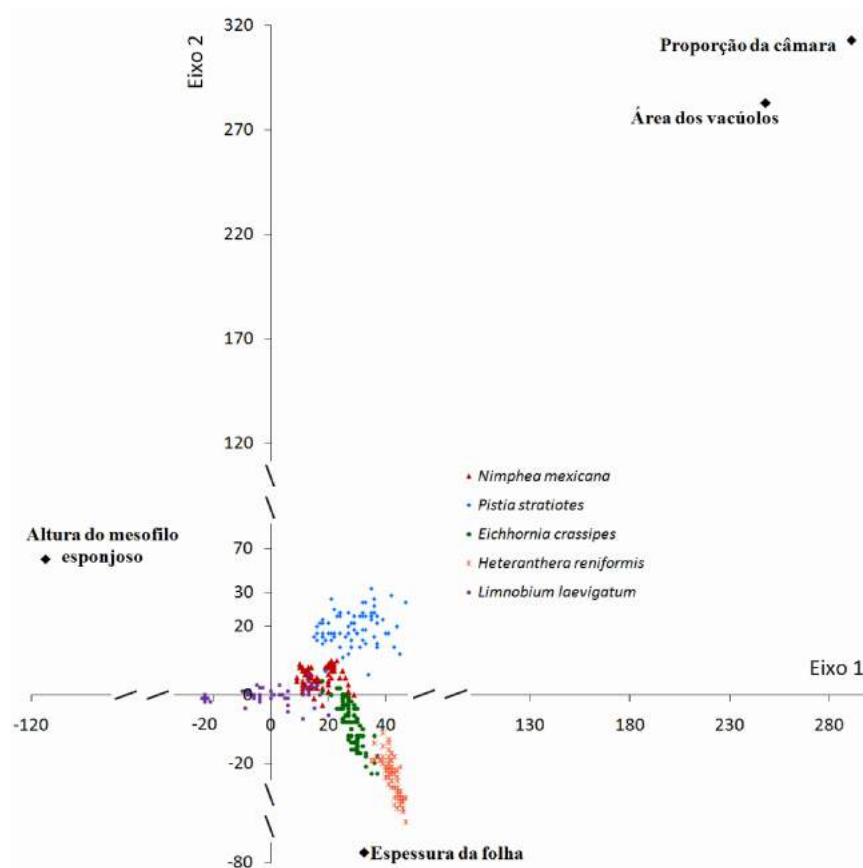


Figura 6: Resultado dos dois eixos da Análise Multivariada de Correspondência entre variáveis anatômicas das folhas de diferentes espécies de macrófitas.

Para se verificar a relação entre a Espessura da folha e a Reflectância no IVP, foram comparados os resultados de Reflectância no IVP das folhas amostradas mínima, média e máxima com a espessura dessas folhas (Figura 7).

Foi confirmada a correlação positiva significativa (ANOVA seguida de Tukey $p < 0,1$) entre o aumento da Espessura da folha e o aumento da Reflectância no IVP, corroborando o resultado anterior, de que a espessura da folha colabora efetivamente para a distinção das espécies estudadas na faixa do IVP.

5 CONCLUSÕES

Os resultados apresentados são importantes no sentido de confirmar o potencial de uso do SR para a distinção de espécies de macrófitas. É importante ressaltar as escalas de estudo possíveis no estudo da resposta espectral de macrófitas. São elas: Folha, Indivíduo, População e Comunidade. As

análises que podem ser realizadas em cada uma delas variam em função dos sensores e das tecnologias disponíveis, podendo ser assim resumidas:

- 1 – folha: inclui as características anatômicas e químicas (tipos e concentrações dos pigmentos, estrutura anatômica, presença e composição da cutícula, presença de espinhos, pelos, entre outras características);
- 2 – indivíduo: deve ser observada a resposta espectral do indivíduo como um todo, incluindo folhas (de diferentes idades, angulações, entre outras características), caule e todas as outras estruturas no campo de visada do sensor;
- 3 – população – deve considerar, além dos indivíduos e todas as suas variáveis, a resposta do corpo d'água em que se encontram e todas as propriedades opticamente ativas nele atuantes; e
- 4 – comunidade – deve reunir as respostas das diferentes populações de macrófitas, que podem estar mescladas ou homogêneas dentro de uma mesma área.

Apesar da carência de mais resultados que possibilitem a distinção de macrófitas em sensores orbitais, o estudo da resposta espectral das macrófitas mostra um potencial de aplicação prática muito grande, especialmente no Brasil, um país tropical, com grandes reservatórios hidrelétricos e corpos d'água com processos de eutrofização cada vez mais frequentes.

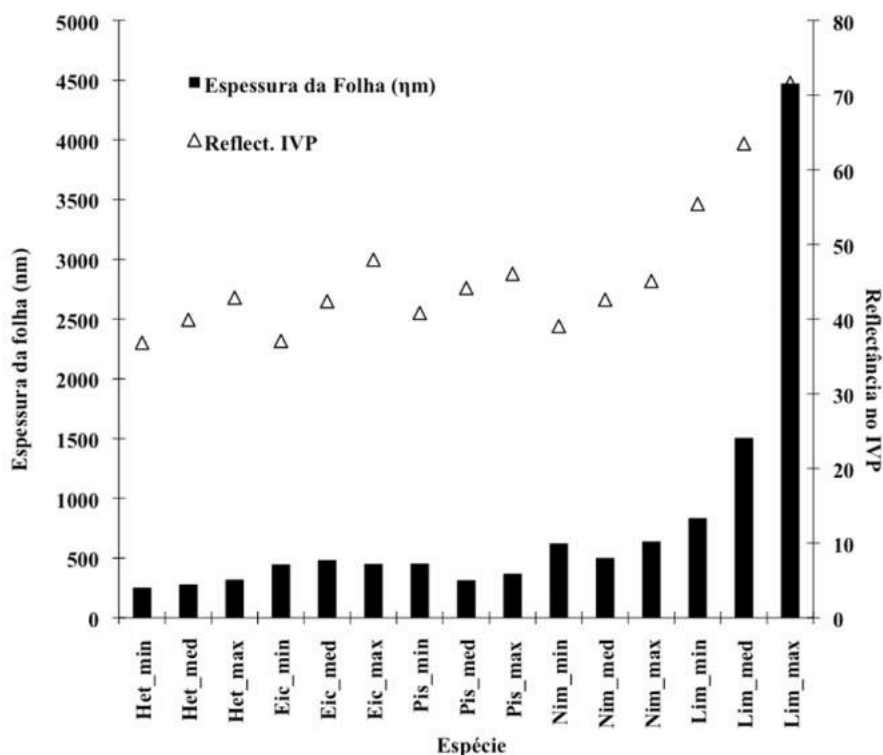


Figura 7: Relação entre a Reflectância de espécies de macrófitas no IVP (eixo X – em ordem crescente para a espécie) em relação às variáveis: Espessura da folha, Espessura do Parênquima esponjoso, e Proporção de Ar presente no parênquima. No eixo X se encontra a espécie e seu respectivo valor médio no IVP, sendo: Het = *Heteranthera reniformis*, Eic = *Eichhornia crassipes*, Nim = *Nymphaea mexicana*, Pis = *Pistia stratiotes*, Lim = *Limnium laevigatum*, min = mínimo, med = médio e max = máximo.

AGRADECIMENTOS

À FAPESP e à CAPES, pelo suporte financeiro; à SABESP pelo apoio logístico para coletas; ao Prof. Timothy J. Malthus, do CSIRO, suporte técnico e pelo empréstimo do espectrorradiômetro; à Profa. Viviane Moschini Carlos pelos dados de qualidade d'água utilizados; ao Prof. Marcelo Luis Martins Pompêo pelo apoio durante as coletas e pela identificação das

espécies de macrófitas; ao Prof. Sérgio Tadeu Meirelles pelo apoio com as análises multivariadas; e ao Prof. Gregório Cardoso Tápias Ceccantini, ao Dr. Giuliano Maselli Locosselli, ao Me. Waldir Caldeira e a Márcio Valentim Cruz, que auxiliaram nas análises anatômicas e de microscopia confocal e de luz.

REFERÊNCIAS

- ABDON, M. M.; MEYER, M. Variação Temporal de Áreas Ocupadas por Macrófitas Aquáticas no Reservatório de Tucuruí Através de Dados do Satélite Landsat/TM. In: SIMPÓSIO LATINOAMERICANO DE PERCEPCIÓN REMOTA. SAN CARLOS DE BARILOCHE, 4., Buenos Aires, 1989. **Anais...** Buenos Aires: SELLPER, 1989. v. 1, p. 545-548.
- ALBEROTANZA, L.; BRANDO, V. E.; RAVAGNAN, G.; ZANDONELLA, A. Hyperspectral aerial images. A valuable tool for submerged vegetation recognition in the Orbetello Lagoons, Italy. **Int. J. Remote Sensing**, v. 20, n. 3, p. 523-533, 1999.
- APARICIO, C. **Análise da resposta espectral de espécies de macrófitas**. 2007. 163 p. Tese (Doutorado em Ecologia de Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.
- BITENCOURT-PEREIRA, M. D. **Parâmetros limnológicos passíveis de serem monitorados através de sensores remotos orbitais**. 1992. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1992.
- BRIX, H.; SCHIERUP, H. H.. The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. **AMBIO**, v. 18, n. 2, p. 100-107, 1989.
- CARVALHO, J. C.; BARBOSA, C.; NOVO, E. M.; MANTOVANI, J. E.; MELACK, J.; FILHO, W. P. Applications of quantitative analysis techniques to monitor water quality of Curuai Lake, Brazil. In: INTERNATIONAL GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING SYMPOSIUM, Melbourne, 2003. **Proceedings...** Melbourne: IEEE, 2003.
- DEKKER, A. G.; BUKATA, R. P.; JEROME, J. H.; POZDNYAKOV, D. V. Remote Sensing of Inland and Coastal Waters: 1: Twenty-eight years of technology push but still waiting for end-user pull. In: WORKSHOP ON RS AND RESOURCE MGMT IN NEARSHORE AND INLAND WATERS, Wolfville, 2001. **Proceedings...** Nova Scotia, 2001.
- DELUCIA, E. H.; NELSON, K.; VOGELMANN, T. C.; SMITH, W. K. Contribution of intercellular reflectance to photosynthesis in shade leaves. **Plant, Cell and Environment**, v. 19, p. 159-170, 1996.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 1998. 602 p.
- EVERITT, J. H.; YANG, C.; ESCOBAR, D. E.; WEBSTER, C. F.; LONARD, R. I.; DAVIS, M. R. Using remote sensing and spatial information technologies to detect and map two aquatic macrophytes. **J. Aquat. Plant Manage.**, v. 37, p. 71-80, 1999.
- GATES, D. M.; KEEGAN, H. J.; SCHLETER, J. C.; WEIDNER, V. R. Spectral properties of plants. **Applied Optics**, v. 4, n. 1, p. 11-20, 1965.
- GAUSMAN, H. W.; ALLEN, W. A.; CARDENAS, R. Reflectance of cotton leaves and their structure. **Remote Sensing of Environment**, v. 1, p. 19-22. 1969.
- GOODIN, D. G.; HAN, L.; FRASER, R. N.; RUNDQUIST, D. C.; STEBBINS, W. A.; SCHALLES, J. F. Analysis of suspended solids in water using remotely sensed high resolution derivative spectra. **Photogramm. Eng. Remote Sens.**, v. 59, p. 505-510, 1993.
- GRACIANI, S. D.; NOVO, E. M. L. M. Determinação da cobertura de macrófitas aquáticas em reservatórios tropicais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11., Belo Horizonte, 2003. **Anais...** Belo Horizonte: INPE, 2003. p. 2509 - 2516.
- HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP, 1999.

- JAKUBAUSKAS, M.; KINDSCHER, K.; FRASER, A.; DEBINSKI, D.; PRICE, K. P. Close-range remote sensing of aquatic macrophyte vegetation cover. **Int. J. Remote Sensing**, v. 21, n. 18, p. 3533–3538, 2000.
- JAKUBAUSKAS, M. E.; PETERSON, D. L. Mapping and monitoring invasive aquatic plant obstructions in navigable waterways using satellite multispectral imagery. In: PECORA, 15/LAND SATELLITE INFORMATION, 4/ISPRS COMMISSION, 1/FIEOS, Denver, 2002. **Proceedings...** Denver, 2002.
- JOHANSEN, D. A. **Plant microtechnique**. New York: Mc Graw Hill, 1940. 523 p.
- KADLEC, R.H.; WALLACE, S.. 2009. Treatment Wetlands. CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton, FL. Segunda ed., 1016 p.
- KNIPLING, E. B. Physical and physiological basis for the reflectance of visible and near-infrared radiation from vegetation. **Remote Sens. Environ.**, v. 1, p. 155-159, 1970.
- LEHMANN, A.; LACHAVANNE, J. B. Geographic information systems and remote sensing in aquatic botany. **Aquatic Botany**, v. 58, p. 195-207, 1997.
- LEHMANN, A. et al. Contribution of GIS to submerged macrophyte biomass estimation and community structure modeling, Lake Geneva, Switzerland. **Aquatic Botany**, v. 47, p. 99-117, 1994.
- LEHMANN, A., JAQUET, J. M.; LACHAVANNE, J. B. A GIS approach of aquatic plant spatial heterogeneity in relation to sediment and depth gradient, Lake Geneva, Switzerland. **Aquatic Botany**, v. 58, n. special, p. 347-361, 1997.
- LILLESAND, T. M.; KIEFER, R.W. Remote sensing and image interpretation. 4. ed. New York: John Wiley, 2000.
- LIMA, I. B. T; NOVO, E. M. L. M.; BINS, L. Multitemporal TM image analysis to assess the spatial and temporal dispersion of floating macrophytes in Brazilian hydroelectric reservoirs. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 9., Santos, 1998. **Anais...**Santos: INPE, 1998. p. 145-154.
- MALTHUS, T. J.; DEKKER, A. G. First derivative indices for the remote sensing of inland water quality using high spectral resolution reflectance. **Environment International**, v. 21, n. 2, p. 221–232, 1995.
- MALTHUS, T. J.; GEORGE, D. G. Airborne remote sensing of macrophytes in Cefni Reservoir, Anglesey, UK. **Aquatic Botany**, v. 58, p. 317-332, 1997.
- MALTHUS, T. J.; GIRAULO, G.; LALOGGIA, G.; CLARK, C. D.; PLUMMER, S. E.; CALVO, S.; TOMASELLO, A. Can biophysical properties of submersed macrophytes be determined by Remote Sensing? In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON REMOTE SENSING FOR MARINE AND COASTAL ENVIRONMENTS, 4., Orlando, 1997. **Proceedings...**Florida, 1997.
- MARTINS, D.; VELINI, E. D.; PITELLI, R. A.; TOMAZELLA, M. S.; NEGRISOLI, E. Ocorrência de plantas aquáticas nos reservatórios da Light-RJ. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 21, n. ed. esp. p. 105–108, 2003.
- MATHEW, S.; SCHMIEDER, K.; BOCKER, R. Application of Remote sensing and GIS in the classification of submerged macrophytes as an indicator of nutrient load in Lake Constance, Germany. In: CANADIAN COASTAL CONFERENCE, Kingston, 2003. **Proceedings...** Kingston, 2003.
- PALOMBO, C. R.; BITENCOURT-PEREIRA, M. D. Monitoramento de infestação de macrófitas aquáticas através de satélite. **Ambiente**, v. 6, n. 1, p. 49-54, 1992.
- REMILLARD, M. M.; WELCH, R. A. GIS technologies for aquatic macrophyte studies: I. database development and changes in the aquatic environment. **Landscape Ecology**, v. 7, n. 3, p. 151-162, 1992.
- RITCHIE, J. C.; COOPER, C. M. Remote sensing techniques for determining water quality: Application to TMDLs. In: TMDL SCIENCE ISSUES CONFERENCE, Alexandria, 2001. **Proceedings...** Alexandria: Water Environment Federation, 2001. p. 367-374
- THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Editora UEM, 2003.
- TURRELL, F. M. The area of the internal exposed surface of dicotyledon leaves. **American Journal of Botany**, v. 23, p. 255-264, 1936.

VASCONCELOS, C. H.; NOVO, E. M. L. M. Mapeamento de macrófitas e paliteiros do Reservatório de Tucuruí (Pará), utilizando imagens RADARSAT. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11., Belo Horizonte, 2003. **Anais...**Belo Horizonte: INPE, 2003. p. 2633 - 2638.

VYMAZAL, J. (Ed.). **Wastewater treatment, plant dynamics and management in constructed and natural wetlands**. Dordrecht: Springer, 2008. 348 p.

WALDRON, M. C.; STEEVES P. A.; FINN J. T. **Use of thematic mapper imagery to assess water quality, trophic state, and macrophyte distributions in Massachusetts lakes**. Denver: USGS, 2001. 40 p. (Water Resource Investigations report 01-4016). Disponível em: < <http://water.usgs.gov/pubs/wri/wri014016>>. Acesso em: 27 maio 2013.

WELCH, R. A.; REMILLARD, M. M. Remote sensing and geographic information system for aquatic resource evaluation. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**; v. 54, n. 2, p. 177-185, 1988.

CAPÍTULO 14

MONITORAMENTO REMOTO EM TEMPO REAL DE MANANCIAS VISANDO ÀS FLORAÇÕES DE CIANOBACTÉRIAS

Werner Hanisch¹ & Cristina Souza Freire-Nordi²

1 - Laboratório de Processos Ambientais, Bioquímicos e Químicos, Departamento de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal de São Paulo, Campus Diadema, Diadema, Brasil. 2 - Laboratório de Ecofisiologia e Monitoramento Ambiental, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Paulo, Campus Diadema, Diadema, Brasil.
E-mail: werner.hanisch@gmail.com

RESUMO

A qualidade da água é resultado de um complexo de processos naturais e humanos agindo conjuntamente, aliado às interações entre eles no espaço e no tempo. Atualmente um dos importantes impactos nos ecossistema aquáticos é causado pelo processo de eutrofização, principalmente originado de atividades antrópicas. As proliferações de algas e cianobactérias têm crescido em decorrência desse fenômeno. Elas trazem grande prejuízo aos ecossistemas aquáticos, incluindo a maioria dos reservatórios no Brasil. Nesse sentido, o monitoramento surge como ferramenta importante para avaliação de ecossistemas aquáticos. Uma das tendências mais recentes de monitoramento dos ecossistemas aquáticos, pode ser destacado o *monitoramento remoto em tempo real*. Essa técnica reúne várias tecnologias, tais como: uso de sensores de alta qualidade para medidas físicas, químicas e biológicas da água com medições climatológicas, armazenamento de dados e transmissão destes por meio de telefonia celular (GPRS), via satélite ou por via de radiofrequência. O monitoramento intensivo se constitui uma ferramenta importante na gestão dos recursos hídricos, e contribuem com dados que auxiliarão na utilização de medidas de manejo e recuperação ambiental, garantindo a integridade dos recursos naturais, e consequentemente sua exploração sustentada, com o acréscimo de economia de recursos financeiros.

1 INTRODUÇÃO

A qualidade da água é resultado de um complexo de processos naturais e humanos agindo conjuntamente, aliado às interações entre eles no espaço e no tempo. Nesse contexto, a variabilidade dos ecossistemas aquáticos, sua diversidade de organismos, bem como respostas às condições físicas e químicas da bacia hidrográfica, processos de evolução e distribuição geográfica, além dos impactos antrópicos, têm que ser levados em conta, e são pontos importantes a se abordar em estudos de ecossistemas aquáticos. A crescente deterioração da qualidade das águas, afetando diretamente a vida aquática, bem como a utilização deste recurso pelos seres humanos, tem levado à busca de estratégias para proteção e manutenção da qualidade dos ecossistemas aquáticos.

Neste cenário, o monitoramento surge como ferramenta importante para avaliação de ecossistemas aquáticos. Em geral o objetivo do monitoramento de parâmetros qualitativos e quantitativos da qualidade da água é fornecer uma aproximação e uma estimativa da situação e tendência de um ambiente aquático (PSILOVIKOS, 2005). O monitoramento se constitui em uma importante ferramenta à pesquisa, auxiliando na detecção de fontes pontuais de contaminação e poluição, com detecção das alterações na biota do ecossistema. Um projeto de monitoramento bem delineado constituirá a base do sucesso ou falha nas ações de restauração de um ambiente e pode determinar possíveis ações sucessivas para seus reajustes (BRUNS; WIERSMA, 2004). Os programas de monitoramento operando atualmente têm como finalidade a proteção de águas subterrâneas, superficiais e costeiras, com o propósito de determinar estratégias para o desenvolvimento sustentável e proteção contra a degradação quantitativa e qualitativa dos ecossistemas aquáticos (PSILOVIKOS, 2005). Além disso, um monitoramento efetuado continuamente por vários anos fornecerá informações sobre impactos globais para os diferentes ecossistemas aquáticos continentais e marinhos. O monitoramento de longa duração irá acompanhar as alterações dos ecossistemas ao longo do tempo, gera um banco de dados, permite cientificamente compreender as alterações dos ecossistemas, dos processos nas comunidades e os fatores físico-químicos relacionados a estas alterações, e finalmente comparar estrutura e função dos ecossistemas ao longo do tempo.

Artiola et al. (2004) definem monitoramento como observação e estudo do meio-ambiente. Em termos científicos, os dados são coletados para gerar conhecimento. Os autores colocam ainda que a função do monitoramento ambiental está definida nos três primeiros degraus da escada do conhecimento (Figura 1) que é enraizada no Método Científico. Observações objetivas produzem dados coerentes, que produzem informações suscetíveis de avaliação. Informação e conhecimento adquiridos por meio delas geralmente levam a um aumento do entendimento do problema ou situação, que melhoram as chances de se tomarem decisões, o discernimento do problema ou situação. Entretanto é importante perceber que outros fatores, incluindo políticos, econômicos e sociais interferem na tomada de decisões. Os pesquisadores (ARTIOLA et al., 2004) ainda discorrem que as informações geradas por meio de atividades de monitoramento podem ser usadas de muitas maneiras, desde o entendimento de mortalidade de uma espécie de peixe em extinção em um pequeno córrego, até a definição de estratégias de longo período de preservação de grandes áreas de recursos naturais. Recentemente o monitoramento ambiental se tornou mais crítico por causa do grande aumento populacional que utiliza cada vez mais os recursos ambientais.

De acordo com Tundisi (2003) o conceito de monitoramento da qualidade da água é muito mais abrangente. O monitoramento surge como ferramenta importante para avaliação de ecossistemas aquáticos. Em geral o objetivo do monitoramento de parâmetros qualitativos e quantitativos da qualidade da água é fornecer uma aproximação e uma estimativa da situação e tendência de um ambiente aquático, como é o caso das represas da região metropolitana de São Paulo (RMSP), em particular o Complexo Billings.

Braga et al. (1999) contextualizaram que o planejamento e gestão dos recursos hídricos dependem de informações confiáveis sobre a qualidade e quantidade tanto da demanda como da oferta de água. Isso somente será alcançado se existirem redes de monitoramento que gerem dados confiáveis de interesse. Segundo os autores, a falta de informação aumenta a incerteza das decisões

e dos resultados alcançados e seus impactos sobre os recursos hídricos. Ainda afirmam que os problemas ambientais têm sido detectados em uma velocidade muito maior do que a capacidade de resolvê-los. Para isso é necessário entender os processos ambientais para que se possa atuar corretamente sobre as causas das alterações. Isso só é possível quando se tem informações suficientes e confiáveis do sistema. Mas não basta somente ter essas informações, é necessário usá-las adequadamente para que se tenham subsídios para a tomada de decisões pelos gestores de qualidade de água. Dentre as informações básicas necessárias a um gerenciamento adequado, Braga et al. (op cit.) citam as séries históricas e em tempo real das variáveis climáticas, de fluviometria, de sedimentometria e de qualidade da água.

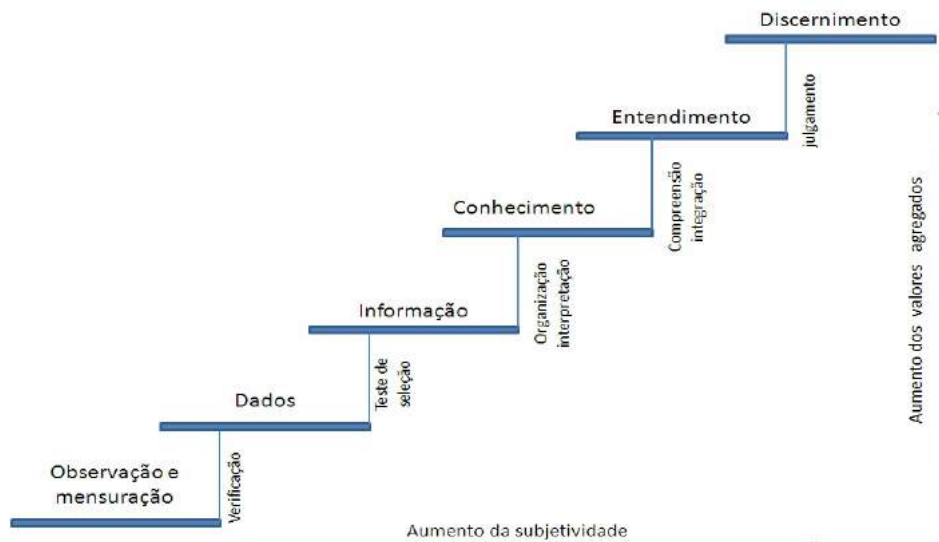


Figura 1: Escada do conhecimento. Fonte: Artiola et al. (2004).

Como uma das tendências mais recentes de monitoramento dos ecossistemas aquáticos, pode-se destacar o *monitoramento remoto em tempo real*. Essa técnica reúne várias tecnologias, tais como: uso de sensores de alta qualidade para medidas físicas, químicas e biológicas da água com medições climatológicas, armazenamento de dados e transmissão destes por meio de telefonia celular (GPRS), via satélite ou por via de radiofrequência. Surge, portanto, como importante ferramenta na gestão de bacias hidrográficas, possibilitando a predição de fenômenos naturais, bem como impactos causados por atividades humanas, tais como eutrofização, poluição e descarga de substâncias tóxicas. Projetos de monitoramento em tempo real surgem como exemplos de novas tecnologias aplicáveis em áreas metropolitanas e utilizadas como uma ferramenta expressiva de controle da qualidade da água. Ao mesmo tempo, o monitoramento em tempo real cumpre um dos paradigmas do século XXI: um gerenciamento integrado e de forma preditiva da bacia hidrográfica. Desta maneira o gerenciamento de reservatórios torna-se mais efetivo e viável (TUNDISI, 2003).

Uma estação de monitoramento em tempo real coleta informações intensivas dos parâmetros pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica ou salinidade, temperatura da água, turbidez e potencial redox, clorofila-a, concentração de cianobactérias, nitrato, amônia e cloretos. Alguns objetivos que podem ser atingidos com a implantação de sistemas de monitoramento da qualidade da água são:

- ✓ Avaliar a qualidade dos corpos de água e a diversidade das concentrações das variáveis de interesse ao longo do tempo;
- ✓ Determinar os tipos de ação necessários para a manutenção da qualidade nos padrões adequados, definidos por lei;
- ✓ Avaliar a efetividade dessas ações.

2 EUTROFIZAÇÃO E CIANOBACTÉRIAS

Atualmente um dos importantes impactos nos ecossistema aquáticos é devido ao processo de eutrofização, principalmente originado de atividades produzidas pelo homem, também denominada de eutrofização cultural, artificial ou antrópica (ESTEVES; MEIRELLES-PEREIRA, 2011) em contraposição à natural, correspondendo ao envelhecimento normal de um corpo de água. A eutrofização artificial caracteriza-se principalmente pelo aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo produzido por atividades humanas. As principais vias de entrada desses nutrientes são: águas residuárias domésticas e industriais, drenagem superficial de áreas agriculturáveis com contribuição de fertilizantes, erosão do solo e uso excessivo de detergentes. Este processo tem se acelerado muito ultimamente, atingindo a maioria dos ecossistemas continentais e costeiros. Como resultado da eutrofização tem-se modificações qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas, nas condições físicas e químicas do meio, afetando consequentemente o nível de produção do sistema. De acordo com Esteves e Meirelles-Pereira (2011) cabe destacar também que essas alterações causam prejuízos econômicos e sociais, tais como: perda de espécies de peixes de valor econômico, aumento de infecções gastrointestinais e, gerando por sua vez efeitos negativos como: aumento de gastos com saúde pública, desvalorização imobiliária de imóveis próximos aos ecossistemas degradados, redução do turismo desse locais e, consequentemente, redução da qualidade da vida humana.

Vários estudos realizados em diferentes ecossistemas aquáticos brasileiros têm demonstrado o crescente grau de eutrofização nesses ambientes. O rio Cachoeira (Ihéus, Bahia) foi estudado por Lima, et al. (2010) analisando as concentrações de nutrientes no período de um ano, constando-se a eutrofização deste rio, com a exportação de nutrientes para o estuário e águas costeiras podendo comprometer estes ambientes também. Um estudo realizado no Lago Grande de Curuai (Pará) (AFFONSO; BARBOSA; NOVO, 2011) considerando dados de oxigênio dissolvido e clorofila, demonstraram ser este um sistema hipereutrótico e, portanto, não qualificado para abastecimento humano. Resultado semelhante foi obtido por Carvalho Aguiar, Baptista Neto e Rangel (2011) para vários lagos da região de São Gonçalo (Rio de Janeiro), onde detectou severo comprometimento da produção primária por nitrogênio, nível elevado de fósforo e baixos valores de oxigênio causando anoxia em algumas épocas.

Por ocuparem boa parte da extensão do território brasileiro, represas apresentam grande importância e vêm sendo alvo de vários levantamentos limnológicos. Estes, por sua vez, indicam a crescente perda de qualidade da água desses recursos hídricos, principalmente devido às atividades humanas (BARBOSA; RYLANDS; OLIVEIRA, 1993; BICUDO et al., 2007; MOSCHINI-CARLOS et al., 2009).

Quanto às alterações da eutrofização relacionadas com as comunidades aquáticas, pode-se destacar o fitoplâncton. O aumento dos nutrientes, principalmente o fósforo, provoca mudanças na densidade fitoplânctônica e consequentemente na produção primária desses ecossistemas. As alterações na comunidade fitoplânctônica são tanto quantitativas como qualitativas, envolvendo nesse caso inclusive a substituição de espécies (BARBOSA et al., 1993; CALIJURI; SANTOS, 1996; CROSSETTI et al., 2008).

Em ambientes com maior grau de eutrofização é comum a formação de florações algais, que se caracterizam por um crescimento explosivo e de curta duração de uma ou poucas espécies de algas, na dependência de condições ambientais favoráveis. Várias espécies de cianobactérias, clorofíceas, euglenofíceas, e dinoflagelados podem florescer em corpos hídricos eutrofizados (MAGALHÃES et al., 2008; WEHR; SHEATH, 2003; MORSE et al., 2011; PHILIPS et al., 2011). As florações de microalgas, ou seja, a produção de densa biomassa produz várias alterações nos ambientes aquáticos, com diversos prejuízos ambientais e econômicos. Uma das principais consequências dessa biomassa elevada é a redução da penetração de luz, a qual por sua vez, afeta diretamente outras comunidades, bem como o próprio fitoplâncton, pela redução da sua biodiversidade por competição (KHAN; ANSARI, 2005). Outra consequência importante das florações é o aumento muito rápido da matéria orgânica viva, que se decompõe rapidamente após a

degradação do florescimento. Essa matéria orgânica é utilizada por bactérias, causando uma redução de oxigênio dissolvido, principalmente nas camadas inferiores da coluna de água.

Dentre as florações de microalgas, as caracterizadas pelo domínio de cianobactérias estão entre uma das principais consequências da eutrofização. Alguns autores citados por Azevedo e Sant'anna (2006) consideram florações para cianobactérias como ocorrências maiores que 10 mg/m³ de clorofila a, 20.000 células/mL de cianobactérias ou 2 mm³/L de biovolume celular de cianobactéria.

Além dos citados efeitos gerais das florações, no caso das cianobactérias acrescenta-se como grave consequência tanto para a biota como para a saúde humana, a capacidade de várias espécies produzirem toxinas. Estas toxinas são endotoxinas pertencentes a um grupo quimicamente heterogêneo e, portanto, apresentando diferentes propriedades toxicológicas. Essas toxinas podem causar vários problemas à saúde humana, podendo inclusive provocar mortalidade de animais e de seres humanos, quando ingeridas ou mesmo em contato (CARVALHO, 2006). Outra perturbação ligada às florações de cianobactérias é a produção de substâncias organolépticas que causam odor e sabor desagradável à água potável, portanto afetando a qualidade da água para consumo humano.

Diversas pesquisas realizadas no Brasil têm mostrando a ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas por todo o país, inclusive em reservatórios de abastecimento público (YUNES et al., 1992; AZEVEDO et al., 1994; SANT'ANNA; AZEVEDO, 2000). Nas represas Billings e Guarapiranga a presença de cianobactérias tóxicas tem sido detectada principalmente pela CETESB e vários gêneros já foram isolados desses reservatórios (SOUZA; CARVALHO; TRUZZI, 1998; SANT'ANNA; AZEVEDO, 2000; LAGOS et al., 1999). Um estudo mais recente (SANT'ANNA; MELCHER, 2007) mostrou que a Represa Billings é o ambiente mais propício ao desenvolvimento das cianobactérias, devido ao pH elevado, inclusive apresentando a maior biodiversidade dentre os reservatórios do alto Tietê já estudados. Um estudo comparativo realizado nas represas Guarapiranga e Billings confirmou o fato de que a Billings apresenta o maior número de cianobactérias, atingindo a cifra de 67 % de espécies potencialmente tóxicas (BARBOSA; RYLANDS; OLIVEIRA, 1993; CARVALHO et al., 2007).

Moschini-Carlos et al. (2009) avaliaram a qualidade da água do braço Taquacetuba do Complexo Billings tendo como foco também a presença de cianobactérias e produção de cianotoxinas em dois períodos de coleta. Os resultados mostraram a predominância das cianobactérias com formação de florações nas duas coletas, bem como também detectaram a presença das toxinas microcistina e saxotocina. Devido ao risco à saúde humana citado, principalmente em locais próximos a estações de abastecimento de água potável, medidas para o controle de grandes massas de algas tornam-se necessárias. Uma das medidas comumente utilizada no Brasil é a adição de sulfato de cobre. O sulfato de cobre pode ser eficiente em alguns casos, porém seus efeitos são temporários (dias), seu custo é elevado e ainda promove efeitos negativos em outros organismos presentes no ambiente onde é aplicado. Outro efeito negativo, já constatado na represa Billings, é a contaminação de sedimentos e peixes por cobre (MARIANI et al., 2006).

A necessidade de ferramentas de monitoramento de respostas mais rápidas e eficazes tem sido uma demanda frequente devido a vários fatores: os problemas causados pelas florações de cianobactérias, os procedimentos de campo e de laboratório comumente utilizados têm alto custo e longo tempo para processamento e análise, a rápida resposta dos reservatórios aos impactos, como consequência, gerando atraso nas decisões de manejo e gerenciamento dos recursos hídricos.

Uma ferramenta alternativa de monitoramento para agilizar a análise de dados e tomada de decisões é a técnica de sensoriamento remoto. A detecção da biomassa de cianobactérias por sensoriamento remoto é baseada na medida de absorção do pigmento ficocianina, presente somente em concentração considerável neste grupo fitoplanctônico. O sinal de absorção das ficocianinas das cianobactérias é ao redor de 615 nm (BRYANT, 1981) e pode ser detectado em dados de reflectância em corpos de água eutróficos e turvos. A Figura 2 mostra espectros de reflectância de medidas de ficocianina obtidos por (SIMIS et al., 2007) em lagos da Espanha e Holanda. A técnica de sensoriamento remoto é utilizada com sucesso como ferramenta de monitoramento em vários países e em diversos tipos de ambientes aquáticos continentais, tais como reservatórios e lagos

(SIMIS et al., 2007; RANDOLPH et al., 2008; MATHEWS; BERANRD; WINTER, 2010; OBERHOLSTER; BOTHA, 2010; GOMEZ, ALONSO; GARCIA, 2011; POTES et al., 2011). No Brasil ainda é uma técnica pouco utilizada.

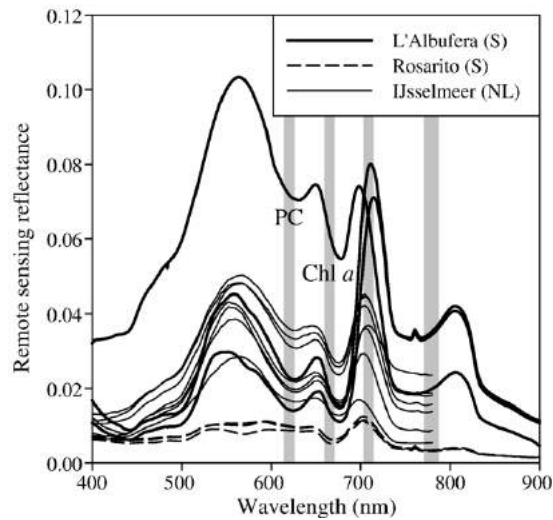


Figura 2: Espectros R_{rs} (sensoriamento remoto por refletância) representando o tipo e a magnitude da variação espectral dos dados de refletância encontrados no conjunto de dados obtidos em dois lagos espanhóis (L'Albufera e Rosario) e um lago holandês (IJsselmeer). Bandas tipo MERIS usados para obter PC (pigmento de cianobactéria = ficocianina) encontram-se indicados por barras verticais (nos comprimentos de onda de 620, 665, 708,75 e 778,75 nm). Fonte: (SIMIS et al., 2007).

Apesar de o sensoriamento remoto ser uma técnica útil no monitoramento e prevenção de eutrofização e formação de florescimentos, ela não fornece dados de todos os parâmetros ambientais que favoreceram o surgimento desses fenômenos. O monitoramento em tempo real é também uma ferramenta de monitoramento, que coleta de forma intensiva uma grande extensão de parâmetros físicos e químicos, além de monitorar clorofila-a e cianobactérias, por meio do pigmento ficocianina.

O reservatório Billings é alvo de vários impactos ambientais, como despejos de esgotos não tratados, bombeamentos de águas do rio Pinheiros para o combate às enchentes na cidade de São Paulo, grande ocupação desordenada de suas margens, entre outras fontes pontuais e não pontuais de poluição de suas águas. A ação antrópica é sem dúvida a maior causadora de sua eutrofização, como constatado por vários estudos já relatados. Cinco coletas realizadas recentemente entre 2009 e início de 2011 (dados não publicados) mostraram o completo domínio das cianobactérias, com a formação de florações em várias ocasiões, como evidenciado pela Figura 3. Estas evidências mostram a necessidade de um monitoramento extensivo desse reservatório.



Figura 3: Imagem da Represa Billings em dezembro de 2009, com proliferação visível de cianobactérias e poluição. Foto M.T. Sérico e C.S. Freire-Nordi.

3 SITUAÇÃO DO MONITORAMENTO REMOTO EM TEMPO REAL

O monitoramento remoto em tempo real, conhecido pela sigla em inglês RTRM (*real time remote monitoring*) oferece grandes vantagens sobre o monitoramento tradicional. A coleta automática de dados e a disseminação deles baseados na internet (web-based) proporcionam um banco de dados centralizado para uso e análise de todas as partes interessadas (GLASGOW et al., 2004).

O monitoramento contínuo ou em tempo real da qualidade da água em rios, lagos, reservatórios e estuários é uma prática que vem se introduzindo em muitos países que convivem com problemas ambientais, ou mais especificamente, riscos de contaminação das suas águas. Esse tipo de monitoramento permite aumentar significativamente a eficiência dos Sistemas de Vigilância, e reduzir os riscos sanitários, quando a água é utilizada para abastecimento, ou riscos ambientais, no caso mais geral.

De acordo com o Instituto Internacional de Ecologia (IIE), o monitoramento em tempo real representa um grande avanço tecnológico na gestão de águas e possibilita uma avaliação permanente das condições físicas e químicas associadas aos impactos das influências climáticas e das atividades humanas nos recursos hídricos, tais como eutrofização, aumento de material em suspensão na água e remoção de substâncias tóxicas do sedimento. Os impactos dessas atividades que resultam em alterações da condutividade elétrica da água, da concentração de oxigênio dissolvido, turbidez e pH podem ficar muito bem caracterizados quando são realizadas determinações em tempo real e permitem uma resposta rápida das ações de gerenciamento e a correção e minimização dos impactos. O monitoramento em tempo real pode proporcionar economia de milhões de Reais no tratamento de água e no bombeamento de água de qualidade adequada a partir das informações em tempo real.

Glasgow et al. (2004) realizaram a maior revisão sobre monitoramento remoto em tempo real. Entende-se o monitoramento remoto em tempo real pela coleta de dados por sondas com sensores, fixadas em boias ou plataformas posicionadas no seio do corpo d'água ou em sua margem e que transmitem esses dados em tempo real por satélites ou sinal de GPRS para estações receptoras. Estações meteorológicas também podem estar acopladas a esse sistema.

Os avanços tecnológicos atuais dos sensores, dos computadores portáteis e comunicação sem fio (wireless) permitiram aos cientistas adquirir e transmitir um conjunto de dados enquanto ainda estão no campo ou remotamente de uma estação de monitoramento. A incorporação de sondas que medem parâmetros baseados em organismos vivos tem aumentando as possibilidades dos sistemas de monitoramento em responder a uma variedade de parâmetros e contaminantes ambientais.

O monitoramento remoto em tempo real muitas vezes é confundido com a tecnologia conhecida como Sensoriamento Remoto (*Remote Sensing*). Essas duas tecnologias podem ser utilizadas conjuntamente, mas se diferem em alguns aspectos. A Tabela 1 apresenta uma comparação resumida das vantagens e desvantagens do uso das diversas formas de monitoramento, quais sejam aqui definidas como monitoramento tradicional, sensoriamento remoto e monitoramento remoto em tempo real. O monitoramento tradicional compreende o modo de coleta em campo com barco, garrafa de van Dorn, disco de Secchi, redes de zoo e fitoplâncton, dragas para coleta de sedimentos, sondas e outros equipamentos necessários, dependendo do tipo de análise a ser realizada. Ressalta-se que idealmente estas três formas de monitoramento se complementam, pois quando se propõem o monitoramento em tempo real, não se descarta o uso das técnicas tradicionais de monitoramento, assim como a incorporação do sensoriamento remoto, principalmente para a identificação das florações de algas.

3.1 SITUAÇÃO NO MUNDO

Glasgow et al. (2004) realizaram o levantamento mais completo encontrado na literatura sobre o monitoramento remoto em tempo real. Alguns desses sistemas são descritos aqui. Outras fontes bibliográficas são citadas ao longo desse item.

Tabela 1: Comparação entre os monitoramentos tradicional, sensoriamento remoto e tempo real

Tipo de Monitoramento	Vantagens	Desvantagens
Monitoramento Tradicional	Menor desgaste dos equipamentos, por não permanecerem em ambientes agressivos; Procedimentos e técnicas consolidados.	Monitoramento dificultado em períodos noturnos; Menor quantidade de dados coletados; Maior tempo despendido para obtenção do dado e posterior análise;
Sensoriamento Remoto	Tecnologia pode ser aplicada em diversos ramos, como em mapeamentos geológicos e manejo de recursos florestais, oceanográficos, (ventos, circulação oceânica e produtividade dos oceanos)	Dificuldade em obtenção de informações diretas abaixo da superfície; Dados podem ser afetados de acordo com meteorologia; Não há contato dos sensores com o corpo d'água (as medições são feitas à distância);
Monitoramento em Tempo Real	Obtenção de dados contínuos em intervalos reduzidos de tempo; Detecção de alterações bruscas em tempo real, possibilitando a manutenção da qualidade da água; Possibilidade de alarmes; Possibilidade de maior entendimento dos processos ambientais.	Ambiente agressivo reduz o tempo de vida dos equipamentos; Calibração e manutenção dificultadas; Necessidade de análise paralela da consistência dos dados gerados.

Os Estados Unidos é sem dúvida nenhuma o país que mais investe em sistemas de monitoramento remoto em tempo real. Na Carolina do Norte, na foz do Rio Neuse, que compreende a parte sul do Sistema Estuarino Albemarle-Pamlico (APES – *Albemarle-Pamlico Estuarine System*), possui a segunda maior área dentre as áreas estuarinas dos Estados Unidos da América (EPPERLY; ROSS, 1986). A bacia do Rio Neuse possui 6,97 km² que inclui grande parte da área urbana de Raleigh, capital desse estado americano, onde ocorrem extensas atividades agrícolas, especialmente nas suas seções média e inferior (HARNED, 2010). Os resíduos de fertilizantes destes campos geram altas cargas de nitrogênio que, juntamente com outras cargas de origem antrópicas, provocam as florações de dinoflagelados (*Prorocentrum minimum*) nesta região, especialmente no inverno (SPRINGER et al., 2005). Essa área possui um sistema de monitoramento remoto em tempo real (RTRM) com sete plataformas operadas pelo CAAE (*Center for Applied Aquatic Ecology* – Centro Aquático Ecológico Aplicado), identificadas na Figura 4. Os parâmetros monitorados pelo RTRM, que alertam sobre as florações dos dinoflagelados, são principalmente os altos níveis de oxigênio dissolvido, alto pH na parte superior da coluna d'água e as fotografias em infravermelho da área. Estas estações foram estrategicamente posicionadas em locais com consideráveis aportes de carga de nutrientes que incluíam eventos de mortandade de peixes, déficits de oxigênio e florações de algas.

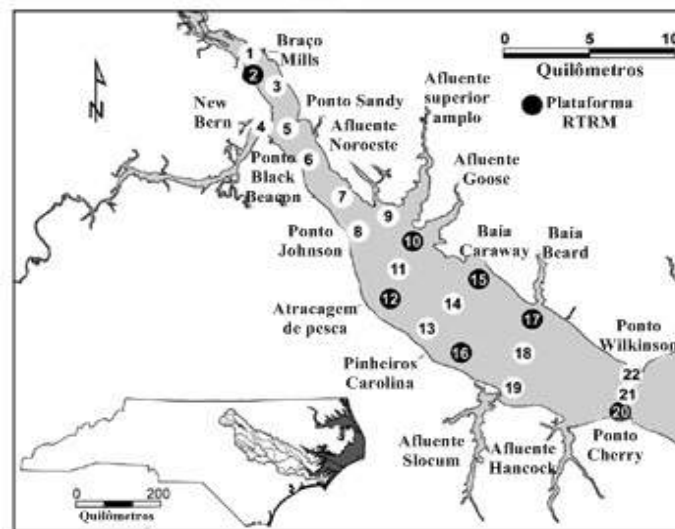


Figura 4: Representação das plataformas com monitoramento em tempo real, identificadas pelos números 2, 10, 12, 15, 16, 17 e 20. Fonte: Springer et al. (2005).

Com essa rede de monitoramento e o gerenciamento de dados em tempo real, o sistema consegue integrar cerca de 40 parâmetros físicos, químicos e biológicos em um sistema de

informações geográficas (GIS), disponibilizando-os às partes interessadas por meio de acesso via internet. As plataformas e os equipamentos ficam acima da linha d'água e monitoram a cada hora os parâmetros meteorológicos (radiação solar incidente, temperatura do ar, umidade relativa, precipitação e velocidade e direção do vento) e hidrológicos (profundidade da coluna d'água, temperatura da água, salinidade, pH, potencial de oxi-redução, oxigênio dissolvido e turbidez). Três das sete plataformas foram equipadas com sondas de profundidade variável com guincho controlado por um registrador de dados projetado pelo CAAE (patente pendente com instrumentos YSI Yellow Springs, OH), com medição a cada 10 cm. Estas plataformas foram providas com analisador de amostras d'água, os quais coletam amostras para análises da comunidade de fitoplâncton. De acordo com Springer et al. (2005), a qualidade dos dados é alcançada por meio da manutenção e calibração das sondas em intervalos de 3 dias. Os dados em tempo real, assim como outras informações e detalhes estão disponíveis no website <http://www.ncsu.edu/wq> (SPRINGER et al., 2005).

O estuário da baía de Corpus Christi no Texas faz parte do sétimo maior porto dos Estados Unidos da América com numerosas instalações petroquímicas. Por causa de sua importância, em 1992 foi criado o Programa Nacional do Estuário da Baía de Corpus Christi tendo como uma das finalidades a proteção do local, além de dar suporte econômico para o crescimento da região. De acordo com Flint (1985 apud ISLAM; BONNER; PAGE, 2010, p.431-440), a baía cobre uma área de aproximadamente 432,9 km² e está conectada ao Golfo do México por meio de um estreito canal de navegação. Em 1988 foi relatada a primeira ocorrência de hipóxia (concentração de oxigênio dissolvido menor que 2mg/L) no sudeste da baía e nos anos seguintes este episódio tem se repetido durante o verão (ISLAM; BONNER; PAGE, 2010). Para monitorar a qualidade da água e os parâmetros meteorológicos e hidrodinâmicos que interferem na ocorrência da hipóxia, foram instaladas nessa baía três plataformas fixas com sensores. A primeira plataforma (P1) foi posicionada a 100 m da foz da Baía Oso (Figura 5) para conseguir caracterizar o fluxo vindo dessa baía. A segunda plataforma (P2) foi posicionada na parte sudeste da baía, onde a hipóxia foi documentada pela primeira vez e a terceira plataforma (P3) está localizada na parte nordeste da baía, a fim de monitorar os efeitos do canal de navegação (ISLAM; BONNER; PAGE, 2010).

Os dados coletados com estas três plataformas foram utilizados na simulação de um modelo tridimensional para prever a distribuição de oxigênio dissolvido na baía (ISLAM et al., 2008) e o triângulo mostrado na Figura 5 representa a localização do centro onde todas as informações coletadas das plataformas são agregadas, chamado de *Shoreline Environmental Research Facility, SERF*. O sistema fixo robótico mede a variação vertical dos vários parâmetros da qualidade da água em uma boa resolução temporal. O sistema é formado por quatro partes principais: (a) a gaiola que abriga o sensor e os instrumentos; (b) o perfilador, que levanta e abaixa a carga; (c) o *wincube* (computador personalizado); e (d) o CI, sistema responsável por disponibilizar os dados medidos para as partes interessadas em tempo real, como mostra a Figura 6. Essa plataforma inclui um medidor de partículas, um sensor de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, temperatura, profundidade e um sensor de flúor. Em cada plataforma também foi instalado um Perfilador Doppler Acústico de Corrente (ADCP), para medir as correntes de água e um sistema de sensor meteorológico foi configurado para medir a velocidade e direção do vento, temperatura do ar e pressão barométrica.

Os autores (ISLAM et al., 2010) realizaram experimentos em laboratório para determinar o tempo de resposta para cada sensor, pois cada um necessita de tempos diferentes para obter uma leitura estável. Por exemplo, o medidor de diâmetro de partículas precisava de aproximadamente 3 s para registrar uma leitura estável, enquanto o sensor de oxigênio dissolvido precisava de 7 s.

As leituras dos parâmetros de qualidade da água, hidrodinâmicos e meteorológicos eram temporariamente guardados no *data logger (wincube)*, os quais eram transmitidos para a estação base (SERF), onde eram agregados e enviados ao servidor por meio das técnicas de telemetria, dependendo da localização da plataforma. Por meio do CI, o qual pode ser descrito como um sistema tecnológico computacional de comunicação que consegue obter dados e publicá-los em tempo real, estas informações eram enviadas para as partes interessadas em tempo real. A visualização dos dados ocorre em uma página web e são atualizados continuamente.

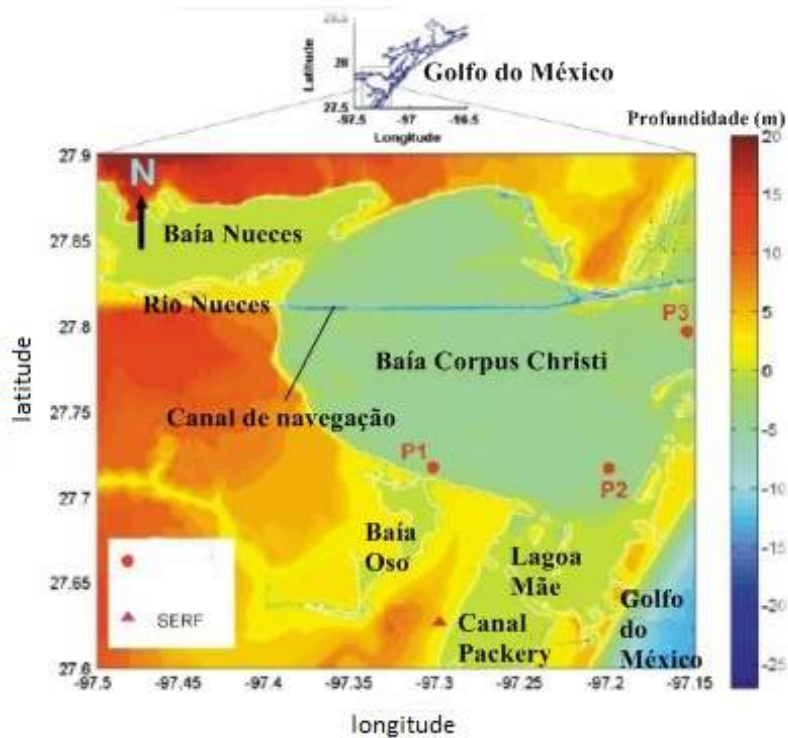


Figura 5: Características da área na Baía Corpus Christi e a localização das três plataformas. Fonte: Islam et al. (2010).



Figura 6: Representação do sistema robótico fixo na Baía Corpus Christi. Fonte: Islam et al. (2010).

Islam et al. (2010) discorrem que a vantagem do monitoramento em tempo real é que se uma anomalia é detectada, os dados são analisados e verifica-se se ela ocorreu em decorrência a um defeito no sensor ou foi proveniente de alguma mudança nas condições atuais da baía.

Na baía Corpus Christi o sistema robótico em cada plataforma está configurado para medir a qualidade da água a cada hora em cinco níveis equidistantes de profundidade na coluna de água. Esse esquema é utilizado para minimizar o consumo de energia, especialmente quando as condições de vento estão baixas. Entretanto, a frequência de amostragem pode ser alterada facilmente de acordo com a disponibilidade de energia. O software instalado no servidor de agregação e comunicação está programado para importar dados da plataforma fixa a cada intervalo de 10 minutos (ISLAM et al., 2010).

A energia é o fator mais crítico para a manutenção de um sistema de monitoramento autônomo de longo prazo. A energia necessária para manter a plataforma é gerada por uma pequena turbina de vento, que é capaz de gerar 38 kWh/mês com uma velocidade de vento de 12 m/h, sendo que a demanda de energia da plataforma é de 27 kWh/mês, quando é realizada uma perfilagem da coluna d'água por hora (ISLAM et al., 2010).

Outro importante ponto a ser considerado são as incrustações, pois podem afetar significativamente o desempenho do sensor. A plataforma fixa robótica foi construída a fim de diminuir os efeitos da incrustação, pois o sistema perfilador faz com que o sensor permaneça em uma posição estacionária acima da água entre os ciclos de medidas. Isso facilita a secagem dos sensores ao entrarem em contato com o ar e por meio da exposição à luz ultravioleta (UV). Esse processo minimiza significativamente o crescimento de microrganismos no sensor, tornando o ciclo de trabalho dele mais longo, por volta de 6 meses (ISLAM et al., 2010).

Nas águas costeiras subtropicais eutrofizadas nos arredores de Hong Kong, o fitoplâncton pode crescer rapidamente a altas concentrações sobre condições ambientais favoráveis (LEE et al., 2005). Esses autores ainda apontam que nem todas as florações de algas são causadas por microalgas, mas também por cianobactérias e agentes protozoários. Em Hong Kong, as florações são causadas por diatomáceas (*Bacillariophyceae*) e dinoflagelados (*Dinophyceae*). Eles descreveram essas florações com concentrações de clorofila *a* entre 20 a 40 mg/m³. Para o estudo dessas florações esses autores implementaram duas estações de monitoramento em tempo real em duas zonas oceânicas e estuarinas de Hong Kong: O Pui Tong em Kat O, na costa nordeste de Hong Kong e Luk Chau Wan na Ilha Lamma, ao sul. Uma das razões importantes da escolha desta área de estudo é que, de acordo com observações dos pescadores locais, a floração de algas ocorrida em 1998 apareceu pela primeira vez na região de Kat O e seguiu em direção ao sul em Lamma Island, onde ocorreu uma mortandade significativa de peixes. O principal objetivo deste projeto foi estudar as mudanças na qualidade da água e características hidrometeorológicas nas estações de campo, a fim de obter mais informações a respeito da dinâmica das algas e da interação dos processos físicos e biológicos na descrição e previsão dessas florações. Os autores não forneceram detalhes sobre a constituição dessas estações de monitoramento. Entendeu-se que elas não eram dispostas sobre boias ou plataformas, mas as amostras de água eram bombeadas e analisadas pelos equipamentos listados na Figura 7. Os dados utilizados nesse estudo foram coletados entre 2000 e 2003.

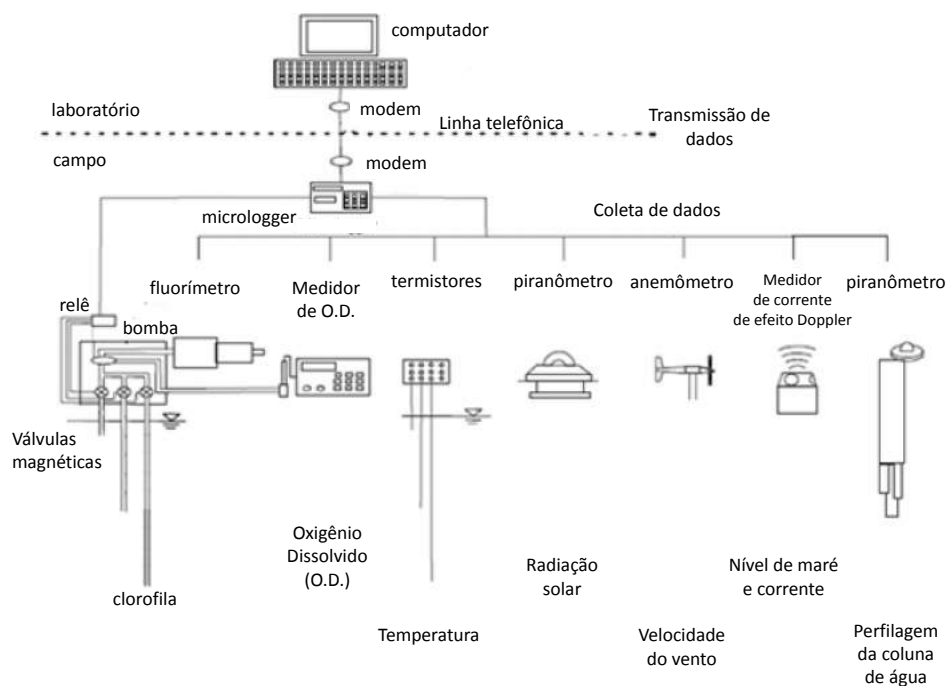


Figura 7: Diagrama esquemático do sistema de monitoramento da costa de Hong Kong. Fonte: Lee et al. (2005).

O programa de monitoramento deste projeto (LEE et al., 2005) consistiu em duas partes: o monitoramento em tempo real de telemetria online e o manual, de amostragem de água a cada duas semanas. A telemetria em tempo real tinha por objetivo a coleta online contínua de dados meteorológicos (intervalo de tempo da ordem de uma hora), informação da água e da qualidade hidrográfica (incluindo dados de clorofila). Já o manual foi criado para complementar as informações sobre a qualidade da água, além de fornecer uma verificação dos parâmetros mais importantes.

O sistema de telemetria foi projetado para um monitoramento contínuo do oxigênio dissolvido (OD) e da dinâmica das algas durante uma floração, além de gerar um alarme sempre que fosse detectada a presença de uma floração (LEE; WU, 1991; LEE; LEE, 1995). Um micrologger serviu como uma unidade central de processamento e tinha como função controlar o funcionamento dos sensores periféricos e registrar os dados obtidos. A telecomunicação estabelecida entre o micrologger e o computador do laboratório foi realizada por meio de um modem conectado ao mesmo computador. A coleta dos dados no laboratório era feita automaticamente a cada manhã ou sempre que uma floração de algas era detectada. O sistema era composto por um fluorímetro para determinação da clorofila, medidor de oxigênio dissolvido, termistores para a determinação da temperatura, um piranômetro para a medição da radiação solar, um anemômetro para a medição da velocidade e direção do vento, um medidor acústico por efeito Doppler para determinação das marés, profundidades e correntes e finalmente uma sonda multiparâmetros (Figura 7).

Os parâmetros analisados, a profundidade de medição e o intervalo de tempo entre as amostragens foram compilados na Tabela 2.

Tabela 2: Parâmetros medidos pelo sistema de monitoramento contínuo em tempo real na costa de Hong Kong

Parâmetro	Nível de Medição	Intervalo de tempo
Velocidade do vento e direção	3 m acima da superfície do mar	1 h
Temperatura do ar	Nível do mar	1 h
Radiação solar global	Nível do mar	1 h
Radiação fotossintética disponível	Superfície da água	1 h
Nível da maré	Superfície da água e fundo	1 h
Temperatura da água	Superfície, meio, fundo	1 h
	Perfil vertical	6 h
Oxigênio Dissolvido	Superfície, meio, fundo	2 h
	Perfil vertical	6 h
Fluorescência da clorofila	Superfície, meio, fundo	2 h
	Perfil vertical	6 h
Salinidade	Perfil vertical	6 h
pH	Perfil vertical	6 h

Fonte: Lee et al. (2005).

Ainda nesse trabalho, juntamente com o monitoramento de telemetria, amostras de água foram coletadas nas estações de campo e em pontos extremos de cada baía a cada duas semanas. Estes dados coletados foram usados para uma posterior elaboração de modelos matemáticos. Alguns dos parâmetros analisados nas amostras de água foram: concentrações de nutrientes (amônia, nitrato, nitrito, fosfato e silicato), contagem do fitoplâncton e zooplâncton (número de células e composição das espécies), clorofila-a, sólidos em suspensão e profundidade Secchi. Mais ainda, um perfil vertical de salinidade, temperatura, clorofila por fluorescência, oxigênio dissolvido e pH foram medidos com uma sonda multiparâmetros. O grande avanço deste sistema atual é a emissão de um alarme quando uma possível floração de algas é detectada, de modo que a amostragem manual da qualidade da água possa ser realizada para complementar os dados de telemetria. A amostragem manual pode ser mais eficaz, pois consegue focar em parâmetros que a telemetria não consegue medir como, por exemplo, parâmetros relacionados aos nutrientes.

O sistema de telemetria ficou em operação por mais de 4 anos desde 2000 e apresentou resultados bastante satisfatórios. Durante todo este período, os dados de clorofila mostraram claramente que Kat O, uma baía relativamente livre de poluição, frequentemente apresenta

proliferação de algas. Os autores observaram que a dinâmica do fitoplâncton é muito rápida e as florações podem se formar e diminuir na ordem de vários dias até algumas semanas (LEE et al., 2005).

Lee et al. (2005) concluíram que a proliferação de algas nocivas é uma das questões mais importantes no gerenciamento da qualidade da água. No sistema de monitoramento contínuo de telemetria foi possível acompanhar as mudanças de longo e curto prazo na biomassa de algas (por fluorescência da clorofila), oxigênio dissolvido e outras importantes variáveis hidrometeorológicas. O programa de amostragem quinzenal de água também forneceu informações sobre a diversidade das algas e espécies em relação à biomassa, de modo que este poderia ser correlacionado com dados físicos, químicos e biológicos.

O USGS (*U. S. Geological Survey* – Levantamento Geológico dos Estados Unidos da América) fundado em 1879, atualmente é responsável por administrar informações sobre desastres naturais, como terremotos e enchentes, assim como informações sobre os recursos d'água dos EUA, possuindo atualmente mais de 1.600 estações de monitoramento em tempo real (disponível em: http://waterdata.usgs.gov/nwis/current/?type=quality&group_key=NONE).

O USGS fornece dados de monitoramento em tempo real, enviados dos pontos de coleta para a central por meio de satélites, sendo então publicados na internet para consulta pública. As medições de qualidade da água são registradas em intervalos de tempo que variam entre cinco minutos e uma hora, sendo atualizadas em intervalos de quatro horas ou menos.

Os dados publicados na internet podem ser dispostos em gráficos ou em tabelas, conforme a necessidade da parte interessada e no período de interesse. Os principais parâmetros monitorados são: condutividade elétrica, pH, temperatura d'água, turbidez, oxigênio dissolvido, radiação solar, concentração de clorofila, fluorescência e profundidade (tecnologia Doppler acústico). No entanto, nem todos os pontos de coleta possuem dados de todos estes parâmetros. Em se tratando de uma rede de monitoramento extremamente grande, os métodos utilizados para a medição dos parâmetros são os mais diversos possíveis. Para maior detalhamento, como métodos de calibração, manutenção, entre outros, utilizados pelo USGS, consulte o website: <http://water.usgs.gov/owq/Fieldprocedures.html>.

3.2 SITUAÇÃO NO BRASIL

Alguns projetos de estações de monitoramento em tempo real já foram implementados no Brasil. Destacam-se entre eles os sistemas de monitoramento desenvolvidos e operados pelo IEE (Instituto Internacional de Ecologia), como o que opera na represa de Lajeado, ligado ao Instituto Nacional de Ecologia (TUNDISI, 2003) e o sistema de monitoramento em tempo real da região metropolitana de São Paulo, concebido e operado pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP).

O IIE - Instituto Internacional de Ecologia (www.fernandosantiago.com.br, s.d.) desenvolveu projeto para monitorar em tempo real, a qualidade da água de reservatórios de abastecimento público, represas e hidroelétricas. Não se localizou a data de desenvolvimento desse projeto. Com esse sistema o IIE garante saber a deterioração da qualidade da água e ainda tomar medidas preventivas evitando problemas para a população e para o meio ambiente. Os autores descrevem ser possível melhorar a qualidade da água e diminuir os custos de tratamento. Um dos produtos desse programa foi denominado SMATER (Sistema de Monitoramento de Água em Tempo Real), produzido pelo pesquisador João Durval Arantes Junior. Instalado em uma plataforma ancorada numa represa (não identificada), o SMATER registrava 11 variáveis como temperatura da água, pH, nutrientes, oxigênio dissolvido, turbidez e clorofila. Esse equipamento utilizava uma sonda multiparâmetros que fazia uma varredura da superfície até uma profundidade de 28 m, a cada 25 cm. Eram fornecidos dados físicos, químicos e biológicos. O IIE (www.fernandosantiago.com.br, s.d.) fornece uma aplicação prática desse sistema. Se uma carga de ácido sulfúrico cair em um manancial monitorado pelo SMATER, os sensores registrarão a mudança química e o operador poderá imediatamente suspender o bombeamento de água. O projeto previa também cenários que

poderiam ocorrer a longo prazo. Na represa de Lajeado, no Rio Tocantins, por exemplo, o sistema avaliaria o que aconteceria com a represa se a população do Estado de Tocantins chegasse a 10 milhões e o esgoto não fosse tratado adequadamente, explicou o presidente do IIE, José Galizia Tundisi. Nesse *website*, afirmava-se que protótipos do SMATER estavam em fase de instalação em Palmas (TO) e em São Carlos, São Paulo e que havia ainda a possibilidade de instalação de um em Barra Bonita, no Rio Tietê.

Atualmente sabe-se que o Instituto Internacional de Ecologia -IIE (www.iie.com.br, s.d.) possui três estações de monitoramento (Figura 8) em tempo real nas represas Billings e Guarapiranga encomendadas pela DERSA para monitorar as obras do Trecho Sul do Rodoanel Mário Covas. Os sistemas são dotados de uma estação meteorológica e uma sonda multiparâmetros com sensores de profundidade, pH, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade, turbidez e sólidos totais dissolvidos. De acordo com o site do IIE (www.iie.com.br, s.d.), a sonda multiparâmetros é automaticamente acionada a cada 30 minutos para realizar a leitura ao longo da coluna de água. Os dados climatológicos e da coluna de água são armazenados e transmitidos via GPRS para um servidor de internet e para um servidor de comunicação central, que tem a função de intermediar o tráfego de dados entre o servidor da internet e a rede de telefonia celular e disponibilizar as informações ao Instituto Internacional de Ecologia, à DERSA e à CETESB.

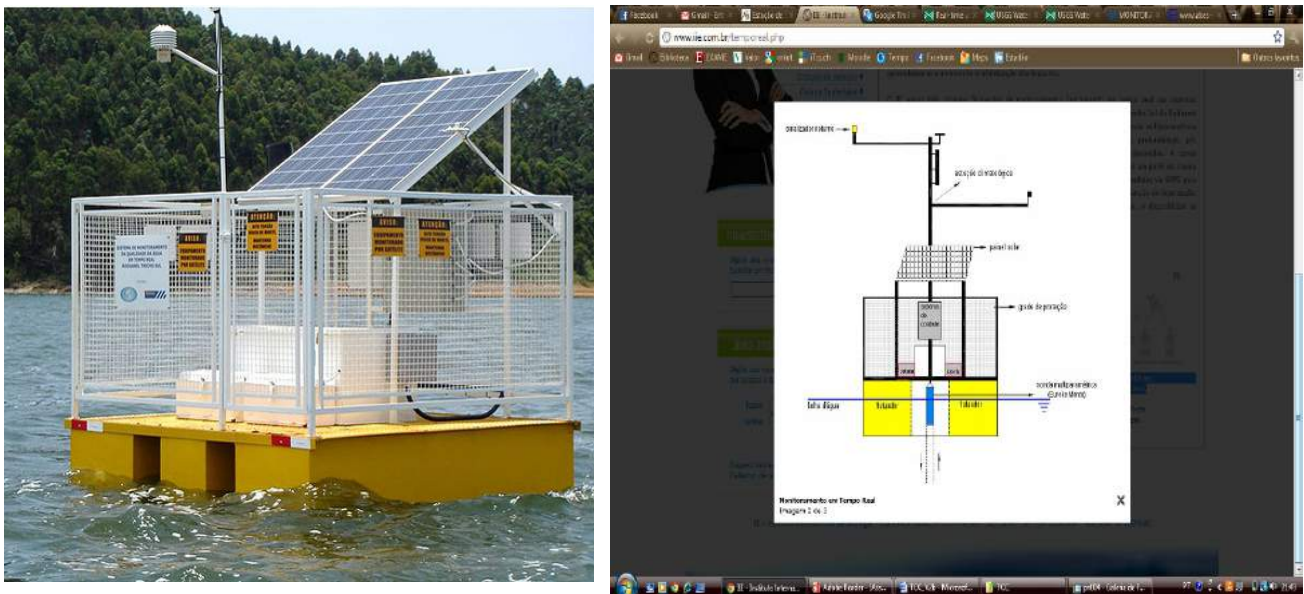


Figura 8: Plataforma de monitoramento em tempo real fundeada na represa Billings, na área de influência direta das obras do Trecho Sul do Rodoanel Mário Covas. Fonte: www.iie.com.br.

Existe um trabalho publicado utilizando o sistema SMATER de monitoramento em tempo real (TUNDISI et al., 2004) na represa Carlos Botelho em São Carlos, SP (Lobo-Broa) com dados de operação do sistema por 32 dias, mais especificamente entre julho e agosto de 2003, caracterizando o período de inverno. O objetivo deste estudo foi analisar as consequências das frentes frias intermitentes na estrutura vertical do reservatório. Este estudo se justifica, pois os ventos podem provocar diversas alterações nas variáveis físicas, químicas e biológicas, com consequentes distúrbios nas populações do fitoplâncton (PADISAK, 1993). Além disso, os fortes ventos podem promover a aeração da coluna d'água, a suspensão de partículas e diminuir a radiação solar incidente, uma vez que as movimentações das águas aumentam. A Figura 9 apresenta uma foto do sistema SMATER na represa do Lobo (Broa) em São Carlos.

O sistema de monitoramento foi instalado na região mais profunda do reservatório, de aproximadamente 12 metros. A cada 30 minutos os sensores alimentados por um painel solar faziam uma varredura completa na coluna d'água. Os dados obtidos foram correlacionados com informações climatológicas e imagens de satélite. As variáveis coletadas incluíam temperatura da

água, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, nitrato, amônia, clorofila-a, turbidez e potencial redox (oxirredução). Os dados climatológicos obtidos foram radiação solar, temperatura do ar e velocidade e direção do vento. As imagens de satélite foram obtidas pelo INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) por meio do site www.inpe.br e no Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC) no site www.cptec.inpe.br. Segundo seus autores, os resultados levantados nesse estudo confirmam o efeito das frentes frias em reservatórios pouco profundos.

De acordo com Tundisi et al. (2004), os efeitos da passagem de frentes frias podem ser generalizados para todos os reservatórios pouco profundos da região sudeste do Brasil. Durante as frentes frias, ocorre mistura na coluna d'água. Quanto mais calma a fase intermediária entre as frentes, há o aquecimento da superfície e a estratificação da coluna d'água. Quando há estratificação, a frequência de florações de cianobactérias, principalmente *Microcystis aeruginosa* ou *Microcystis sp*, aumenta. Com a circulação e mistura, ferro e manganês podem ser liberados depois de um período de condições reduzidas no fundo, promovidas pela estratificação, resultando em aumento de custos de tratamento para abastecimento público.



Figura 9: Plataforma instalada na represa do Lobo (Broa). Fonte: www.canalciencia.ibict.br.

Tundisi et al. (2004) sugerem que os dados levantados pela plataforma podem levar a um modelo preditivo para uso como uma ferramenta de gerenciamento de reservatórios, especialmente aqueles utilizados como mananciais na região metropolitana de São Paulo.

O abastecimento de água potável para a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) exige, de acordo com dados de 2008 (WHATELY et al., 2008), uma vazão em torno de 66 m³/s. (FLORES; SORRINI, s.d.) ressaltam que desse total, 99,5% é proveniente de reservatórios superficiais, que em grande parte se localizam em áreas que são atingidas pela mancha urbana da RMSP. Apesar das restrições impostas pela Lei de Proteção de Mananciais, a ocupação das bacias de contribuição desses reservatórios vem ocorrendo de forma descontrolada, comprometendo seriamente a qualidade das suas águas (FLORES; SORRINI, s.d.).

Flores; Sorrini, (s.d.) descrevem ainda que a degradação da qualidade da água ocorre de forma acelerada em alguns reservatórios, tais como Guarapiranga, Rio Grande e Baixo Cotia e de forma menos dramática, mas nem por isso menos preocupante no reservatório Paiva Castro, este último pertencente ao Sistema Cantareira. Excluindo-se os reservatórios localizados em áreas protegidas, como as represas do Alto Cotia e Rio Claro, a tendência é de comprometimento crescente da qualidade da água em todos os reservatórios que abastecem a região metropolitana de São Paulo, em função da pressão por espaço urbano, aliado à falta de uma política integrada e eficaz de uso do solo na região.

Um fator que agrava o monitoramento da forma tradicional é que o período entre uma coleta de amostra e outra é bastante grande, geralmente uma vez por semana, chegando-se até a frequências mensais e, além disso, as amostragens são feitas sempre no período diurno, pela

difficuldade de se coletar amostras, que exigem o uso de barco. Dessa forma, oscilações que ocorrem no período noturno não são detectadas. E essas variações que eventualmente ocorrem no período noturno podem ocasionar significativas alterações na qualidade da água. Um reservatório, embora constituído por uma considerável massa de água, pode sofrer oscilações bruscas de qualidade da água, em função de fenômenos como a inversão térmica, a ressolubilização de substâncias presentes nos sedimentos do fundo e variações nictemerais, que são as variações que ocorrem entre o dia e a noite. Em muitos casos, essas alterações podem afetar seriamente a qualidade da água, e se manifestam num período de poucos dias. É necessário, portanto, que o monitoramento tenha capacidade de detectar essas alterações, para que o tratamento da água não seja, ou se for, minimamente afetado (FLORES; SORRINI s.d.). Além disso, conhecendo a qualidade da água bruta ao longo da coluna d'água pode-se, se houver planejamento para isso, alterar a profundidade de captação, amostrando água de melhor qualidade, ou mesmo decidindo pela suspensão temporária de captação. Estes procedimentos permitem redução no custo de tratamento e pode oferecer maiores garantias do ponto de vista de saúde pública.

Em função dos fatores citados no parágrafo anterior, a Sabesp iniciou no final dos anos 90¹ o monitoramento em tempo real dos reservatórios da região metropolitana de São Paulo (RMSP). Os reservatórios onde foram instaladas as chamadas unidades de monitoramento remoto (UMR) são Guarapiranga, Billings, Rio Grande e Taiaçupeba. A Figura 10 apresenta a posição dessas estações de monitoramento da Sabesp. No início do projeto eram 10 estações remotas, mas sabe-se hoje que nove estão em operação. As atualmente em operação estão posicionadas na Guarapiranga (3 UMR's), na Billings (4 UMR's), no reservatório Rio Grande (1 UMR) e uma UMR na represa Atibainha. A Sabesp possui ainda 5 estações fixas de monitoramento em rios, nos sistemas de abastecimento do Baixo Cotia (1 estação) e no Cantareira (4 estações fixas). O objetivo básico dessa rede de monitoramento dá uma pista da manutenção estratégica dessas estações. A Sabesp pretendia com esse sistema de monitoramento identificar fenômenos que provocam alterações bruscas na qualidade da água e que podem ser detectados a tempo de prevenir o tratamento, além de ampliar significativamente o conhecimento sobre o comportamento do reservatório, em termos da qualidade da água, permitindo dirigir melhor o monitoramento de rotina (não-contínuo) para períodos e áreas críticas, resultando em uma redução da quantidade de amostras, e, portanto, numa redução equivalente nos custos desse monitoramento (FLORES; SORRINI, s.d.)

A estação de monitoramento remoto (UMR) da Sabesp está instalada em boia náutica (Figura 11). Dependendo da profundidade do local são instaladas sondas multiparâmetros na superfície, outra no meio e uma no fundo da coluna d'água. Se a coluna não é profunda, são posicionadas apenas as sondas na superfície e no fundo. As UMR's realizam medições a cada 30 minutos e analisam os parâmetros pH, temperatura, condutividade elétrica, potencial de oxirredução (potencial redox), turbidez e concentração de oxigênio dissolvido. Esses dados são armazenados em dataloggers e transmitidos via GPRS para uma central na Sabesp em intervalos de tempo programados (TSUTIYA, 2004). O sistema foi concebido para operar automaticamente com a supervisão direta de técnicos da Sabesp. Existe ainda uma unidade de recepção de dados que mantém programa gerenciador capacitado para a operação automática ou manual do sistema, permitindo receber dados das estações remotas correspondentes, a transferência automática dos dados via linha telefônica celular para a Unidade Central de Recepção e a visualização gráfica dos dados válidos das últimas 24 horas, das unidades remotas do sistema correspondente. Na Unidade Central de Recepção também é mantido um programa gerenciador capacitado para a operação automática ou manual do sistema, permitindo consultar os dados por parâmetro monitorado, data ou período e também visualizar graficamente os dados. Finalmente essa Unidade Central realiza a comunicação automática com as Unidades de Recepção de dados para a obtenção de dados em situação de alarmes e mantém o banco de dados central do sistema (FLORES; SORRINI, s.d.).

Existem indicadores que permitem avaliar a situação potencial de alterações na qualidade da água num reservatório. É o caso do oxigênio dissolvido (OD), que está relacionado com a

¹ não se localizou na literatura a data exata do início dessas atividades - nota dos autores.

ressolubilização de substâncias a partir do sedimento de fundo. Baixos teores, ou ausência, de OD no fundo podem acarretar esse fenômeno de ressolubilização. Um monitoramento contínuo do teor de OD no fundo, então, permite detectar situações potenciais de alteração na qualidade da água, a tempo de prevenir a área de tratamento ou, se houver essa possibilidade, tomar medidas de reaeração artificial no fundo (FLORES; SORRINI, s.d.).

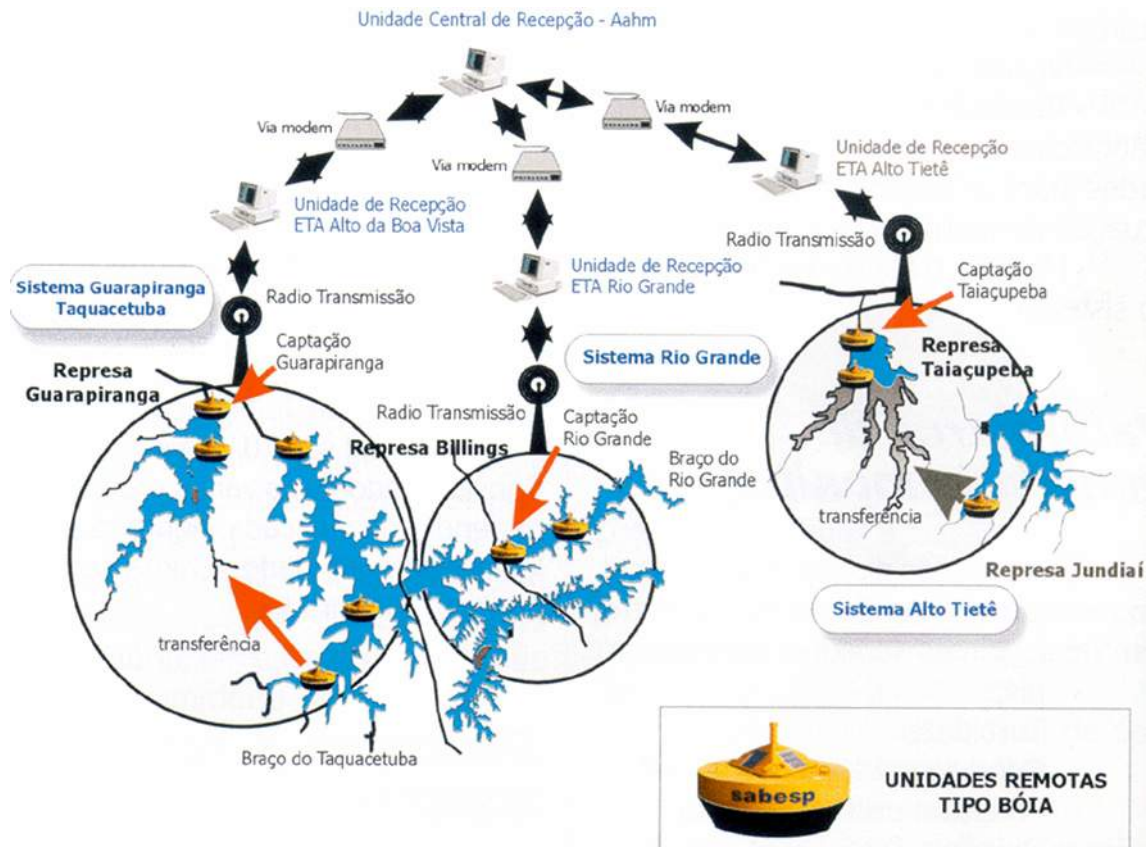


Figura 10: Unidade de monitoramento em tempo real da Sabesp na região metropolitana de São Paulo. Fonte: Flores e Sorrini (s.d.).



Figura 11: Unidade remota de monitoramento (UMR) da Sabesp.

A Sabesp se preocupa com a intensa proliferação de algas nos reservatórios de água, principalmente pelo aspecto relacionado às questões de saúde pública, além do aumento dos custos de tratamento causados por florações de cianobactérias. A Billings é um dos mananciais de captação de água da região metropolitana e seu entorno sofre com o processo de urbanização descontrolado e sem infraestrutura adequada, principalmente de coleta e transporte de esgoto para

estações de tratamento. Além disso, o bombeamento, mesmo que intermitente, das águas do rio Pinheiros para a Billings leva uma grande quantidade de matéria orgânica, nutrientes, inóculos algais e poluentes para esse manancial. A soma desses fatores faz com que proliferem nesse reservatório grandes quantidades de bactérias, destacando-se as cianobactérias. Essas cianobactérias podem lançar substâncias na água que causam gosto e odor, além de toxinas que podem afetar a saúde humana se não forem adequadamente removidas no tratamento de água.

Em consequência de todos os fatores citados e em função de um dos objetivos da rede de monitoramento da Sabesp - maior entendimento dos processos de florações de algas nos reservatórios da região metropolitana de São Paulo – os autores desse capítulo, iniciaram na Unifesp, campus Diadema o projeto de pesquisa intitulado: “Monitoramento intensivo de reservatórios da região metropolitana de São Paulo, com ênfase nas cianobactérias e sua correlação com parâmetros físicos e químicos: o caso da Billings”. O objetivo desse projeto é estudar o comportamento desse ambiente com medição de parâmetros físicos, químicos e biológicos em intervalos reduzidos de tempo. O projeto aprovado (Fapesp, PITE, processo N° 2010/50738-8) com financiamento da FAPESP, Sabesp e Unifesp, em fase de execução, permitirá operar uma estação de monitoramento intensivo, remoto e em tempo real em um braço da represa Billings no município de Diadema, próximo ao campus Diadema da Unifesp.

3.4 ESTAÇÃO MONITORAMENTO INTENSIVO (EMI) DA BILLINGS EM DIADEMA, SP

O posicionamento dessa estação foi escolhido essencialmente em função do objetivo do monitoramento, que é o entendimento das variáveis envolvidas no desencadeamento das florações de cianobactérias, mas outros aspectos foram fundamentais: a proximidade do campus Diadema da Unifesp, existência de sinal de telefonia celular, segurança contra vandalismo e facilidade de acesso (Figura 12).



Figura 12: Localização da estação de monitoramento da Unifesp na Billings, em Diadema, SP.

A EMI (Figura 13), em operação preliminar (outubro de 2013), é constituída por duas sondas multi-parâmetros acopladas com sensores para monitoramento intensivo e em tempo real das seguintes variáveis: temperatura, pH, potencial de oxirredução (potencial redox ou ORP), condutividade elétrica, concentração de oxigênio dissolvido por sensor ótico, turbidez, concentrações de nitrato, amônia, cloretos, clorofila-a e cianobactérias. Esses sensores são da marca Hach Hydrolab DS5X. Além dos sensores físicos e químicos, há também os meteorológicos de radiação solar global, radiação fotossintética ativa, sensor de precipitação atmosférica, temperatura do ar, umidade relativa e pressão barométrica. A estação de monitoramento é constituída de um sistema de perfilagem que fará uma varredura vertical dos parâmetros a cada hora na coluna d'água. A medição vertical será a cada metro de profundidade, desde a superfície até o fundo do

reservatório. Esse sistema de perfilamento ainda está em fase de testes. A estação denominada Estação de Monitoramento Intensivo (EMI) é alimentada por um painel solar, que alimenta as sondas, o sistema de perfilagem, o sistema de armazenamento e transmissão de dados, além da sinalização náutica. Na região de instalação da estação de monitoramento há grande variação de sinal GPRS e por isso há ocasionalmente interrupção na transmissão dos dados.

Paralelamente aos dados coletados pela EMI são realizadas mensalmente coletas de água com objetivo de analisar qualitativa e quantitativamente o zooplâncton, fitoplâncton e nutrientes na água. Nesse contexto, outra finalidade da aquisição desse conjunto de dados é fornecer subsídios para proposição de medidas de manejo e recuperação ambiental utilizando técnicas de biorremediação, que irão beneficiar e proteger a qualidade da água, de forma a garantir a integridade dos recursos naturais, e consequentemente sua exploração sustentada, com a vantagem adicional de economia de recursos financeiros.



Figura 13: Estação de monitoramento intensivo (EMI) da Unifesp, campus Diadema.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O monitoramento intensivo, remoto e em tempo real já é uma realidade em muitos sistemas de monitoramento espalhados pelo mundo e em situações pontuais no Brasil. Essa ferramenta é mais uma opção de monitoramento, que engloba toda a dinâmica do sistema aquático, pois os dados são coletados em intervalos reduzidos de tempo e incluem as variações nictemerais, diárias, mensais e anuais, quando o sistema é operado ininterruptamente. Contudo, essa forma de monitoramento não deve ser utilizada isoladamente. Há que se fazer uso das técnicas tradicionais de monitoramento e ainda pode-se associá-las ao sensoriamento remoto.

O monitoramento intensivo se constitui uma ferramenta importante na gestão dos recursos hídricos, auxiliando a tomada de decisões, ainda mais em situações de regiões metropolitanas densamente povoadas, onde as pressões de degradação ambiental são extremamente velozes e causando impactos diretos na qualidade da água para abastecimento. Portanto, contribui com a implantação de medidas de manejo e recuperação ambiental direcionada a cada evento específico, de forma a garantir a integridade dos recursos naturais, e consequentemente sua exploração sustentada, com economia de recursos financeiros.

REFERÊNCIAS

AFFONSO, A. G.; BARBOSA, C.; NOVO, E. M. L. Water quality changes in floodplain lakes due to the Amazon River food pulse; Lago Grande do Curual (Pará). **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 3, p. 601-610, 2011.

- ARTIOLA, J. F.; PEPPER, I. L.; BRUNSSEAU, M. **Environmental Monitoring and Characterization**. San Diego, California: Elsevier Academic Press, 2004. 410 p.
- AZEVEDO, M. T. D. P.; SANT'ANNA, C. L. Morfologia e reprodução. In: SANT'ANNA, C. L. et al. **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras**. Rio de Janeiro: Interciência, 2006. cap. 2.
- AZEVEDO, S. M. F. O. et al. First report of microcystis from a Brazilian isolate of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. **Journal of Applied Ecology**, p. 261-265, 1994.
- BARBOSA, F. A. R.; RYLANDS, A. B.; OLIVEIRA, S. J. Drastic decrease in algal diversity caused by human impact on an urban lake in southeast Brazil. **Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie**, p. 261-265, 1993.
- BICUDO, F. A. R. et al. Undesireble side-effects of water hyacinth control in a shallow tropical reservoir. **Freshwater Biology**, p. 1120-1133, 2007.
- BRAGA, B.; PORTO, M.; TUCCI, C. E. M. Monitoramento de quantidade e qualidade das águas. In: REBOUÇAS, ALDO C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras, 1999. p. 717.
- BRUNS, D.; WIERSMA, G. Conceptual basis of environmental monitoring systems: a geospatial perspective. In: WIERSMA, G. **Environmental Monitoring**. Boca Raton: CRC Press, 2004.
- BRYANT, D. A. The photoregulated expression of multiple phycocyanin species. **European Journal of Biochemistry**, p. 425-429, 1981.
- CALIJURI, M. C.; SANTOS, A. C. A. Short-term changes in the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil): emphasis on the phytoplankton communities. **Hydrobiologia**, p. 163-175, 1996.
- CARVALHO AGUIAR, V. M.; BAPTISTA NETO, J. A.; RANGEL, C. M. Eutrophication and hypoxia in four streams discharging in Guanabara Bay, RJ, Brazil, a case study. **Marine Pollution**, p. 1915-1919, 2011.
- CARVALHO, L. R. Cianobactérias. In: SANT'ANNA, C. L. et al. **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras**. Rio de Janeiro: Interciência, 2006. cap. 3, p. 9-18.
- CARVALHO, L. R. et al. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystin by planar chromatography in surface water of Billings and Guarapiranga reservoir. **Revista Brasileira de Botânica**, p. 141-148, 2007.
- CEYHUN, Ö.; YALÇIN, A. Remote sensing of water depths in shallow waters via artificial neural networks. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, n. 89, p. 89-96, 2010.
- CROSSETTI, L. O.; BICUDO, D. C.; BICUDO, C. E. M. Adaptations in phytoplankton life strategies to imposed change in a shallow urban tropical eutrophic reservoir, Garças Reservoir, over 8 years. **Hydrobiologia**, p. 91-105, 2008.
- EPPERLY, S. P.; ROSS, S. W. **Characterization of the North Carolina Pamlico-Albermale estuarine complex**. Washington: National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Center, 1986.
- ESTEVES, F. A.; MEIRELLES-PEREIRA, F. Eutrofização artificial. In: ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. cap. 27, p. 625-655.
- FLINT, R. W. Long-term estuarine variability and associated biological response. **Estuaries**, p. 158-169, 1985.
- FLORES, A. P.; SORRINI, E. Monitoramento em tempo real da qualidade da água dos mananciais da região metropolitana de São Paulo (RMSP). Disponível em: <<http://www.sanepar.com.br/sanepar/sanare/v16/MONITORAMENTO.htm>>. Acesso em: 27 out. 2011.
- GLASGOW, H. B. et al. Real-time remote monitoring for water quality: a review of current applications, and advancements in sensor, telemetry, and computing technologies. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, p. 409-448, 2004.

- GOMEZ, J. A. D.; ALONSO, C. A.; GARCIA, A. A. Remote sensing as a tool for monitoring water quality parameters for Mediterranean Lakes of European Union water framework directive (WFD) and as a system of surveillance of cyanobacterial harmful algae blooms (SCyanoHABs). *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 181, n. 1-4, p. 317-334, Oct. 2011.
- HARNED, D. North Carolina Water Science Center, 2010. Disponível em: <<http://nc.water.usgs.gov/projects/albe/SW.html>>. Acesso em: 8 out. 2011.
- INSTITUTO Internacional de Ecologia. Disponível em: <<http://www.iie.com.br/temporeal.php>>. Acesso em: 27 out. 2011.
- ISLAM, M. S. et al. A mechanistic dissolved oxygen model of Corpus Cristi Bay to understand critical processes causing hypoxia. **Quebec Technical Program**, p. 15-18, 2008.
- ISLAM, M. S.; BONNER, J. S.; PAGE, C. A. A fixed robotic profiler system to sense real-time episodic pulses in Corpus Christi Bay. **Environmental Engineering Science**, p. 431-440, 2010.
- KHAN, F. A.; ANSARI. Eutrophication: an ecological vision. **Botanical Review**, p. 449-482, 2005.
- LAGOS, N. et al. First evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. **Toxicon**, p. 1359-1373, 1999.
- LEE, H. S.; LEE, J. H. W. Continuous monitoring of short term dissolved oxygen and algal dynamics. **Water Research**, p. 2789-2796, 1995.
- LEE, J. H. W. et al. Real time observations of coastal algal blooms by an early warning system. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, n. 65, p. 172-190, 2005.
- LEE, J. H. W.; WU, R. S. S.; CHEUNG, Y. K. Forecasting of dissolved oxygen in marine fish culture zone. **Journal of Environmental Engineering**, v. 117, n. 6, p. 816-833, 1991.
- LIMA, M. C. et al. Export and retention of dissolved inorganic nutrients in the Cachoeira River, Ilheus, Bahia, Brazil. **Journal of Limnology**, p. 138-145, 2010.
- MAGALHÃES, E. M. D. et al. Estuarine Lagunar complex Mundau/Manguaba lagoons. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE FICOLOGIA E SIMPÓSIO LATINOAMERICANO SOBRE ALGAS NOCIVAS, 11., Alagoas, 2008. **Anais...** Alagoas, 2008. p. 167-185.
- MARIANI, C. F.; et al. Biota and water quality in Riacho Grande Reservoir and Billings Complex (São Paulo, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensis**, p. 267-280, 2006.
- MATHEWS, M. W.; BERANRD, S.; WINTER, K. Remote sensing of cyanobacteria-dominant algal blooms and water quality parameters in Zeekovlei, a small hypertrophic lake, using MERIS. **Sensing of Environment**, p. 2070-2087, 2010.
- MONITORAMENTO de água de reservatórios. Disponível em: <<http://www.fernandosantiago.com.br/monitor.htm>>. Acesso em: 29 out. 2011.
- MORSE, R. E. et al. Environmental and physical controls on the formation and transport of blooms dinoflagellate *Cochlodium polykrikoides* Margalef in the lower Chesapeake Bay and its tributaries. **Estuaries and Coasts**, p. 1006-1025, 2011.
- MOSCHINI-CARLOS, V. S. et al. Cyanobacteria and cyanotoxin in the Billings Reservoir (São Paulo, SP, Brazil). **Limnetica**, 2009.
- OBERHOLSTER, P. J.; BOTHA, A. M. Use of remote sensing and molecular markers to detect toxic cyanobacterial hyperscums: a case study on Lake Hartbeespoort, South Africa. **African Journal of Biotechnology**, p. 8791-8799, 2010.
- PADISAK, J. The influence of different disturbance frequencies on the species richness, diversity and equitability of phytoplankton in shallow lakes. **Hydrobiologia**, n. 249, p. 135-156, 1993.

- PHLIPS, E. J. et al. Scales of temporal and spatial variability in the distribution of harmful algae in the Indian River Lagoon, Florida, USA. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 89, p. 89-96, 2010.
- PORTAL de Divulgação Científica e Tecnológica. Disponível em: <<http://www.canalciencia.ibict.br/pesquisa/0166-Monitoramento-qualidade-da-agua-em-reservatorios.html>>. Acesso em: 29 out. 2011.
- POTES, M. et al. Remote sensing of water quality parameters over Alqueva Reservoir in the south of Portugal. **International Journal of Remote Sensing**, p. 3373-3388, 2011.
- PSILOVIKOS, A. Contribution of monitoring in sustainable management and prevention of environmental hazards in the transboundary river Nestos. The perspective application of directive 2000/60. **Hydrotechnica**, p. 87-102, 2005.
- RANDOLPH, K. et al. Hyperspectral remote sensing of cyanobacteria in turbid productive water using optically active pigments, chlorophyll a and phycocyanin. **Remote Sensing of Environment**, n. 112, p. 4009-4019, 2008.
- SANT'ANNA, C. L.; MELCHER, S. S. Planktic cyanobacteria from upper Tietê basin reservoir, SP, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, p. 1-17, 2007.
- SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P. Contribution to knowledge of potentially toxic cyanobacteria from Brazil. **Noca Heringa**, p. 359-385, 2000.
- SIMIS, S. G. H. et al. Influence of phytoplankton pigment composition on remote sensing of cyanobacterial biomass. **Remote Sensing of Environment**, p. 414-427, 2007.
- SOUZA, R. C. R.; CARVALHO, M. C.; TRUZZI, A. C. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) dominance and contribution to the knowledge to the Rio Pequeno Arm, Billings Reservoir, Brazil. **Environmental Toxicology Water Quality**, p. 73-81, 1998.
- SPRINGER, J. J. et al. Use of a real-time remote monitoring network (RTRM) and shipborne sampling to characterize a dinoflagellate bloom in the Neuse Estuary, North Carolina, USA. **Harmful Algae**, p. 533-551, 2005.
- TSUTIYA, M. T. **Abastecimento de Água**. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2004.
- TUNDISI, J. G. **Água no Século XXI: enfrentando a escassez**. 2. ed. São Carlos: Rima/IIIE, 2003.
- TUNDISI, J. G. et al. The response of Carlos Botelho (Lobo, Broa) Reservoir to the passage of cold fronts as reflect by physical, chemical, and biological variables. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 1, p. 177-186, fev. 2004.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Integration of research and management in optimizing multiple uses of reservoirs: the experience in South America and Brazilian case studies. **Hydrobiologia**, n. 500, p. 231-242, 2003.
- WEHR, J. D.; SHEATH, R. G. **Freshwater algae of North America: ecology and classification**. San Diego: Academic Press, 2003.
- WHATELY, M.; BLAETH, F.; WEIS, B. **Águas na metrópole: o risco da escassez**. Altamira: Instituto socioambiental, 2008. Disponível em: <http://www.socioambiental.org/nsa/direto/direto_html?codigo=2008-02-12-112740>. Acesso em: 27 out. 2011.
- YUNES, J. S. et al. **Efeito do balanço de nutrientes e fatores físicos na ocorrência de florações de cianobactérias**. In: ENCONTRO DE ECOTOXICOLOGIA, 2., Rio Grande, 1992. **Resumos...** Rio Grande: Fundação Universidade Rio Grande, 1992.

CAPÍTULO 15

DIAGNÓSTICO AMBIENTAL E AVALIAÇÃO DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO VISANDO A SUSTENTABILIDADE DA REPRESA DE ITUPARARANGA, IMPORTANTE ÁREA DA BACIA DO MÉDIO TIETÊ

André Henrique Rosa, Ângelo Augusto Melo Juste Silva, Camila de Almeida Melo, Viviane Moschini-Carlos, Manuel Enrique Gamero Guandique, Leonardo Fernandes Fraceto & Roberto Wagner Lourenço

Grupo de Estudos Ambientais – UNESP, Av. 3 de março, 511, CEP 18087-180, Sorocaba-SP.
E-mail: ahrosa@sorocaba.unesp.br

RESUMO

A represa de Itupararanga constitui uma importante área de abastecimento de água para cerca de 800 mil habitantes. A compreensão dos mecanismos de funcionamento desta área em seus aspectos hidrogeoquímicos é fundamental para o gerenciamento dos recursos hídricos. O diagnóstico ambiental é uma ferramenta de avaliação da qualidade que proporciona esta compreensão. O objetivo deste capítulo foi realizar um diagnóstico ambiental integrado na represa de Itupararanga. Para isto foi feita a avaliação biológica e físico-química das águas em seu gradiente espacial e temporal, a partir de análises de nutrientes, substâncias tóxicas, determinação de metais totais e medidas da biomassa do fitoplâncton. Também foi feito o estudo da distribuição de metais totais e biodisponíveis em sedimentos. A modelagem hidrológica foi de forma a descrever o comportamento hidrológico da represa. Segundo o Índice de Qualidade da Água o reservatório de Itupararanga encontra-se em bom estado de conservação para fins de abastecimento público, enquanto que o Índice de Proteção para Vida Aquática demonstrou uma piora na qualidade da água de jul/07 até jul/08, embora tenha ocorrido uma melhora no Índice de Parâmetros Mínimos para a Preservação da Vida Aquática, enquanto que o Índice de Estado Trófico mostrou um aumento de trofia das águas do reservatório. Pode-se concluir que a variação sazonal e espacial permitiu conhecer a dinâmica de substâncias que são aportadas nas águas e no sedimento da represa de Itupararanga.

1 INTRODUÇÃO

O ambiente em que vivemos como um todo vem sofrendo alterações relativamente rápidas, devido principalmente ao crescimento populacional e agro-industrial, e provocando muitas vezes, mudanças irreversíveis nas suas condições naturais. Assim, os recursos hídricos, em particular, têm sofrido alterações tanto qualitativas como quantitativas, através dos processos de poluição provocados pela degradação de áreas naturais, pela contaminação urbana e industrial, assim como pelo aumento acelerado no consumo de água.

A compreensão dos mecanismos de funcionamento de uma bacia de drenagem em seus aspectos hidrogeoquímicos é fundamental para o gerenciamento dos recursos hídricos (OSTENDORF et al., 1997). Neste sentido, a água assume papel imprescindível, sendo o principal elemento de ligação entre as partes que compõem o sistema (ar-água-sedimento-solo), desde a sua entrada (precipitação pluvial) até o escoamento nos canais de drenagem (deflúvio). Como resultado, as alterações que ocorrem num ecossistema qualquer estão influenciadas por todos os processos envolvidos no ciclo hidrológico, provocando alterações no transporte de poluentes, lixiviação e transporte de elementos para o curso d'água, e também, alterações geradas pelo processo de erosão, provocando a sedimentação e o assoreamento dos cursos d'água e reservatórios, comprometendo os recursos hídricos disponíveis nesse ecossistema (VAN HERPE et al., 1998).

O diagnóstico ambiental de uma área é uma importante ferramenta de avaliação da qualidade de determinado ambiente. Com ele é possível entender os processos que estão envolvidos no ambiente e, uma vez que estas informações são conhecidas, a tomada de decisões para recuperação e manutenção da vida do ambiente fica facilitada.

O objetivo fundamental apresentado neste capítulo foi realizar um diagnóstico ambiental integrado na represa de Itupararanga, para ser utilizado no gerenciamento ambiental adequado da área e direcionamento das atividades/expansão urbana, bem como, na indicação de soluções para possíveis problemas ambientais, decorrentes do uso e ocupação do solo e das atividades antrópicas. Para atingir este objetivo principal foi feita uma avaliação biológica e físico-química da água da represa de Itupararanga em seu gradiente espacial e temporal, utilizando-se para isso análises de nutrientes, substâncias tóxicas, determinação de metais totais e solúveis e medidas da biomassa do fitoplâncton, a partir da análise da concentração de clorofila-a. Também foi feito um estudo da distribuição de metais totais e potencialmente (bio-) disponíveis em sedimentos coletados no reservatório. A partir dos dados obtidos, um banco de dados geográfico e cartográfico digital, bem como a modelagem hidrológica da área estudada, foi feita de forma a descrever o comportamento hidrológico da bacia através dos processos do ciclo hidrológico que regulam os fluxos da água, erosão e transporte dos sedimentos do sistema.

1.1 ÁREA DE ESTUDO

O reservatório de Itupararanga é formado por uma barragem que represa as águas do rio Sorocaba no município de Votorantim, construída em 1911 pela empresa LIGHT para gerar energia elétrica. Possui uma área de drenagem de 936,51 km², com 26 km de canal principal e 192,88 km de margens, ocupando parcialmente os municípios de Ibiúna, Piedade, São Roque, Mairinque, Alumínio e Votorantim. O reservatório é responsável por 63 % da água destinada para o abastecimento de cerca de 800.000 pessoas de várias cidades, entre elas Mairinque, Alumínio, Piedade, Votorantim e Sorocaba, após as águas receberem o tratamento convencional.

Atualmente, a represa está compreendida na Área de Proteção Ambiental (APA) de Itupararanga. A APA foi criada pela Lei Estadual nº 10.100/1998 por uma demanda do Comitê da Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê, para assegurar a manutenção da qualidade das águas do manancial da represa. Porém, a APA de Itupararanga somente foi efetivamente regulamentada no ano de 2003, através da Lei Estadual nº 11.579/2003. Essa demora na regulamentação trouxe como consequência, o crescimento sem planejamento no entorno da represa, prejudicando o gerenciamento de suas águas (SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio

Ambiente, 2007). Dessa forma, a APA apresenta em sua margem direita considerável faixa de área natural, sendo uma região contínua importante de remanescente florestal, mas, por outro lado à ocupação desordenada fez com que a mata ciliar da margem esquerda fosse substituída por culturas de hortaliças, oleícolas, pastagens, condomínios, chácaras e casas de veraneio, que contribuem para a entrada de nutrientes e substâncias tóxicas no reservatório, podendo tornar as condições limnológicas instáveis (SMITH et al., 2005).

A escolha dos pontos de amostragem foi feita considerando-se as características de uso e ocupação das margens, bem como de forma a avaliar a influência das atividades antrópicas sobre a qualidade da água do reservatório. Na Figura 1 está apresentado um mapa de localização da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba com destaque para a localização da represa de Itupararanga. Sete pontos de coletas foram selecionados ao longo da represa de Itupararanga e as características e coordenadas geográficas de cada um deles estão discriminadas na Tabela 1.

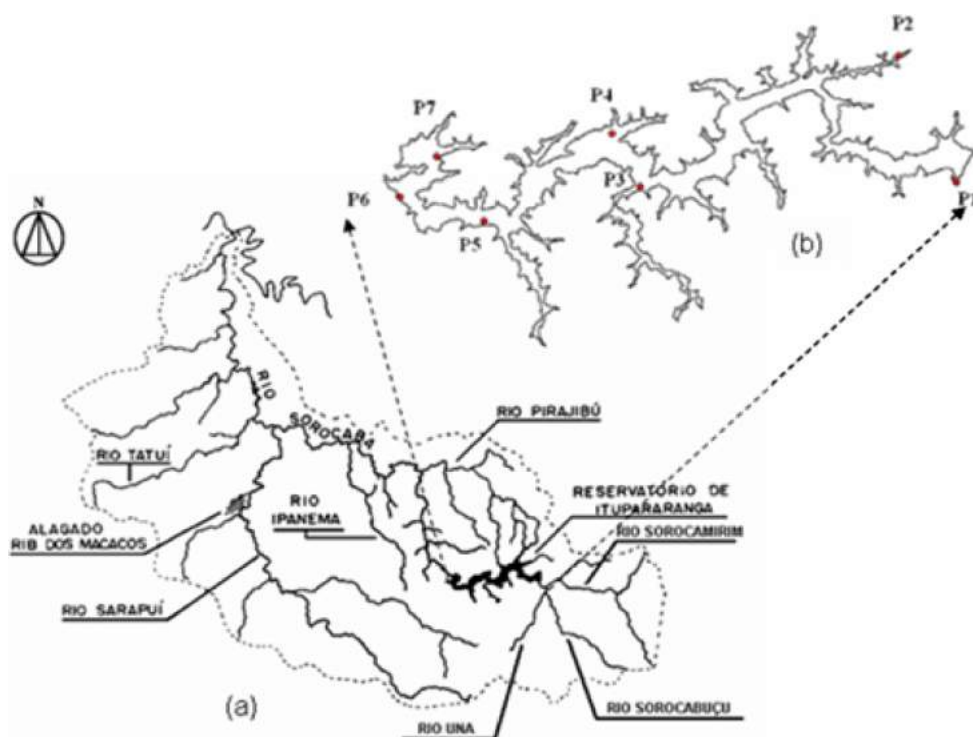


Figura 1: (a) Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba (SMITH et al., 2005, modificada) e (b) Represa de Itupararanga com destaque dos pontos de coleta.

As amostras de águas foram coletadas em julho e novembro de 2007 e em abril e julho de 2008 à profundidade de 0 a 1,0 metro da superfície da água utilizando-se garrafas plásticas de polietileno tereftalato previamente purificadas em laboratório. Após a coleta, as amostras foram mantidas sob refrigeração a aproximadamente 4 °C e todas as análises foram efetuadas em até 24 horas após a amostragem.

As amostras de sedimento foram coletadas nos mesmos pontos onde foram coletadas as amostras de água, utilizando-se draga apropriada. As amostras foram preservadas sob congelamento até o momento das análises.

2 MEIO AQUÁTICO E POLUIÇÃO DAS ÁGUAS

A água é uma das substâncias mais comuns existentes na natureza, cobrindo aproximadamente 70 % da superfície sob várias formas, principalmente no estado líquido. Por meio do ciclo hidrológico, constitui um recurso natural renovável e sua disponibilidade é um dos fatores mais importantes a moldar os ecossistemas. É fundamental que os recursos hídricos apresentem

condições físicas e químicas adequadas para sua utilização pelos organismos, contendo substâncias essenciais à vida e estando isentos de outras substâncias que possam produzir efeitos nocivos (BRAGA et al., 2005).

Tabela 1: Localização geográfica dos pontos de coleta ao longo da Represa de Itupararanga

Pontos de coleta	Coordenadas UTM	Características
P ₁	272405 E - 7385425 N	Cabeceira dos rios Sorocamirim e Sorocabuçu
P ₂	270728 E - 7389390 N	Cabeceira do rio Una
P ₃	262721 E - 7385604 N	Após condomínio residencial
P ₄	261745 E - 7387038 N	Após cursos d'água vindos do bairro Carafá e pastagem
P ₅	257614 E - 7384245 N	Após Cinturão verde e condomínio residencial
P ₆	255252 E - 7384972 N	Em frente ao clube da ACM
P ₇	256418 E - 7386293 N	Próximo à barragem (mata/pastagem)

A poluição das águas é a alteração de suas características por quaisquer ações ou interferências, sejam elas naturais ou provocadas pelo homem, tendo seus efeitos resultantes dependentes da natureza do poluente introduzido, do caminho percorrido no meio e do uso feito do corpo d'água.

O comprometimento da qualidade da água doce em mananciais é decorrente em sua maioria pela poluição causada por efluentes domésticos e industriais e deflúvio superficial urbano e agrícola. Os efluentes domésticos são constituídos basicamente por poluentes orgânicos, nutrientes e micro-organismos, que podem ser patogênicos. A contaminação por efluentes industriais é decorrente das matérias-primas e dos processos industriais utilizados, podendo ser complexa, devido à natureza, concentração e volume dos resíduos produzidos. Já os poluentes resultantes do deflúvio superficial agrícola são os principais responsáveis pela introdução de nutrientes no ambiente aquático, além de sedimentos, agroquímicos e dejetos de animais (MERTEN; MINELLA, 2002).

No entorno da represa de Itupararanga é possível encontrar diferentes fontes de poluição, seja por meio das descargas de efluentes domésticos dos habitantes que vivem em cidades próximas, seja devido ao deflúvio superficial agrícola das plantações ao redor ou mesmo devido às outras atividades antrópicas que circundam a represa.

Os parâmetros físicos, químicos e biológicos possibilitam caracterizar as condições de qualidade dos corpos aquáticos e fornecem, desta maneira, informações para inferir a poluição das águas e, principalmente, para auxiliar na tomada de decisões visando sempre a boa qualidade e manutenção da vida aquática.

Na Figura 2 estão apresentados os resultados obtidos dos parâmetros medidos *in situ*: temperatura, pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica. A partir destes parâmetros já é possível um primeiro diagnóstico das condições das águas da represa de Itupararanga em função da sazonalidade para os diferentes pontos amostrados.

A temperatura da água variou em função do período de amostragem, sendo que no mês de jul/07 foram observadas as menores temperaturas e no mês de nov/07 as maiores temperaturas. Em julho tem-se o período de inverno para esta região e em novembro o período de verão, justificando assim as temperaturas observadas. As variações de temperaturas entre os diferentes pontos de coletas foram muito pequenas.

A legislação brasileira que estabelece valores ideais de cada parâmetro físico-químico para os corpos aquáticos é a Resolução CONAMA n° 357/05. Esta estipula que valores de pH para a manutenção da vida aquática estejam em torno de 6 a 9. De acordo com a Figura 2 é possível verificar que os valores de pH para os pontos de amostragem na represa de Itupararanga em função da sazonalidade estiveram dentro da faixa ideal de pH.

Os valores de oxigênio dissolvido na maioria dos pontos foram superiores a 5 mg L⁻¹ (Figura 2), estando dentro do limite estabelecido pelo CONAMA n° 357/05. Apenas o P₂ em nov/07 (4,22 mg L⁻¹) e o P₁ em jul/08 (4,64 mg L⁻¹) apresentaram valor abaixo do limite estabelecido. O valor

mais elevado foi de $9,12 \text{ mg L}^{-1}$, observado no P₃ da coleta de jul/08. É possível observar em todas as coletas que o P₁ apresentou valores inferiores aos demais pontos, isso provavelmente por receber águas contendo dejetos provenientes da cidade de Ibiúna através dos rios Sorocamirim, Sorocabuçu e Una. Cabe ressaltar que, os menores valores de oxigênio dissolvido foram observados nos meses de nov/07 e abr/08, e que nestes mesmos meses, as temperaturas medidas foram mais elevadas, mostrando a forte dependência do oxigênio dissolvido em função da temperatura.

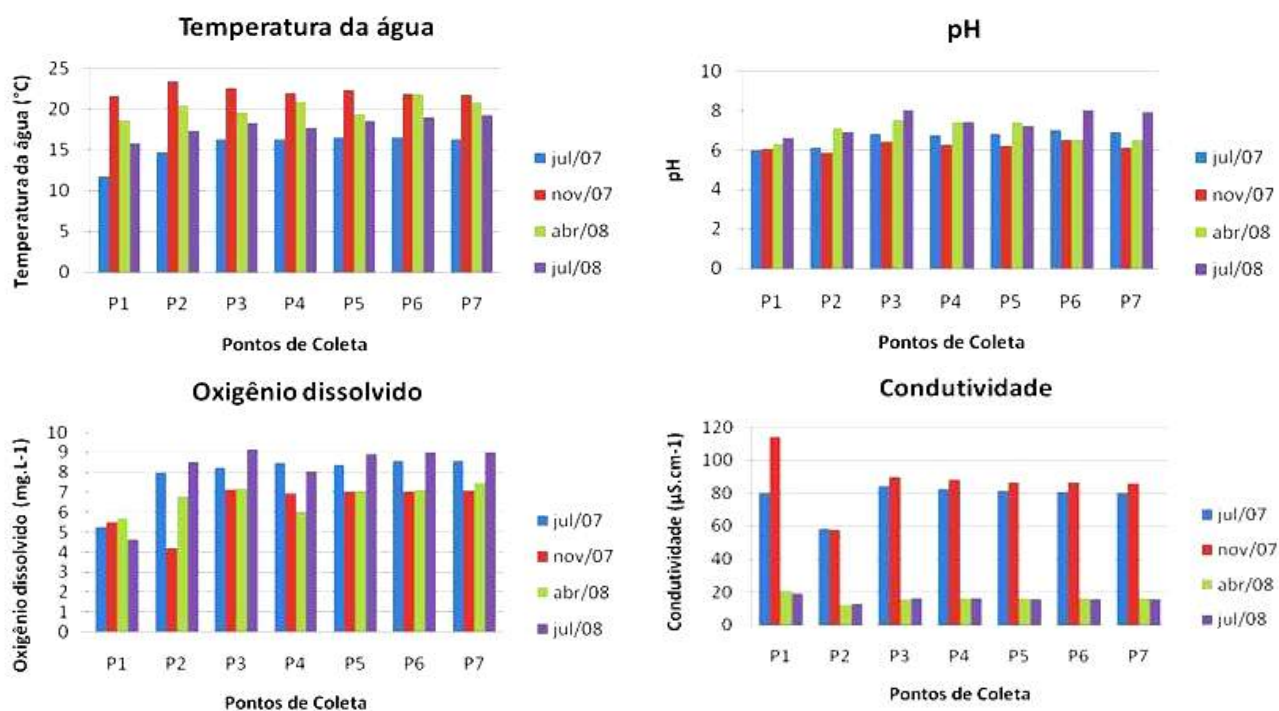


Figura 2: Valores da temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica nos diferentes pontos de coleta da represa de Itupararanga-Votorantim/SP em diferentes períodos sazonais.

Com relação à condutividade elétrica (Figura 2), a área de estudo pode ser diagnosticada como pouco impactada, pois a maioria dos pontos analisados apresentou valores abaixo de $100 \mu\text{S cm}^{-1}$, limite indicador de ambientes impactados. Exceto para P₁ na coleta realizada em nov/07 foi observado valor de $113,6 \mu\text{S cm}^{-1}$, provavelmente devido a uma maior carga de dejetos recebida. É possível observar também que nas coletas realizadas em abr/08 e jul/08 ocorreu uma diminuição bastante significativa da condutividade elétrica, com resultados não ultrapassando $21 \mu\text{S cm}^{-1}$.

Na Figura 3 os comportamentos obtidos de cor aparente, turbidez e cor verdadeira estão ilustrados. Estes parâmetros são importantes do ponto de vista da incidência de radiação solar. A luz solar é fundamental no processo de fotossíntese e, portanto, qualquer alteração na sua incidência causa efeitos negativos para o ambiente aquático.

Observa-se que para os pontos P₁ e P₂ os valores de cor aparente, verdadeira e turbidez foram maiores que para os demais pontos (Figura 3). A Resolução CONAMA n° 357/05 preconiza um valor limite de 100 NTU de turbidez e 75 Pt L⁻¹ de cor verdadeira. Os valores de turbidez estiveram abaixo do valor legislado e apenas dois eventos em nov/07 nos pontos P₁ e P₂ apresentaram valor acima do legislado para a cor verdadeira. Isso provavelmente deve-se aos pontos terem pouca profundidade e maior quantidade de entrada de dejetos, já que são locais de abastecimento da represa por corpos d'água vindos das cidades próximas, onde há disposição de esgoto sem tratamento, ou mesmo, por ser uma região onde há movimentação de água, assim revolvendo o fundo e suspendendo os sedimentos presentes.

Os valores de demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}) e de demanda química de oxigênio (DQO) observadas para os diferentes pontos de amostragem da represa de Itupararanga em função da sazonalidade estão apresentados na Figura 4. A quantificação da demanda bioquímica de

oxigênio por 5 dias a 20°C pode ser entendida como um indicador da quantidade de oxigênio que é consumida pelos microorganismos existentes no corpo d'água, cuja finalidade é degradar a matéria orgânica presente nos efluentes domésticos e industriais e originados pela lixiviação da bacia hidrográfica (ROCHA et al., 2004). Já a demanda química de oxigênio (DQO) também representa a quantidade de oxigênio necessária para degradar a matéria orgânica, porém aquele consumido por cargas orgânicas e substâncias químicas, como os detergentes, passíveis de serem consumidos em oxidação química (ROCHA et al., 2004).

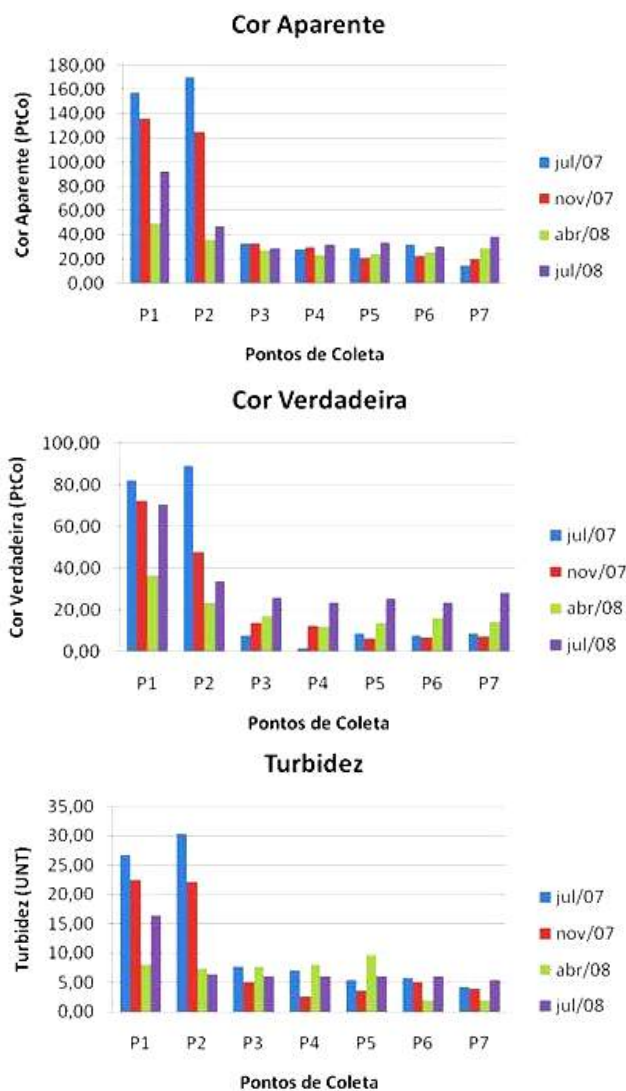


Figura 3: Valores de cor aparente, cor verdadeira e turbidez obtidos nos diferentes pontos de coleta da represa de Itupararanga-Votorantim/SP em diferentes períodos sazonais.

É possível observar na Figura 4 uma amplitude de variação nos valores de $\text{DBO}_{5,20}$, sendo o valor mínimo de $0,5 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$ em abr/08 no P₃ e o máximo de $4,2 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$ em jul/08 no P₂, indicando que os diferentes usos do solo das margens, bem como os efeitos da sazonalidade influenciam significativamente nessa característica da água. A DQO apresentou maior valor no ponto P₂ em jul/08 ($20,0 \text{ mg L}^{-1}$), indicando presença de grande quantidade de matéria orgânica oxidável, corroborando os dados de $\text{DBO}_{5,20}$.

A presença de compostos nitrogenados e fosfatados em excesso são fortes indicadores de poluição devido à descarga de efluentes domésticos. O nitrogênio é lançado como nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal devido à presença de proteínas e à hidrólise sofrida pela uréia, respectivamente. Em águas naturais, o nitrogênio pode ocorrer em formas inorgânicas e orgânicas. Existem muitas formas que podem estar presentes, as quais se diferenciam pelo grau de oxidação do

átomo de nitrogênio. As formas mais reduzidas são a amônia, NH_3 , e seu ácido conjugado, o íon amônio, NH_4^+ , e a forma mais oxidada é o íon nitrato, NO_3^- . Em solução, as formas mais importantes entre esses extremos são o íon nitrito, NO_2^- , e o nitrogênio molecular, N_2 . Na Figura 5 estão apresentadas as concentrações de nitrito, nitrato e nitrogênio total determinados nos diferentes pontos de amostragem ao longo da represa de Itupararanga em função da sazonalidade.

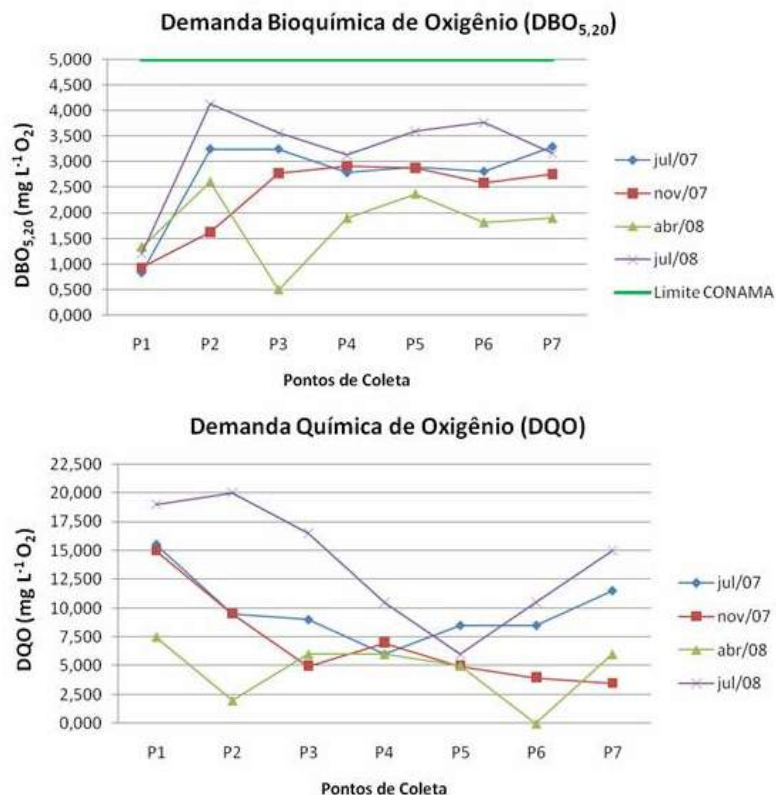


Figura 4: Valores DBO_{5,20} e DQO obtidos nos diferentes pontos de coleta da represa de Itupararanga-Votorantim/SP em diferentes períodos sazonais.

De acordo com os gráficos da Figura 5, e, observando à distribuição espacial dos compostos nitrogenados, percebe-se que as concentrações são mais elevadas nos pontos P₁ e P₂, provavelmente por serem locais onde ocorre o abastecimento da represa pelos rios Sorocamirim, Sorocabuçu e Una e Ribeirão do Setúbal, os quais são carregadores dos efluentes das cidades de Ibiúna e Mairinque, apresentando assim uma carga maior de despejos, principalmente esgoto doméstico. Os demais pontos, seguindo em direção à barragem, apresentam concentrações mais baixas, provavelmente pela deposição no sedimento e metabolização/oxidação das espécies. Nestes pontos as concentrações possuem valores muito próximos entre si, o que indica que o uso e ocupação das margens não influenciaram na presença destes compostos no manancial.

Em águas naturais o fósforo está presente predominantemente, como vários produtos de dissociação do ácido fosfórico (H_3PO_4). Nos efluentes domésticos, os detergentes superfosfatados empregados em larga escala constituem a principal fonte, além da própria matéria fecal, que é rica em proteínas. Dos nutrientes carregados ou despejados nos corpos d'água, o fósforo é considerado como o mais limitante; comparado ao nitrogênio, pois sua demanda em relação ao suprimento é muito maior (SOUZA et al., 2007). Dessa forma, o fósforo presente em concentrações muito elevadas em corpos d'água pode estimular o crescimento de micro e macroorganismos fotossintetizadores, chegando a desencadear o crescimento de florações indesejáveis e oportunistas, resultando no que é chamado de *eutrofização*. Na Figura 6 é possível observar as concentrações de fosfato e fósforo total determinadas nos pontos de coleta variando a sazonalidade. Os pontos 1 e 2 apresentaram valores elevados de fósforo total por receberem água diretamente de cursos d'água

vindos das cidades próximas, contendo várias fontes do elemento, como matéria orgânica e detergentes superfosfatados empregados em larga escala domesticamente. Os demais pontos apresentaram valores mais baixos, exceto na coleta de jul/08, na qual os pontos 4, 5 e 6 apresentaram valores bastante elevados 0,27, 0,27 e 0,26 mg L⁻¹, respectivamente. É importante que sejam determinadas as principais fontes de fósforo de forma a reduzir a introdução desse elemento nas águas da represa, pois o excesso de fósforo colabora com o processo de eutrofização no reservatório.

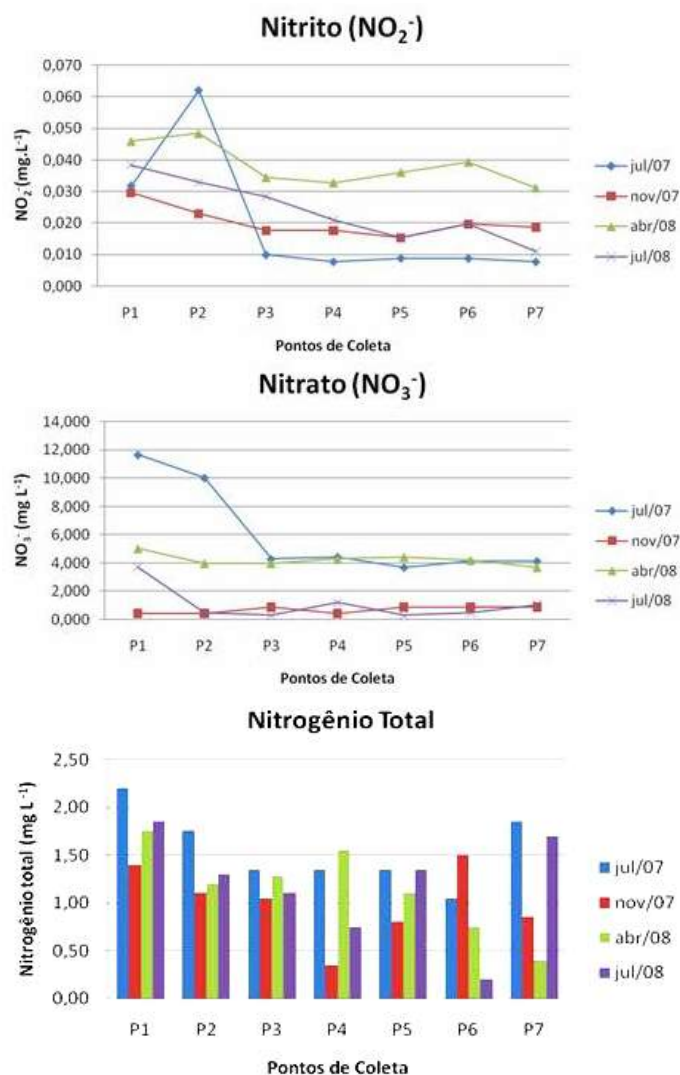


Figura 5: Concentração de nitrito, nitrato e nitrogênio total para os diferentes pontos de coleta da represa de Itupararanga-Votorantim/SP em diferentes períodos sazonais.

Na Figura 7 é possível observar os valores obtidos de sólidos dissolvidos totais e sólidos suspensos. Nota-se que a concentração máxima de sólidos dissolvidos foi de 83,11 mg L⁻¹ no P₁ da coleta de nov/07, valor inferior ao limite máximo de 500 mg L⁻¹ estabelecido pela legislação. Pode-se observar também que os pontos que apresentaram maiores índices de sólidos suspensos foram os pontos 1 e 2, por se localizarem em regiões onde há encontro de águas entre o reservatório estudado e seus afluentes. A presença de sólidos pode causar danos aos peixes e à vida aquática. Isto ocorre na medida em que os sólidos se sedimentam no leito dos rios, destruindo organismos que fornecem alimentos, ou também danificando os leitos de desova de peixes. Os sólidos podem reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo decomposição anaeróbia (CETESB, 2008). No entanto, as concentrações de sólidos dissolvidos e suspensos encontradas no reservatório de

Itupararanga não são consideradas suficientes para que tais parâmetros sejam considerados problemáticos à qualidade da água.

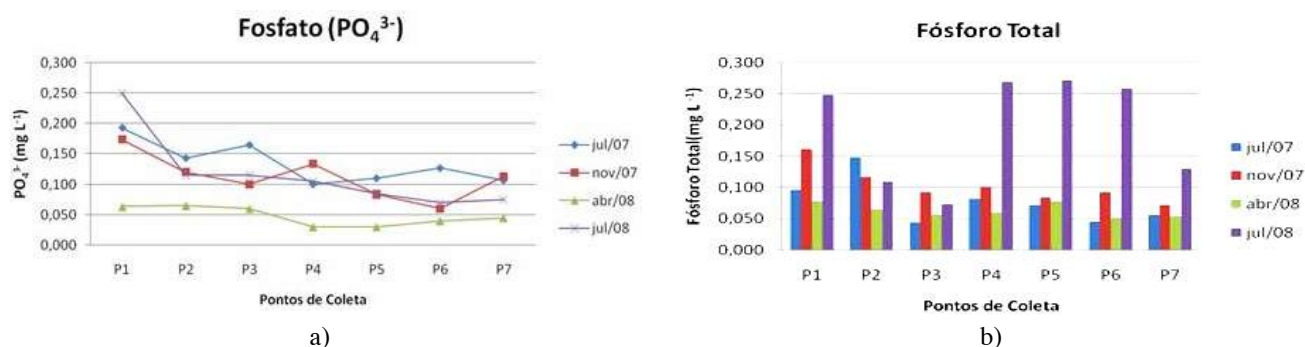


Figura 6: Concentração de fosfato (a) e fósforo total (b) para os diferentes pontos de coleta da represa de Itupararanga-Votorantim/SP em diferentes períodos sazonais.

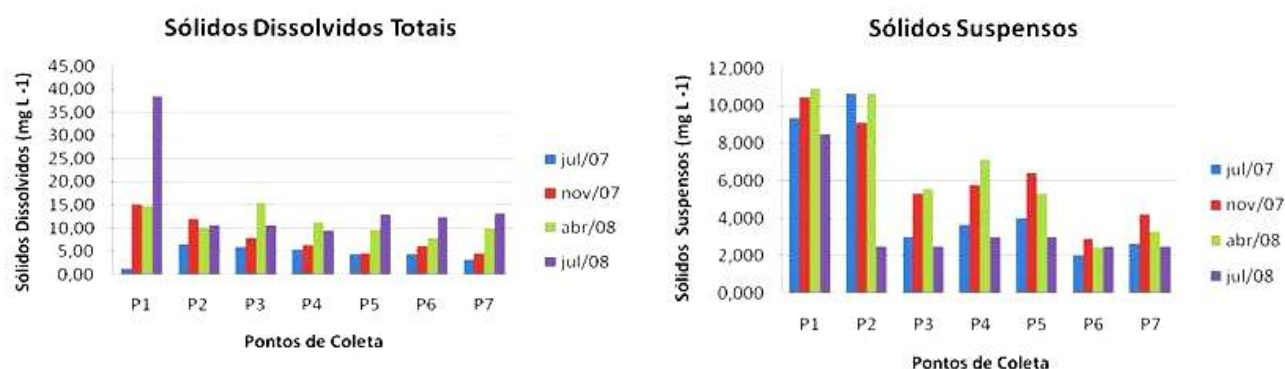


Figura 7: Concentração de sólidos dissolvidos totais e sólidos suspensos para os diferentes pontos de coleta da represa de Itupararanga-Votorantim/SP em diferentes períodos sazonais.

Na Figura 8 estão apresentados os padrões obtidos para a concentração de sulfato, alcalinidade, surfactantes e clorofila-a. De maneira geral, observa-se que nos pontos 1 e 2 as concentrações se sobressaem aos demais pontos de amostragem para todos os parâmetros avaliados. As concentrações de sulfato, apesar de maior para P₁ e P₂, encontram-se dentro dos valores permitidos na resolução CONAMA n° 357/05. As concentrações de surfactantes (substâncias tensoativas que reagem com o azul de metileno) foram máxima de 0,027 mg L^{-1} no P₂ na coleta de jul/08 e mínima de 0,001 mg L^{-1} no P₅ da coleta de abr/08, estando abaixo do valor legislado de 0,500 mg L^{-1} . As concentrações de clorofila-a mostram que as características da água que vem dos municípios de Ibiúna e Mairinque e chegam à cabeceira do reservatório melhoram sua qualidade ao longo da represa em virtude do processo de autodepuração.

As concentrações de coliformes fecais nas amostras de água são apresentadas na Tabela 2. Observando os valores de coliformes fecais para as quatro amostragens realizadas, percebe-se que apenas no P₂ da coleta de abr/08 foi observado um valor elevado de tais microorganismos. Apesar disso, todos os pontos apresentaram concentração abaixo do limite máximo de 1000 coliformes por 100 mililitros estabelecido pelo CONAMA n° 357/05. Ainda, com base na resolução CONAMA n° 274/2000, pode-se dizer que a água do reservatório é própria para recreação de contato primário, sendo classificada como *muito boa* no período de análise, devido apresentar no máximo 500 coliformes por mililitro. Observando as concentrações de fenóis da Tabela 2, percebe-se que a maioria das amostras apresentou valores acima do permitido, mas não é possível obter uma relação entre as coletas; dessa forma pode-se concluir que a variação não segue uma tendência sazonal. Além disso, diferente de outros parâmetros, para fenóis não foi possível perceber concentrações maiores nos pontos P₁ e P₂. A concentração máxima observada foi de 0,011 mg L^{-1} no P₇ das

coletas de nov/07 e de abr/08. É possível perceber que nas quatro coletas a maior concentração sempre foi observada no P₇, localizado próximo à barragem, o que pode indicar que os fenóis lançados no reservatório se acumulam nessa região.

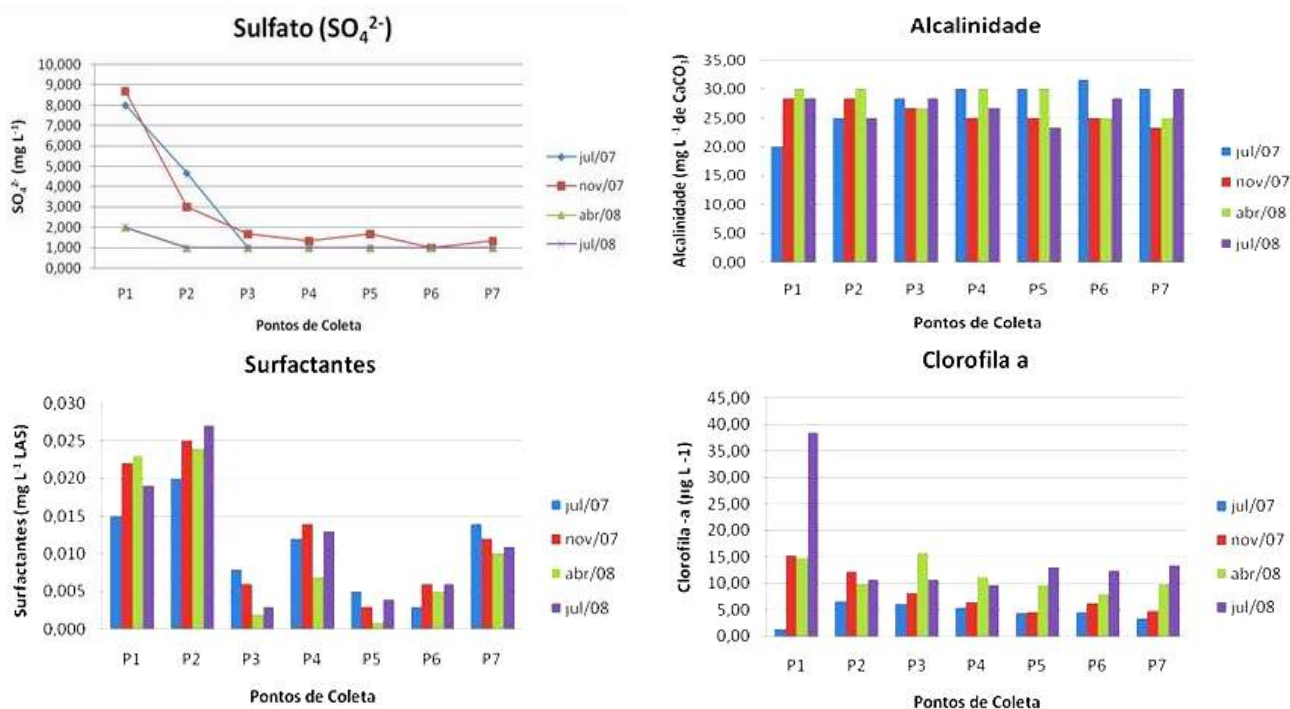


Figura 8: Concentração de sulfato, alcalinidade, surfactantes e clorofila a para os diferentes pontos de coleta da represa de Itupararanga-Votorantim/SP em diferentes períodos sazonais.

Tabela 2: Coliformes fecais e teor de fenóis das amostras de água nos diferentes pontos de coleta da represa de Itupararanga-Votorantim/SP em diferentes períodos sazonais

Pontos de Coleta	Coliformes fecais (UFC/100 mL)				Fenóis (mg L^{-1})			
	jul/07	nov/07	abr/08	jul/08	jul/07	nov/07	abr/08	jul/08
P ₁	61,0	7,0	4,0	11,0	0,003	0,007	0,006	0,005
P ₂	0,0	50,0	500,0	27,0	0,005	0,006	0,005	0,007
P ₃	0,0	4,0	4,0	4,0	0,002	0,000	0,000	0,002
P ₄	0,0	2,0	0,0	0,0	0,007	0,000	0,009	0,003
P ₅	0,0	4,0	8,0	2,0	0,004	0,003	0,005	0,002
P ₆	0,0	4,0	0,0	2,0	0,007	0,000	0,007	0,000
P ₇	23,0	8,0	0,0	0,0	0,009	0,011	0,011	0,009

As concentrações dos metais na água determinadas nos sete pontos de amostragem estão plotadas nos gráficos apresentados na Figura 9. Para os metais mercúrio, níquel e cádmio, as concentrações quantificadas estiveram abaixo do limite de detecção do método em todas as coletas feitas.

O chumbo foi detectado apenas em duas das coletas, jul/07 e jul/08, o que pode indicar que a espécie está presente no reservatório apenas nesse período do ano, correspondente ao período de seca. Em jul/07, o metal foi constatado em todos os pontos, apresentando um aumento no sentido da cabeceira para a barragem, o que mostra um possível acúmulo deste ao longo da represa. A maior concentração nessa coleta foi observada no ponto P₆ ($0,293 \text{ mg L}^{-1}$) e a menor no ponto P₂ ($0,110 \text{ mg L}^{-1}$). Todos os pontos apresentaram concentrações acima do limite máximo estabelecido pela CONAMA n° 357/05, de $0,010 \text{ mg L}^{-1}$ Pb.

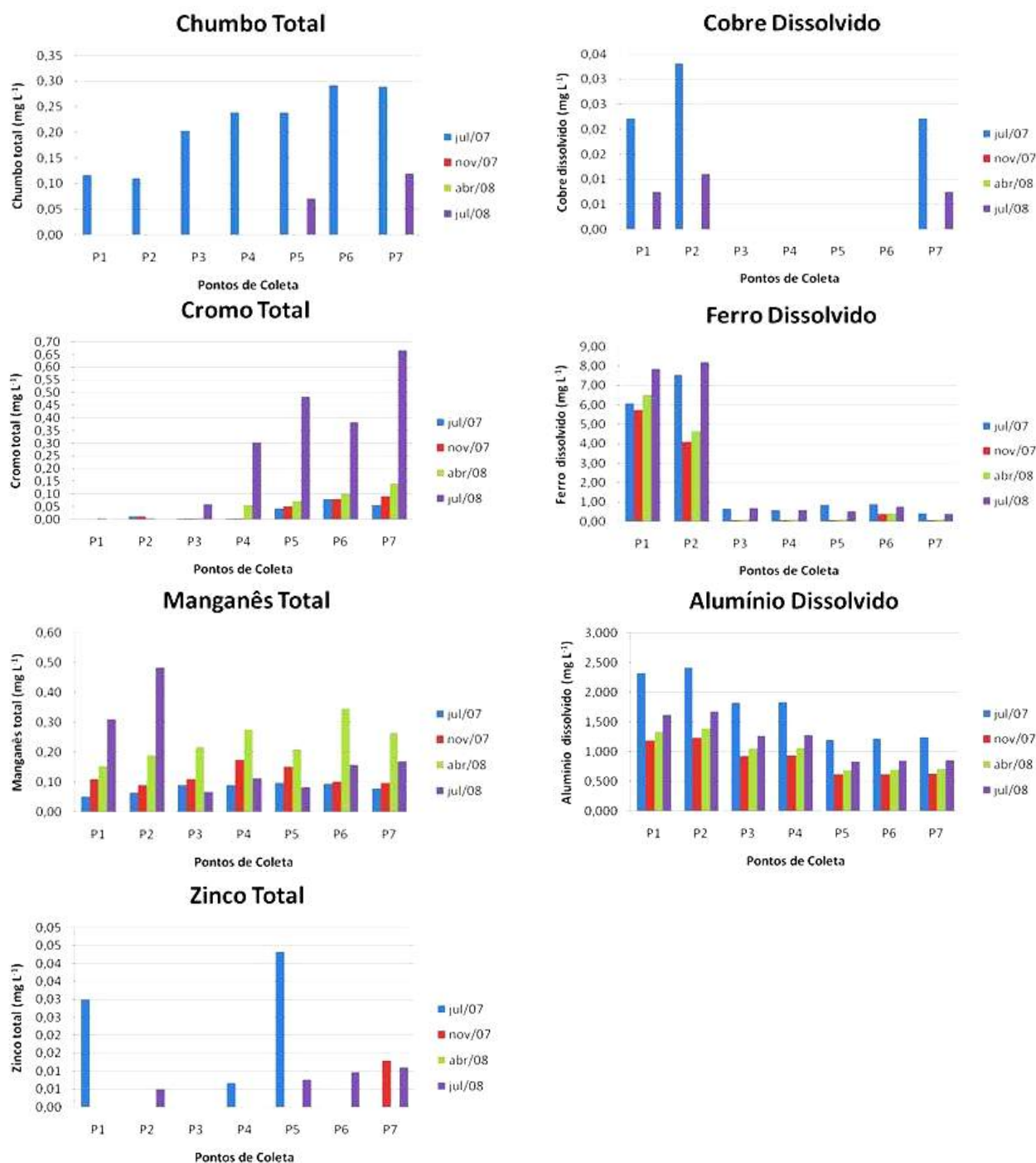


Figura 9: Concentração de chumbo total, cobre dissolvido, cromo total, ferro dissolvido, manganês total, alumínio dissolvido e zinco total para os diferentes pontos de coleta da represa de Itupararanga-Votorantim/SP em diferentes períodos sazonais.

O cobre dissolvido foi detectado também em apenas duas coletas: em jul/07 e em jul/08 nos pontos P₁, P₂ e P₇, no período de seca. A maior concentração encontrada foi de 0,033 mg L⁻¹ no ponto P₂ da coleta de jul/07 e a menor de 0,007 mg L⁻¹ nos pontos P₁ e P₇ da coleta de jul/08.

As concentrações de cromo total apresentaram nítida variação espacial e sazonal. Percebe-se um aumento da concentração em direção à barragem, do P₁ para o P₇, e aumento da coleta de jul/07 para jul/08. A maior concentração foi de 0,669 mg L⁻¹ no P₇ em jul/08, estando acima do valor permitido pela CONAMA n° 357/05 de 0,05 mg L⁻¹ Cr.

As concentrações de ferro dissolvido nos pontos P₁ e P₂ se mostraram mais elevadas em todas as coletas, isso possivelmente devido à entrada de água dos afluentes na represa. Entre as coletas é possível observar uma diminuição da concentração nos meses de nov/07 e abr/08 (período chuvoso)

e um aumento em jul/08, o que pode indicar que no período de seca ocorre um aumento da concentração dessa espécie devido à diminuição das chuvas. A maior concentração foi observada no ponto P₂ da coleta de jul/08 (8,209 mg L⁻¹) e a menor no ponto P₅ da coleta de nov/07 (0,082 mg L⁻¹). A maioria dos pontos apresentou concentração acima do limite máximo de 0,30 mg L⁻¹ Fe estabelecido pela CONAMA n° 357/05.

Não é possível observar uma tendência espacial ou sazonal clara na concentração do manganês. Percebe-se que na coleta de jul/08 ocorreu um aumento da concentração da espécie nos pontos P₁ e P₂. Os menores valores foram observados nas coletas de jul/07 e nov/07. A menor concentração foi de 0,05 mg L⁻¹ no P₁ de jul/07 e a maior foi de 0,483 mg L⁻¹ no P₂ de jul/08. A maioria dos pontos de amostragem apresentaram concentrações maiores do que o limite de 0,10 mg L⁻¹ Mn estabelecido pela CONAMA n° 357/05.

O zinco foi detectado em apenas alguns pontos, principalmente nas coletas de nov/07 e jul/08. Apenas em jul/07 verificaram-se concentrações acima do limite de 0,18 mg L⁻¹ Zn estabelecido pela CONAMA n° 357/05, nos pontos P₁ e P₅ (0,030 e 0,043 mg L⁻¹ respectivamente).

Todos os pontos apresentaram concentrações de alumínio dissolvido acima do limite legislado de 0,1 mg L⁻¹ Al estabelecido pela CONAMA n° 357/05. A maior concentração observada foi de 2,421 mg L⁻¹ no P₂ da coleta de jul/07 e a menor foi de 0,612 mg L⁻¹ no P₅ da coleta de nov/07. Os pontos P₁ e P₂ apresentaram concentrações maiores do que os demais em todas as coletas e observa-se uma redução da concentração em todos os pontos de jul/07 para nov/07.

2.1 ÍNDICES DE QUALIDADE DAS ÁGUAS

A avaliação da qualidade das águas de uma bacia hidrográfica é amplamente utilizada para gerar informações acerca do grau de degradação a qual a bacia está sujeita, bem como comunicar a todas as partes interessadas quais são os principais pontos a serem investigados e quais as ações a serem tomadas para evitar o aumento da degradação na área avaliada (SILVA; JARDIM, 2006).

O Índice de qualidade das águas (IQA) proposto pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) utiliza para sua ponderação uma combinação de nove diferentes parâmetros, que, de acordo com uma tabela de valores, determina a qualidade das águas de um determinado corpo hídrico. Os parâmetros utilizados são: pH, oxigênio dissolvido, temperatura, demanda bioquímica de oxigênio de 5 dias a 20°C (DBO_{5,20}), coliformes fecais, turbidez, sólidos suspensos totais, nitrogênio total e fósforo total (CETESB, 2007). Dessa forma, o IQA proposto é calculado segundo o produtório dos nove parâmetros, associados à ponderação de cada termo, de acordo com a equação a seguir:

$$IQA = \prod_{i=1}^9 q_i^{w_i}$$

em que: “IQA” é o valor do índice, que varia de 0 até 100; “q” é a qualidade do parâmetro calculado, a qual varia de 0 até 100; e “w” é a ponderação (importância) de cada parâmetro, cuja soma é igual a 1.

A partir dos parâmetros analisados, pôde-se a partir da metodologia proposta pela CETESB, calcular o Índice de Qualidade da Água nos pontos estudados, sendo este apresentado na Figura 10. O cálculo desse índice permitiu avaliar as características do corpo hídrico e apresentá-las de forma simplificada, o que poderá no futuro colaborar no planejamento de um sistema de suporte à tomada de decisão da bacia hidrográfica (SILVA; JARDIM, 2006).

Na Figura 10 nota-se que a qualidade da água do reservatório de Itupararanga encontra-se em bom estado de conservação para fim de abastecimento público, observados os procedimentos de tratamento e distribuição. Destaca-se que os pontos 1 e 2, embora tendo água qualificada como *Boa*, apresentaram os índices mais baixos do conjunto de pontos, o que se justifica pelo fato destes pontos apresentarem alta turbidez, alta concentração de fósforo total e baixos valores de pH, em

decorrência do encontro das águas dos rios que deságuam no reservatório. Nota-se ainda que os pontos 4, 6 e 7 apresentaram qualidade *Ótima* na coleta de abr/08.

Observa-se que a qualidade das águas do reservatório não varia significativamente em função da posição geográfica e da sazonalidade. Assim, em linhas gerais, a água do reservatório de Itupararanga é considerada boa para o abastecimento público, porém em decorrência do aumento da ocupação das margens que deveriam ser preservadas, cultivo de inúmeras espécies de vegetais e contaminação decorrente de seus afluentes, é possível que a qualidade das águas do reservatório de Itupararanga não se mantenha da mesma forma nos próximos anos.

No caso do Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson (1977), modificado por Toledo et al. (1983), há a possibilidade de se avaliar troficamente o estado de um reservatório, a partir de suas características limnológicas, caracterizando o corpo em relação aos parâmetros de transparência da água, concentração de clorofila-a e fósforo total. Isto significa transformar uma análise multidimensional, constituída por parâmetros como oxigênio dissolvido, nutrientes que condicionam o afloramento de algas, fitoplâncton, zooplâncton e alguns outros parâmetros que participam ativamente do crescimento da flora de um ecossistema aquático (SPERLING, 1994).

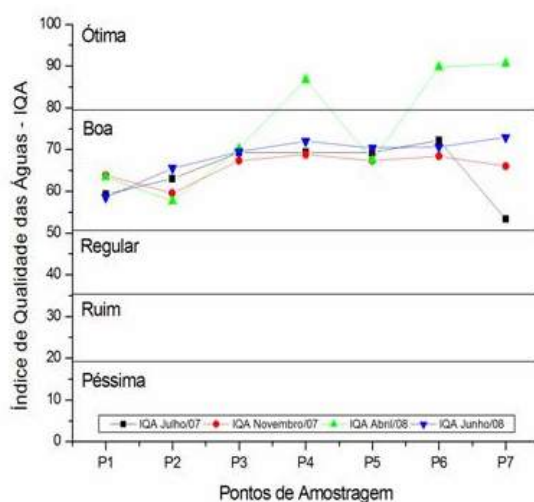


Figura 10: Índice de Qualidade da Água nos pontos estudados em função das sazonalidades.

O IET segundo Carlson (1977) e modificado por Lamparelli (2004), para reservatórios tropicais pode ser calculado da seguinte forma:

$$IET(Cl) = 10 \left(6 - \left(\frac{0,92 - 0,34(\ln Cl)}{\ln 2} \right) \right)$$

$$IET(P_{total}) = 10 \left(6 - \left(\frac{1,77 - 0,42(\ln P_{total})}{\ln 2} \right) \right)$$

$$IET = \frac{IET(Cl) + IET(P_{total})}{2}$$

em que: P_{total} a concentração de fósforo total e Cl a concentração de clorofila-a (LAMPARELLI, 2004; CETESB, 2008b).

Os IET calculados para todos os pontos de cada coleta utilizando fósforo total (P) e clorofila-a (Cl) como parâmetros são apresentados na Figura 11.

A média entre esses dois índices foi utilizada para obter um resultado final para cada ponto em cada coleta. Esse resultado é apresentado na Tabela 3. De acordo com a escala de cores, é possível identificar o estado trófico e avaliar a produtividade dos corpos aquáticos. A cor verde (oligotrófico) indica corpos de água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água, decorrentes da presença de nutrientes. A cor bege (mesotrófico) indica corpos de água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis na maioria dos casos. A cor amarela (eutrófico)

indica corpos aquáticos com alta produtividade, com redução da transparência, em que ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração dos nutrientes. A cor laranja (supereutrófico) indica corpos aquáticos com alta produtividade, de baixa transparência, em que ocorrem com frequência alterações indesejáveis na qualidade da água, como a floração de algas. A cor roxa (hipereutrófico) indica corpos de água que são afetados significativamente pela elevada concentração de matéria orgânica e nutriente, com comprometimento acentuado dos seus usos.

Ao observar os dados, confirma-se a suspeita de que o grau de eutrofização tem a tendência de crescimento no período estudado, sendo que a primeira coleta apresentou o menor grau encontrado, observando-se um aumento significativo na última coleta.

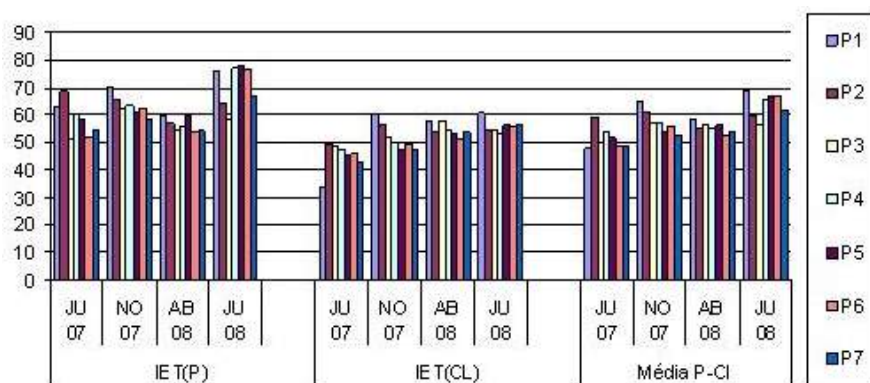


Figura 11: Índice de Estado Trófico segundo Carlson (1977) e modificado por Toledo et al. (1983) representado em cada ponto em seus diferentes períodos sazonais.

Tabela 3: Classificação do índice de Estado Trófico nos diferentes pontos de coleta nos diferentes períodos sazonais

	Julho 07	Novembro 07	Abril 08	Julho 08
P ₁	OLIGOTRÓFICO	SUPEREUTRÓFICO	MESOTRÓFICO	HIPEREUTRÓFICO
P ₂	EUTRÓFICO	EUTRÓFICO	MESOTRÓFICO	EUTRÓFICO
P ₃	OLIGOTRÓFICO	MESOTRÓFICO	MESOTRÓFICO	MESOTRÓFICO
P ₄	MESOTRÓFICO	MESOTRÓFICO	MESOTRÓFICO	SUPEREUTRÓFICO
P ₅	OLIGOTRÓFICO	MESOTRÓFICO	MESOTRÓFICO	SUPEREUTRÓFICO
P ₆	OLIGOTRÓFICO	MESOTRÓFICO	MESOTRÓFICO	SUPEREUTRÓFICO
P ₇	OLIGOTRÓFICO	OLIGOTRÓFICO	MESOTRÓFICO	EUTRÓFICO

De acordo com a CETESB (2008c), o Índice de qualidade da água para proteção da Vida Aquática (IVA) tem objetivos diferentes de um índice para determinação da qualidade da água para o consumo humano ou recreação de contato primário, pois seu foco é a avaliação da qualidade das águas para fins de proteção da fauna e flora em geral. Para a realização do cálculo, o IVA leva em consideração as concentrações de contaminantes químicos tóxicos (cádmio, cromo, cobre, chumbo, mercúrio, níquel, zinco, fenóis e surfactantes), seu efeito sobre os organismos aquáticos (toxicidade) e dois dos parâmetros considerados essenciais para a biota (pH e oxigênio dissolvido), parâmetros esses agrupados no IPMCA (Índice de Parâmetros Mínimos para a Preservação da Vida Aquática). Além disso, o IET também é levado em consideração nos cálculos, fazendo com que o IVA forneça informações não só sobre a qualidade da água em termos ecotoxicológicos, como também sobre o seu grau de trofia.

O IVA deverá ser calculado a partir do IPMCA e do IET, segundo a expressão: $IVA = (IPMCA \times 1,2) + IET$ e descreve cinco classificações de qualidade da água.

Os valores do IPMCA para cada ponto em cada uma das quatro coletas são apresentados na Tabela 4.

A partir dos valores calculados de IET e IPMCA foi possível calcular o Índice de Qualidade de Água para proteção da vida aquática (IVA), que tem suas classificações apresentadas na Tabela

5. A escala de cores foi criada com o intuito de facilitar a identificação do ambiente, ou seja, se está em boas condições ou não. Desta maneira, a boa qualidade vem acompanhada da cor verde e a péssima da cor roxa, sendo intermediadas pela qualidade regular (amarela) e ruim (rosa).

Na Tabela 5 verifica-se piora na qualidade da água para proteção da vida aquática de jul/07 para jul/08, embora tenha ocorrido melhora no IPMCA. Isso pode ser explicado pelo aumento do Índice de Estado Trófico, que mostrou uma tendência no processo de eutrofização das águas do reservatório.

Tabela 4: Índice de parâmetros mínimos para a preservação da vida aquática (IPMCA) para os diferentes pontos do reservatório estudados e em função da sazonalidade

Pontos de Coleta	IPMCA			
	Jul/07	Nov/07	Abr/08	Jul/08
P ₁	4	1	1	2
P ₂	2	2	1	1
P ₃	2	1	1	2
P ₄	2	1	2	2
P ₅	2	1	2	2
P ₆	2	1	2	1
P ₇	2	2	2	2

Tabela 5: Classificações de qualidade para proteção da vida aquática para os diferentes pontos do reservatório estudados e em função da sazonalidade

Pontos de Coleta	IVA			
	Jul/07	Nov/07	Abr/08	Jul/08
P ₁	RUIM	RUIM	BOA	PÉSSIMA
P ₂	RUIM	RUIM	BOA	REGULAR
P ₃	REGULAR	BOA	BOA	REGULAR
P ₄	REGULAR	BOA	REGULAR	RUIM
P ₅	REGULAR	BOA	REGULAR	RUIM
P ₆	REGULAR	BOA	REGULAR	RUIM
P ₇	REGULAR	REGULAR	REGULAR	RUIM

3 SEDIMENTOS E METAIS BIODISPONÍVEIS

Sedimentos são parte integrante, essencial e dinâmica das bacias hidrográficas, além de serem derivados do intemperismo e erosão dos minerais, matéria orgânica e solos das porções mais altas da área de drenagem (EUROPEAN SEDIMENT NETWORK, 2008).

Em ambientes aquáticos, os íons metálicos e os metalóides podem estar distribuídos entre as fases solúveis em água, coloidal, material em suspensão e uma grande proporção dessas espécies são incorporados aos sedimentos de fundo (FILGUEIRAS et al., 2002).

O sedimento tem sido cada vez mais utilizado em estudos de avaliação da qualidade de ecossistemas aquáticos, por retratar condições históricas da influência de atividades antrópicas sobre esses ambientes, nem sempre detectáveis pelo uso de variáveis da água (CETESB, 2006).

Desta maneira, a avaliação dos metais em sedimento da represa de Itupararanga fornece e ajuda a elaborar um diagnóstico mais completo sobre a qualidade deste importante compartimento aquático da bacia do Médio Tiete.

Na Tabela 6 é apresentada a concentração total de metais nos sedimentos para o somatório dos diferentes extratores (reagentes) utilizados. As fases obtidas durante o processo de extração foram: lixiviável (íons trocáveis e íons associados a carbonatos), que possui maior mobilidade e é extraída com CH₃COOH (reagente 1); redutível (íons associados a óxidos de ferro e de manganês), extraída com uma solução de NH₂OH.HCl (reagente 2); oxidável (metais associados a sulfetos e matéria orgânica), extraída após uma oxidação com H₂O₂ (reagente 3) com retomada em CH₃COONH₄ (reagente 4), para prevenir readsorção e pseudo-residual (SILVA et al., 2002).

Já na Tabela 7 estão apresentados os resultados obtidos para a concentração total de metais no sedimento para os quais foi utilizado o processo de pseudo-digestão. Neste processo os metais determinados apresentam menor risco ao ambiente, pois estão fortemente ligados ao sedimento, não estando disponíveis às reações de oxi-redução e solubilização.

Tabela 6: Concentração total de metais (mg kg⁻¹) utilizando-se diferentes extratores em sedimentos da Represa Itupararanga

Amostra	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
P ₁	< LD	2,34 ± 0,2	0,40 ± 0,1	0,33 ± 0,2	5,18 ± 0,3
P ₂	< LD	9,51 ± 0,5	2,22 ± 0,1	2,70 ± 0,4	19,45 ± 0,2
P ₃	< LD	4,45 ± 0,2	2,05 ± 0,1	1,20 ± 0,3	3,02 ± 0,2
P ₄	< LD	4,16 ± 0,2	2,02 ± 0,2	0,80 ± 0,2	2,50 ± 0,1
P ₅	< LD	4,80 ± 0,4	2,20 ± 0,1	< LD	2,06 ± 0,3
P ₆	< LD	7,09 ± 0,6	0,97 ± 0,2	3,23 ± 0,2	2,60 ± 0,2
P ₇	< LD	3,79 ± 0,3	2,22 ± 0,1	< LD	0,18 ± 0,1

< LD: limite de detecção

Tabela 7: Concentração de metais totais (mg kg⁻¹) em sedimentos da Represa Itupararanga após digestão com água-régia

Amostra	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
P ₁	< LD	4,00 ± 0,2	< LD	< LD	27,60 ± 3,2
P ₂	< LD	28,80 ± 2,4	28,70 ± 1,8	< LD	87,80 ± 5,4
P ₃	< LD	14,00 ± 3,2	3,00 ± 0,2	< LD	35,10 ± 3,2
P ₄	< LD	10,10 ± 1,2	0,60 ± 0,2	< LD	29,50 ± 2,0
P ₅	< LD	15,30 ± 0,8	11,10 ± 2,2	< LD	27,00 ± 1,8
P ₆	< LD	23,30 ± 1,7	15,00 ± 0,8	< LD	39,30 ± 2,8
P ₇	< LD	6,40 ± 0,5	7,00 ± 0,3	< LD	30,40 ± 0,9

< LD: limite de detecção

Os metais estudados apresentaram valores baixos para o somatório das frações extraídas comparadas a quantidade de metais totais extraídos na pseudo-digestão. Essas diferenças podem ser explicadas pela fração residual das amostras que continham esses metais.

Com relação à variação espacial, os pontos P₂ e P₆ apresentaram elevados valores de cobre, níquel e zinco quando comparados com os demais locais. Em P₂ tem-se o deságue do rio Una, que carrega todo os efluentes da cidade de Ibiúna, a qual tem indústrias do ramo de embalagens plásticas. Em P₆ está o clube náutico que recebe muitos de turistas que fazem uso de barcos, lanchas e jet-skis para os passeios. Além disso, neste ponto as construções de casas de veraneio e também de lugares para guardar os barcos são comuns. Já no ponto P₁, o qual recebe aporte de efluentes das cidades vizinhas, é possível observar concentrações baixas de metais, podendo assim concluir que as descargas que ocorrem neste ponto não incluem os efluentes industriais.

A contribuição da fração de maior interesse ambiental, mais lábil, não é expressiva para a maioria dos elementos, com exceção do cobre para todas as amostras. De todos os elementos estudados, o cobre (com exceção no ponto 7) se apresenta distribuído entre as frações oxidável, redutível e residual, o que pode ser visualizado na Figura 12. Em relação ao cobre, de maneira geral, verificou-se que os metais dos sedimentos coletados nos pontos 1 e 7 apresentaram maior disponibilidade potencial para o sistema aquático, devido principalmente aos menores teores de matéria orgânica presentes nas amostras. Entre 5 e 18 % (m/m) aproximadamente do total de cobre nos sedimentos, foi encontrada na fração oxidável. Significativas concentrações de cobre foram determinadas como fases oxidáveis, o que sugere uma forte associação com sulfetos e matéria orgânica (SILVA et al., 2002), principalmente, nos pontos 2 e 6 para o cobre, como observado no braço Rio Grande, na represa Billings (MARIANI; POMPÊO, 2008).

A Figura 12 ainda mostra que o níquel encontra-se preferencialmente associado à fração residual e, portanto, menos móvel em todos os pontos analisados, com exceção do ponto 1. Quantidades significativas de níquel, principalmente no ponto 1, presentes nos sedimentos foram

extraídas nessa etapa, porém a fração significativa e predominante de níquel foi encontrada na fração residual. Nota-se que a fração oxidável inclui 77% (m/m) do total de níquel no sedimento do ponto 4, indicando uma forte ligação do metal com a matéria orgânica. O níquel, portanto, possui uma baixa mobilidade, e não pode ser considerado móvel nem biodisponível.

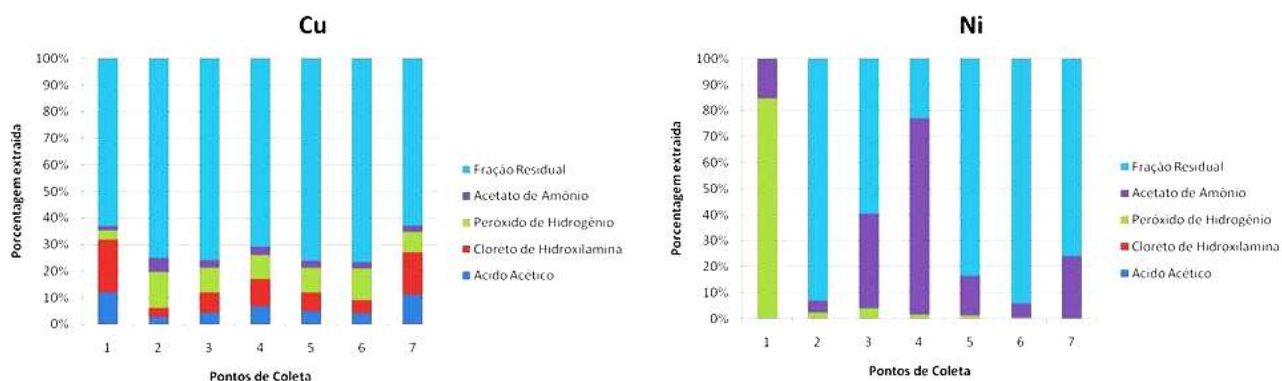


Figura 12: Distribuição de Cu e de Ni (% da quantidade total) extraído pelos extratores utilizados nos diferentes pontos de coleta de sedimento na represa de Itupararanga/Votorantim-SP.

4 MEIO AMBIENTE E MODELAGEM HIDROLÓGICA

A modelagem hidrológica tem se destacado nos estudos de diagnóstico ambiental uma vez que tem importância tanto na compreensão dos processos, como pela agilidade em fornecer resultados para as mais diversas situações, possibilitando que as decisões sejam tomadas mais rapidamente pelas pessoas responsáveis no planejamento dos recursos hídricos (TUCCI, 1987).

Segundo Tucci (1987), os modelos hidrológicos estão baseados em diferentes aspectos e classificados como: a) determinístico: quando as variáveis utilizadas não são aleatórias e resultam da observação de grandezas reconstituídas, portanto não tem uma distribuição de probabilidade; b) conceitual: quando os algoritmos que constituem o modelo tentam representar de uma maneira mais ou menos precisa os fenômenos físicos que se busca descrever; e c) distribuído: quando os parâmetros variam em função do tempo e do espaço. A escolha do modelo hidrológico adequado é difícil, tanto pelo tipo e número de variáveis e parâmetros envolvidos, assim como, pelo banco de dados disponíveis e o tipo de discretização dos valores em relação ao local de estudo considerado. Entre os modelos hidrogeoquímicos espacialmente distribuídos mais conhecidos podem ser citados: LASCAM (SIVAPALAN et al., 1996); SWIN (KRYSANOVA et al., 1998); BASINS (LAHLOU et al., 1998) e SWAT (ARNOLD et al., 1999).

O modelo hidrogeoquímico escolhido para o presente trabalho foi o SWAT - Soil and Water Assessment Tool (ARNOLD et al., 1999) que é um modelo distribuído muito utilizado nos Estados Unidos e na Europa, sendo de domínio público. Ele pode ser utilizado para meso-escala (até 20.000 km²) e modificado para uma escala que seja mais conveniente dependendo da área de estudo, necessitando como base de dados o modelo digital de elevação (DEM), de mapas do uso da terra, do tipo de solo e dados hidrometeorológicos.

O modelo SWAT é dividido em duas fases: a) a fase terrestre: representada pela equação do balanço de massa e que controla a quantidade de água, sedimentos, nutrientes e elementos químicos que são lixiviados para o canal principal e b) a fase aquática: definida como sendo, o transporte da água, dos sedimentos, etc., através da rede de drenagem até o exutório da bacia. A simulação do ciclo hidrológico está baseada na seguinte equação:

$$AD_t = AD + \sum_{i=1}^t (P_i - ES_i - ET_i - PE_i - FR_i)$$

em que: AD_i é o conteúdo final de água (mm); AD é a água disponível (mm); P_i é a precipitação (mm); ES_i é o escoamento superficial (mm); ET_i é a evapotranspiração (mm); PE_i é a percolação (mm); FR_i é o fluxo de retorno (mm) e t é o tempo (dias).

Os resultados dos valores médios anuais (2005-2007) dos processos hidrológicos observados (P e Q_{obs}) e os resultados das simulações (Q_{est}) na bacia de Itupararanga, para as condições atuais de uso e cobertura do solo encontram-se na Tabela 8.

Tabela 8: Valores médios anuais dos processos hidrológicos observados (P , ET e Q_{obs}) e simulados (Q_{est}) na represa de Itupararanga

Período	P (mm)	ET (mm)	Q_{obs} (m ³ /s)	Q_{est} (m ³ /s)	Sedimentos (ton/ha/a)
2005-2007	1326	896	12,4	10,5	0,42

P= precipitação; ET= evapotranspiração; Q_{obs} = vazão observada; Q_{est} = vazão estimada (simulada).

Os resultados mostram que o modelo simulou adequadamente os processos envolvidos neste estudo. O comportamento destes refletiu as características de uso e tipo de solo da área. Os valores da Tabela 8 mostram que no período houve uma precipitação média anual na bacia de 1326 mm, e uma evapotranspiração média anual de 896 mm respectivamente.

Valores semelhantes de evapotranspiração nas condições da região de Sorocaba e de Itu foram observados por Sentelhas et al., (1999). Considerando-se ainda, a diferença entre os valores de precipitação e vazão para um período relativamente longo, pode-se admitir que o armazenamento de água no solo como sendo próximo de zero (CHOW et al., 1988), o que representa em termos médios uma evapotranspiração entre 60 e 70%, resultados também observados por Scardua (1994) e Leopoldo et al., (1982).

A Tabela 8 mostra que os valores médios observados e simulados foram muito próximos, sendo este último subestimado em aproximadamente 15%, o que pode ser considerado como um valor aceitável para este tipo de simulação, como proposto por Arnold et al., (1999).

5 CONCLUSÃO

A partir dos parâmetros analisados foi possível avaliar a influência da variação espacial e sazonal dos índices de qualidade da água e proteção da vida aquática, em sete diferentes pontos do reservatório de Itupararanga em Votorantim-SP.

Espacialmente não foi possível observar influência do uso e ocupação das margens na qualidade da água, ficando evidente apenas a variação significativa das concentrações de espécies nos pontos P_1 e P_2 com relação aos demais. É válido destacar a ocorrência nesses dois pontos: das menores concentrações de oxigênio dissolvido, de maiores valores de cor, turbidez e concentrações dos ânions (SO_4^- , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , Cl^-), sólidos e alguns metais, como ferro e alumínio dissolvido. O comportamento do cromo merece destaque, pois se percebe uma clara variação espacial, ocorrendo um acúmulo da espécie ao longo da represa, com concentrações baixas a montante e concentrações bastante elevadas a jusante, nos pontos P_6 e P_7 , ultrapassando os limites estabelecidos pela CONAMA nº 357/05.

A metodologia utilizada para a caracterização das interações entre espécies metálicas e sedimentos na represa de Itupararanga, permitiu avaliar a possível mobilidade/transferência das espécies para a coluna d'água. A distribuição de metais indica uma recente e fraca poluição por agroquímicos e efluentes em amostras de sedimentos da represa de Itupararanga, já que os mesmos apresentam baixas concentrações de metais estudados. O lançamento de efluentes, principalmente de matéria orgânica, influencia na labilidade relativa das espécies metálicas.

A simulação da vazão numa bacia hidrográfica é um componente importante dentro do manejo dos recursos hídricos. Os valores obtidos pelo modelo na bacia estudada são adequados ao

nível da escala das mesmas e demonstra a capacidade de integrar as características das bacias de maneira distribuída.

AGRADECIMENTOS

À FAPESP e CNPq por bolsas e suporte financeiro.

REFERÊNCIAS

- ARNOLD, J. G.; NEITSCH, S. L.; WILLIAMS, J. R. **SWAT, soil and water assessment tool**. Texas: USDA, Agricultural Research Service, Temple, 1999.
- BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L. de; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental**. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 306 p.
- CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**. v.22, p. 261-269, 1977.
- CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos. Anexo 4. In: CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo (2006)**. São Paulo: CETESB, 2007. (Série Relatórios).
- CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2007.
- CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Variáveis de qualidade das águas**. São Paulo: CETESB, 2008a. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp>>. Acesso em: 02 dez. 2008.
- CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **IET: Índice do estado trófico**. São Paulo: CETESB, 2008b. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iva_iet.asp>. Acesso em: 03 dez. 2008.
- CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **IVA: Índice de qualidade para proteção da vida aquática**. São Paulo: CETESB, 2008c. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iva.asp>. Acesso em: 03 dez. 2008.
- CHOW, V. T.; MAIDMENT, D. R.; MAYS, L. W. **Applied hydrology**. New York: McGraw Hill, 1988.
- CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução n. 357/2005, 274/2000, 344/2004**. Brasília, DF.: CONAMA, 2005.
- EUROPEAN SEDIMENT NETWORK. Sediment. Disponível em: <<http://www.sednet.org/>>. Acesso em: 23 abr. 2008.
- FILGUEIRAS, A. V.; LAVILLA, I.; BENDICHO, C. Chemical sequential extraction for metal partitioning in environmental solid samples. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 4, p.823–857, 2002.
- KRYSANOVA, V.; MULLER-WOHLFEIL, D.; BECKER, A. Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. **Ecological Modelling**, v.106, p.261-289, 1998.
- LAHLOU, M.; SHOEMAKER, L. CHOUDHRUY, S.; ELMER, R; MANGUERRA, H; PARKER, A. BASINS v. 2.0, Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources. Washington, DC.: US EPA, 1998.
- LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 238 f. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2004.
- LEOPOLDO, P. R.; FRANKEN, W.; MATSUI, W.; SALATI, E. Estimativa da evapotranspiração de floresta amazônica de terra firme. **Acta Amazônica**, v. 12, p. 23-28, 1982.
- MARIANI, C. F.; POMPÊO, M. Potentially bioavailable metals in sediment from a tropical polymictic environment – Rio Grande Reservoir, Brazil. **Journal of Soils and Sediments**, v.8, p. 284-288, 2008.

- MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Revista Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, v. 3, p. 33- 38, 2002.
- ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. **Introdução à química ambiental**. Porto Alegre: Bookman, 2004.
- SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. **APA de Itupararanga**. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/apas/itupararanga.htm>>. Acesso em: 01 dez. 2007.
- SCARDUA, F. **Caracterização hidrológica de uma microbacia hidrográfica da estação experimental de ciências florestais de Itatinga**. 1994. 94f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1994.
- SENTELHAS, P. C.; PEREIRA, A. R.; MARIN, F. R.; ANGELOCCI, L. R.; ALFONSI, R. R.; CAMARORI, P. H.; SWART, S. **Balancos hídricos climatológicos do Brasil**. 1999. CD-ROM.
- SILVA, G. S.; JARDIM, W. F. A new quality index for protection of aquatic life applied to the Atibaia River, region of Campinas/Paulínia cities – São Paulo State. **Química Nova**, v. 29, p. 689-694, 2006.
- SILVA, I. S.; ABATE, G.; LICHTIG, J.; MASINI, J. C. Heavy metal distribution in recent sediments of the Tietê-Pinheiros river system in São Paulo state, Brazil. **Applied Geochemistry**, v. 17, p. 105-116, 2002.
- SIVAPALAN, M.; VINEY, N. R.; JEEVARJ, C. G. Water and salt balance modelling to predict the effects of land use changes in forested catchment. 3. The large catchment model. **Hydrological Processes**, v. 10, p. 429-446, 1996.
- SMITH, W. S.; SALMAZZI, B. A.; POSSOMATO, H. M.; OLIVEIRA, L. C. A.; ALMEIDA, M. A. G.; PUPO, R. H.; TAVARES, T. A. A bacia do rio Sorocaba: caracterização e principais impactos. **Revista Científica do IMAPES**, v. 3, p.110-113, 2005.
- SOUZA, R. A. S.; ARAÚJO, S. R. de; JESUS, V. A. M. de; MARQUES, J. J.; CURI, N.; GUERREIRO, M. C. Frações de fosfato em reservatórios de água em Lavras – MG. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 31, p. 2, 2007.
- SPERLING, E. Von. Avaliação do estado trófico de lagoas e reservatórios tropicais. **Revista Bio**, v. 2, p. 68-76, 1994.
- TOLEDO, A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Balneário Camboriú, Santa Catarina, p. 1- 34, 1983.
- TUCCI, C. E. M. Modelos determinísticos. In: BARTH, FLÁVIO T. et al. (Orgs). **Modelos para gerenciamento de recursos hídricos**. São Paulo: ABRH, 1987. P. 211-324. (Coleção Recursos Hídricos, 1).
- VAN HERPE, Y.; TROCH, P.; CALLEWIER, L.; QUINN, P. Application of a conceptual catchment scale nitrate transport model on two rural river basins. **Environmental Pollution**, v. 102, p. 569-77, 1998.

CAPÍTULO 16

CHARACTERIZATION AND ASSESSMENT OF AQUATIC ENVIRONMENTS IN THE TURVO/GRANDE BASIN

Lilian Casatti¹; Marcia C. Bisinoti²; Altair B. Moreira²; Renato B. Araujo¹; Maria Stela M. Castilho-Noll¹, Fabiano N. Pupim², Camila A. Melo²; Mariele B. Campanha² & Gabriel L. Brejão¹

1- Zoology and Botany Department – UNESP – Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas. São José do Rio Preto – SP, Brazil. 2- Chemistry and Environmental Science Department – UNESP – Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, São José do Rio Preto – SP, Brazil.
E-mail: licasatti@gmail.com

ABSTRACT

The Turvo/Grande basin is located in the northwestern portion of the São Paulo State and is composed by 64 municipalities, with a drainage area of 15.925 km². Total human population accounts for 1,3 millions inhabitants, with 91% located in urban areas. This predominance of urban populations with the low availability of surface water, low rates of natural vegetation coverage, and soils with high potential to erosion can be cited as factors that threat the quality and quantity of aquatic resources of the basin. In this chapter, we described the main biotic and abiotic features of the Turvo/Grande basin and provided an evaluation on the present condition of streams, main rivers, and marginal lagoons, aiming to identify the major threats to the aquatic resources of the basin and provide suggestions to management. The main threat to small streams is physical habitat degradation, mostly derived from the lack of forest vegetation along the riparian buffer. For main rivers, metal contamination is of high concern, additionally to siltation, that is related to the lack of forest coverage in the basin. Knowledge on the marginal lagoons dynamics is still scarce, albeit preliminary efforts have revealed high biodiversity of fish and aquatic macrophytes, as also the existence of complex biotic interactions yet to be elucidated. Riparian forest recovery, soil conservation, control of metals and other contaminants, and floodplain protection must be of utmost interest to managers regarding aquatic resource conservation of such important river basin.

1 INTRODUCTION

The quality of water resources is of critical importance to the economic and social development of a country. Notwithstanding, the rapid population growth and industrialization have been leading to high rates of contamination of water resources making it unsuitable for its intended use in accordance with Brazilian laws (RESOLUÇÃO CONAMA 357/05). To promote the conservation, preservation, and restoration of water resources, the São Paulo State Government created in 1994 the Law 9,034 that divides the State in 22 units for water resource management (*Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos* - UGRHI). The Turvo/Grande basin (BHTG) is the UGRHI 15, located in northwestern region of the São Paulo State. This basin is considered of critical importance for conservation because its water availability is around 960 m³/inhabitants/year (HERNANDES et al., 2006), lower than what is recommended (1,500 m³/inhabitants/year) by the United Nations (JIMENEZ; ASANO, 2008).

The rural areas in the BHTG are mainly impacted by agricultural activities, which result in erosion and contamination by agrochemicals from the main crops of the basin, as sugar cane and citrus (SILVA et al., 2007a). The urban areas contribute to the contamination of water bodies, mainly by domestic sewage discharge, since wastewater treatment efficiency ranges from 55 to 98% in different municipalities that compose the BHTG (CETESB, 2012).

Hence, in order to identify the main threats to the aquatic ecosystems of the basin as a way to subsidize water resources conservation actions, we describe in this chapter the main biotic and abiotic characteristics of the BHTG, as well as the current situation of streams, large rivers, and marginal lagoons, which are the main aquatic ecosystems in this basin.

2 GENERAL CHARACTERISTICS OF THE BHTG

The BHTG is composed by 64 municipalities and has a drainage area of 15.925 km². Total human population accounts for 1,3 millions inhabitants, 91% of whom are located in urban areas and the remaining in rural areas (PERFIL REGIONAL, 2007), which yields a density of 84 inhabitants/km² (SILVA et al., 2007b). The Turvo River rises in the municipality of Monte Alto at 772 m height, north of São Paulo State, and flows about 267 km to the left margin of the Rio Grande, in the municipality of Cardoso at 442 m height.

The original vegetation is currently reduced to 3.7% of its former area (NALON et al., 2008), and is distributed in small (< 10 ha) and unconnected fragments (SMA/IF, 2005) that are characterized as Semideciduous Forest with patches of a savannah-like vegetation (named “Cerrado”) and riparian forests (SALIS et al., 1995). The extensive land use for livestock grazing, sugar cane and citrus crops, established itself as the main matrix in which a large part of the remaining forests in the region are embedded (SILVA et al., 2007b). The fertile soil and slightly rough topography – more than 80% of the basin area is flat (slope < 3%) or smoothly rolling (slope < 8%) (SILVA et al., 2007b) – are factors that favor the activities such as ranching, coffee production and other perennial crops, which turned the region into economic exploration target since the nineteenth century.

The region has investments from various industries such as the food industry of agricultural animal and origin, beverages, sugar and alcohol, rubber, leather, footwear, furniture, jewelry, machinery, and equipments (PESQUISA DA ATIVIDADE PAULISTA, 2009). There is a regular monitoring of surface water contaminants that is conducted by CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental) in nine sampling points, four of them in the Onça and São Domingos rivers (Catanduva) and the rest are distributed along the Preto, Turvo, and Grande rivers (CETESB, 2012).

3 AQUATIC ENVIRONMENTS

3.1 SMALL STREAMS

Small tributaries represent the major contribution to large rivers. In the BHTG, first to third order streams correspond to more than 12,000 km in extension. Streams often exhibit high degree of fish endemism, and are the first aquatic environments to receive diffuse and point stressors from human activities. In the BHTG these stressors do not differ from those broadly known around the world (ALLAN; FLECKER, 1993; BARLETTA et al., 2010): habitat degradation (including sand removal from the river bottom), invasion of non-native organisms (mostly the North African catfish *Clarias gariepinus*, the Nile tilapia *Oreochromis niloticus*, and the guppy *Poecilia reticulata*), pollution, and fish overexploitation.

During our study in the Turvo/Grande streams from 2003 to 2005, we conducted measurements on 75 m reaches of 60 randomly chosen streams (1st to 3rd order, according to Strahler, 1957) aiming to conduct integrity assessments. Casatti et al. (2006) proposed a protocol to determine physical and chemical water integrity in lowland streams of the region by calculating the Stream Water Index (SWI). The analysis of the water physical and chemical integrity was made from comparisons with minimally affected local conditions (Score 4 in Table 1).

Table 1: Scores for physical and chemical water variables for small streams in the Turvo/Grande basin. Stream Water index is the total score for a site: good (36-30); fair (29-23); poor (22-16); very poor (15-9)

Variables	Score 4	Score 3	Score 2	Score 1
Dissolved oxygen (mg/l)	≥ 6.0	5.0-5.9	4.0-4.9	< 4.0
Conductivity (µS/cm)	≤ 50	51-100	101-150	> 150
pH	6 to 9	5.0-5.9	4.0-4.9	< 4.0
		9.1-10.0	10.1-11.0	> 11.0
Turbidity (NTU)	≤ 40	41-150	151-300	> 300
Nitrate (mg/l)	≤ 1.0	1.1-1.5	1.6-1.75	> 1.75
Ammonia (mg/l)	≤ 0.01	0.02-0.5	0.6-1.0	> 1.0
Orthophosphate (mg/l)	≤ 0.03	0.04-0.5	0.6-1.0	> 1.0
Odor	normal	-	-	sewage, oil, chemical, dead fish
Surface oils	absent	-	-	Present

The raw values of physical and chemical variables obtained in the 60 BHTG rural stream reaches are presented in Table 2. Regarding water conditions, just one site (n° 40) was evaluated as poor due to sewage releasing; four (7%) were evaluated as fair and the 55 remaining (92%) were good. The main land use in the region was pasture for cattle and the loss of physical and chemical integrity is often associated in such condition to pollution due to sewage and organic enrichment from cattle waste. Despite a high percentage of the studied streams theoretically presenting appropriate conditions to support the aquatic life, it is important to mention that the present data does not represent urban influence and there are indications that at least six other streams in the survey area, not selected in our analysis, received sewage without treatment (CETESB, 2008).

The assessment of physical habitat integrity was conducted from comparisons with conditions at minimally impacted sites (Table 3). We calculated the Physical Habitat Index (PHI), adapted by Casatti et al. (2006) from previous studies (BARBOUR et al., 1999; ROTH et al., 1996; KASYAK et al., 2001). After analyzing the PHI from 60 sampling sites, one was considered good (2%), 10 were fair (17%), 42 poor (70%), and seven very poor (12%). The physical habitat is a major factor influencing the abundance and diversity of aquatic biota (GORMAN; KARR, 1978; KASYAK, 2001), mainly due to its effect on the availability of sites for food, shelter and reproduction. Overall, 77% of the sampled reaches showed poor or very poor conditions, which means a serious deviation from reference conditions and high levels of degradation (Table 3).

Variables associated with riparian vegetation, such as bank stability and riparian cover, obtained the lowest scores (Table 4). The removal of riparian vegetation usually accompanies the development of agriculture, which commonly occurs without environmental planning (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000). Wichert; Rapport (1998), analyzing drainages in agricultural

areas, suggested that improving habitat for stream fishes can be achieved through the rehabilitation of riparian vegetation. However, this rehabilitation should be prioritized and intensified in headwaters because the negative impacts of deforestation are more pronounced in small streams (GREGORY et al., 1991), henceforth extending downstream (DALE JONES et al., 1999).

Table 2: Physical and chemical values obtained in each stream reach in the Turvo/Grande basin and final classification. DO, dissolved oxygen (mg L^{-1}); pH; C, conductivity (mS cm^{-1}), TURB, turbidity (NTU), T, temperature ($^{\circ}\text{C}$); NO_3^- , nitrate (mg L^{-1}), AMNI, ammoniac nitrogen (mg L^{-1}), ORTH, orthophosphate (mg L^{-1}), odor, and oils

Streams	OD	pH	C	TURB	T	NO_3^{-1}	AMNI ¹	ORTH ¹	Odor ²	Oils ²	Classification
1	6.0	7.31	0.083	20	20.6	0.42	0.053	<0.01	normal	absent	good
2	7.4	8.32	0.058	46	22.5	1.10	0.052	<0.01	normal	absent	good
3	10.1	8.44	0.075	25	19.6	2.20	0.014	<0.01	normal	absent	good
4	7.2	8.03	0.017	5	21.0	0.36	0.014	<0.01	normal	absent	good
5	1.1	7.77	0.245	262	21.7	0.57	0.386	2.2	sewage	present	poor
6	6.1	7.66	0.059	20	19.2	0.57	0.033	<0.01	normal	absent	good
7	6.3	7.27	0.018	2	20.2	0.37	0.018	<0.01	normal	absent	good
8	8.2	8.16	0.034	9	25.1	0.34	0.015	<0.01	normal	absent	good
9	6.4	7.95	0.081	8	19.3	0.69	0.018	<0.01	normal	absent	good
10	7.2	7.47	0.050	22	20.3	0.42	0.016	<0.01	normal	present	good
11	7.3	8.01	0.110	10	25.9	2.10	0.022	0.1	normal	absent	fair
12	7.6	8.40	0.090	7	20.8	0.38	0.033	<0.01	normal	absent	good
13	7.6	7.74	0.045	7	18.2	0.42	0.039	<0.01	normal	absent	good
14	3.1	7.21	0.080	344	22.7	2.30	<0.001	0.1	normal	absent	fair
15	12.0	8.22	0.079	30	23.4	2.70	<0.001	<0.01	normal	absent	good
16	4.7	7.68	0.145	10	22.0	0.38	<0.001	<0.01	normal	absent	good
17	11.6	8.00	0.023	16	20.4	0.41	<0.001	0.1	normal	absent	good
18	9.1	7.70	0.050	32	20.6	0.37	<0.001	0.1	normal	absent	good
19	10.0	8.03	0.129	1	16.9	0.65	<0.001	<0.01	sewage	absent	good
20	9.4	7.29	0.028	2	19.9	0.50	<0.001	<0.01	normal	absent	good
21	9.8	7.55	0.103	20	21.2	2.30	0.054	0.3	sewage	absent	fair
22	8.3	7.02	0.081	38	17.3	0.20	0.003	0.1	normal	absent	good
23	6.6	6.80	0.048	6	17.2	0.30	0.009	<0.1	normal	absent	good
24	9	6.97	0.035	4	20.3	<0.01	0.006	0.1	normal	absent	good
25	6.9	6.50	0.060	4	20.6	0.50	0.005	<0.1	normal	absent	good
26	7.8	7.15	0.057	47	18.9	0.50	0.005	<0.1	normal	absent	good
27	6.7	7.11	0.049	3	17.1	0.20	0.010	<0.1	normal	absent	good
28	8.0	6.42	0.046	9	17.3	<0.01	0.008	0.07	normal	absent	good
29	8.8	7.40	0.038	3	19.7	0.10	0.002	<0.1	normal	absent	good
30	6.9	6.74	0.041	360	25.4	0.40	0.007	0.1	normal	absent	good
31	7.4	6.82	0.060	10	19.5	<0.01	<0.001	<0.1	normal	absent	good
32	8.9	7.40	0.059	5	19.1	0.20	<0.001	<0.1	normal	absent	good
33	7.0	6.82	0.061	4	18.1	0.10	0.008	0.1	normal	absent	good
34	11.2	5.67	0.026	3	21.6	1.30	0.006	<0.1	normal	absent	good
35	7.4	6.60	0.035	23	18.4	0.20	0.008	0.1	normal	absent	good
36	8.1	6.90	0.036	9	25.2	2.00	0.006	0.1	normal	absent	good
37	8.7	6.98	0.066	6	19.0	1.20	0.01	0.1	normal	absent	good
38	7.6	6.80	0.042	24	21.5	0.70	0.006	0.1	normal	absent	good
39	7.9	6.75	0.043	4	19.1	0.09	0.007	0.09	normal	absent	good
40	8.2	6.84	0.039	2	20.1	0.20	<0.001	0.1	normal	absent	good
41	7.6	6.19	0.012	5	19.2	0.10	0.012	0.09	normal	absent	good
42	8.0	6.91	0.072	9	18.3	0.20	0.009	0.1	normal	absent	good
43	8.6	6.97	0.064	4	17.7	0.10	0.006	0.2	normal	absent	good
44	6.3	6.35	0.052	43	21.5	0.10	0.004	0.07	normal	absent	good
45	8.2	6.31	0.017	4	19.9	0.20	<0.001	0.08	normal	absent	good
46	7.5	6.25	0.029	4	16.5	0.10	0.001	0.02	normal	absent	good
47	9.6	6.84	0.028	3	18.3	0.30	<0.001	<0.1	normal	absent	good
48	8.1	6.83	0.073	2	18.3	0.50	0.008	0.1	normal	absent	good
49	7.8	6.90	0.019	13	21.0	0.53	0.001	<0.1	normal	absent	good
50	6.9	6.26	0.047	1	19.5	0.08	<0.001	0.07	normal	absent	good
51	8.3	6.12	0.039	17	17.0	0.60	0.004	0.05	normal	absent	good
52	8.9	5.62	0.035	1	21.4	1.00	0.007	0.1	normal	absent	good
53	11.3	6.80	0.061	80	20.4	0.10	0.006	0.1	normal	absent	good
54	7.6	7.42	0.229	42	26.2	2.50	0.008	0.4	sewage	absent	fair
55	4.7	6.63	0.092	13	19.6	0.20	0.006	<0.1	normal	absent	good
56	12.4	6.67	0.091	28	22.6	0.80	0.007	0.1	normal	absent	good
57	13.4	7.03	0.065	40	21.6	0.80	0.008	<0.1	normal	absent	good
58	13.7	6.47	0.051	50	18.7	0.10	0.009	<0.1	normal	absent	good
59	13.2	7.17	0.079	11	22.4	0.50	0.006	<0.1	normal	absent	good
60	7.7	6.94	0.176	25	18.1	0.10	0.007	0.1	normal	absent	good
Average	8.2	7.1	0.060	30.9	20.2	0.10	0.006	0.1	normal	absent	-

¹the mode was calculated; ²the most frequent category was considered to represent the average.

Although our data were obtained nearly ten years ago, there are evidences that the physical habitat quality is of major concern, especially considering that, on average, only 10% of the riparian buffer are covered by forests and only 5% of the microbasin area are forested. The importance of a forested riparian buffer is reinforced by the fact that fish species richness is positively related with the amount of riparian forests (Figure 1). Another issue that deserves attention is the presence of numerous small dams built for cattle watering, which break the fluvial connectivity at multiple scales by interrupting the downstream movement of sediment, woody debris, and peak flow discharges, as well as the upstream movement of organisms (USDA, 2010). On average, there are three dams per channel, and some third order streams have 10 to 12 dams upstream the sampling reach (Frederico T. S. Miranda and Camilo A. Roa-Fuentes, pers. observations).

Table 3: Description of stream physical habitat condition (adapted from ROTH et al., 1996)

Categories	Sum of scores	Description
Good	180-136	Comparable to minimally disturbed reference streams. Fits within upper 75% of theoretical reference condition.
Fair	135-91	Some aspects of physical habitat may not resemble those found in minimally disturbed streams. Fits within the lower portion of the range of the theoretical reference sites (75-50% of the reference).
Poor	90-46	Significant deviation from minimally disturbed reference conditions, with many aspects of physical condition not resembling those of minimally disturbed streams, indicating some degradation (50-25% of the reference).
Very poor	45-0	Strong deviation from minimally disturbed reference conditions, with most aspects of physical condition not resembling those found in minimally disturbed streams, indicating severe degradation (below 25% of the reference).

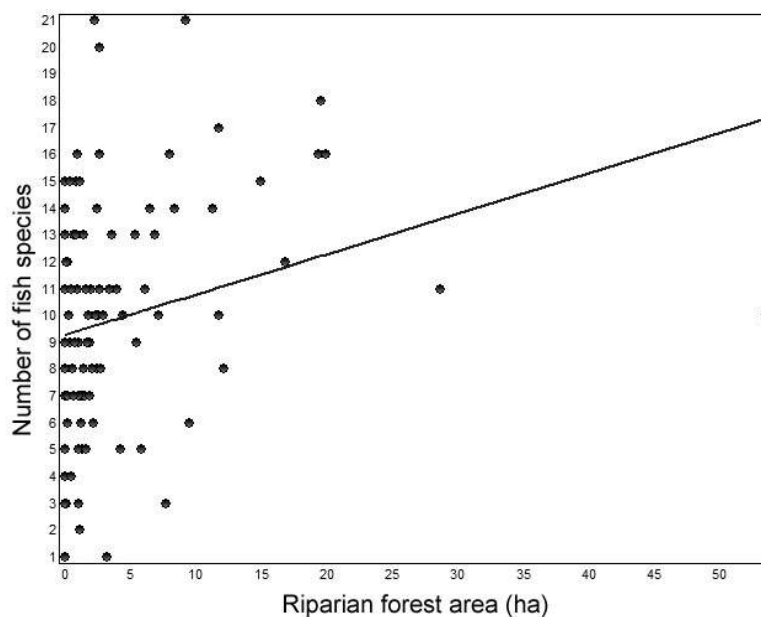


Figure 1: Scatter plot showing the relationships between the number of fish species and the area of forests in the riparian buffer (in hectares). Data from 95 stream stretches from the region ($R^2_{adj} = 0.064$, $P = 0.014$).

3.2 RIVER CHANNELS

The main river channels in the BHTG are the Preto River, the Piedade Stream, the Jataí Stream and the Turvo River, which cross to urban areas as São José do Rio Preto, Mirassol, Tanabi, and Catanduva, respectively. In rivers near urban areas, it is common to have problems associated with excessive load of both domestic and industrial pollution, along with increased demand for water consumption. Metals are among the constituents of industrial wastewater and its direct inputs without prior treatment can come from either punctual or diffuse sources. Punctual sources are easier to be identified and diffuse sources are more difficult to be identified, since the last derive mainly from runoff. The knowledge of the concentration of metals in the water and its possible sources of contamination is essential for measurement and assessment control of aquatic bodies, thus avoiding the use of compromised water. However, the spatial and temporal information

generated in the monitoring studies of metals, end up producing many data, which are difficult to interpret and evaluate as a whole. Thus, some tools are used to facilitate the understanding of the dynamics of metals in aquatic bodies, one of them it's the Geographic Information System (GIS).

The development of the Geographic Information System (GIS) has advanced considerably in assisting the acquisition of spatial data, which in turn can be combined with theme maps that include environmental data, enabling environmental regional profiles to be made. These last are important tools to guide decision making towards appropriated regional development.

In order to investigate the Geostatistics distribution of pollutants in the main rivers and reservoirs of BHTG (Figure 2), the Inverse Distance Weighted (IDW), a deterministic method, was used to interpolate physical, chemical, and metal parameters data. The IDW is calculated under the assumption that there is a spatial relation, thus the samples that are close to one another are more alike than those that are farther apart. In this case, to predict an unknown value the algorithm assumes that each measured point has a local influence that diminishes with distance. Compared with other methods, the IDW method is simpler to programme and does not require pre-modeling or subjective assumptions in selecting a semi-variogram model (HENLEY, 1981; TOMCZAK, 1998).

Geostatistical data of monitored pollutants offered a better visualization and enabled better planning and management of that region. Figure 3 shows the Geostatistical graphs to the metals Aluminum (Al), Arsenic (As), Barium (Ba), Cadmium (Cd), Chromium (Cr), Copper (Cu), Nickel (Ni), Lead (Pb), Antimony (Sb), and Zinc (Zn). Metals in aquatic environments can directly influence biological functions of aquatic organisms. Depending on the concentration, metals can act positively, being considered essential for the development of organisms, or negatively, when it is considered toxic. Concentrations in the order of 5 g L^{-1} are toxic to some aquatic organisms (ANTUNES et al., 2007; BROOKS et al., 2008; REMYLA et al., 2008). In Brazil, Resolution No. 375 of the National Council of the Environment, enacted in 2005, is the Environmental Legislation that establishes the maximum values of several pollutants in freshwater, depending on the use and soil occupation. BHTG has rivers classified as Classes 1 and 2, which are those more restricted. In other words, with a higher exigency on maximum permissible concentration of some parameters according the main water uses. There are also two rivers classified as Class 4 and therefore present less restrictive values.

In the Figure 3 it is evident that all Al concentration are higher than the values established by the Brazilian Law ($200 \mu\text{g L}^{-1}$). Melo (2010) demonstrated that higher concentrations of Al were obtained in months of higher rainfall and suggested that this metal comes from diffuse sources (BHTG runoff). Okonkwo et al. (2005) also observed the highest concentrations of Al, along with other metals (*i. e.* Cd, Cu, Pb and Zn), during rainy periods in three South African rivers. On the other hand, Jordão et al. (2007) and Macdonald (2007) associated the increase of Al concentration to runoff in waters from regions where the soil is naturally acid ($\text{pH} < 4$). As observed by other authors, Al comes from fuel burn, industrial activities (construction, electronics, petrochemical and metallurgic), and soil resuspension, due to its abundance on the crust (around 8%) (PARRINGTON et al., 1983; NICHOLSON, 1988; HASHIMOTO et al., 1992; CONSTANTINO et al., 2002; WANG et al., 2003; THORPE; HARRISON, 2008).

Arsenic was the only element that presented lower concentration than allowed according to the Brazilian environmental legislation ($10 \mu\text{g L}^{-1}$), though high concentrations were observed in agricultural areas used mainly to sugarcane and orange crops. Higher concentrations of Ba, Cd, Cu, Cr, Ni and Pb were observed in the urban area (Figure 3). The main source of Cd, Cu, Cr, Ni, Pb and Zn is associated to fuel burning, industrial processes and vehicle traffic, which are more intense in urban centers (ÁLVAREZ-AYUSO et al., 2003; WANG et al., 2003). In urban areas, Ba is associated to anthropic activities as fuel burning and use of brakes and car tires (STERNBECK et al., 2002; SHARMA et al., 2005; THORPE; HARRISON, 2008). Ba, Cd, Cr and Pb concentrations were lower than maximum values recommended by Brazilian law, that were $700 \mu\text{g L}^{-1}$, $1 \mu\text{g L}^{-1}$, $50 \mu\text{g L}^{-1}$ and $10 \mu\text{g L}^{-1}$, respectively (Figure 3). Notwithstanding, Cu and Ni concentrations (9 and $25 \mu\text{g L}^{-1}$, respectively) exceeded law values (Figure 3).

Table 4: Values obtained for nine habitat variables (ranging from 0 to 20) in each stream reach in the Turvo/Grande basin (see CASATTI et al., 2006 for variables explanation) and final classification. SUB, substrate stability; VEL/DEP, velocity and depth variability; FLO, flow stability; BOT, bottom deposition; PRR, combination of pools-riffles-runs; CHA, channel alteration; COV, streamside cover; BVS; bank vegetative stability; BAS, bank stability

Streams	SUB	VEL/DEP	FLO	BOT	PRR	CHA	COV	BVS	BAS	Sum	Classification
1	3	6	10	4	6	11	0	8	4	52	poor
2	3	6	10	4	5	11	0	4	4	47	poor
3	16	14	11	11	16	6	5	8	6	93	fair
4	5	10	11	13	10	13	4	9	9	84	poor
5	3	2	5	2	1	5	0	4	2	24	very poor
6	8	13	10	4	11	11	0	8	10	75	poor
7	9	9	8	7	11	6	1	4	6	61	poor
8	3	5	9	4	3	11	0	6	6	47	poor
9	15	13	14	10	12	13	3	8	8	96	fair
10	9	12	13	5	11	9	0	4	4	67	poor
11	4	10	11	3	8	10	0	6	6	58	poor
12	9	8	6	4	11	10	0	2	0	50	poor
13	10	6	9	9	8	11	0	4	2	59	poor
14	0	1	1	1	1	3	0	0	0	7	very poor
15	3	3	6	2	4	11	0	2	0	31	very poor
16	5	7	8	6	7	11	0	4	6	54	poor
17	6	7	7	7	8	6	0	6	8	55	poor
18	7	7	10	9	6	10	4	6	8	67	poor
19	5	7	8	6	7	11	0	4	6	54	poor
20	6	8	8	6	7	11	0	4	6	56	poor
21	18	15	13	10	16	11	1	4	6	94	fair
22	12	14	14	10	7	9	17	6	6	95	fair
23	3	7	14	3	2	17	2	6	6	60	poor
24	4	13	6	2	6	13	1	1	1	47	poor
25	6	8	10	4	8	19	4	10	8	77	poor
26	2	2	5	4	6	19	8	10	6	62	poor
27	9	19	15	8	18	19	4	4	4	100	fair
28	16	18	18	17	19	19	9	7	6	129	fair
29	5	13	10	9	11	11	4	1	1	65	poor
30	4	5	4	3	3	18	2	2	1	42	very poor
31	3	7	5	3	5	13	2	8	6	52	poor
32	19	15	18	14	18	19	8	14	6	131	fair
33	7	15	10	7	6	13	0	2	2	62	poor
34	12	10	8	11	12	16	4	2	2	77	poor
35	6	14	18	9	13	14	2	6	4	86	poor
36	3	4	3	2	2	16	0	0	0	30	very poor
37	15	20	18	16	20	20	4	14	12	139	good
38	3	12	13	5	10	14	2	6	4	69	poor
39	5	6	6	5	4	11	4	2	1	44	very poor
40	5	9	10	3	3	13	1	2	2	48	poor
41	2	2	2	2	2	12	4	4	4	34	very poor
42	4	5	5	3	5	15	2	8	6	53	poor
43	11	13	13	10	12	14	13	8	4	98	fair
44	10	14	13	15	6	13	4	2	4	81	poor
45	4	10	11	5	5	16	6	2	4	63	poor
46	5	12	6	4	5	17	8	6	6	69	poor
47	11	13	17	10	11	16	5	4	2	89	poor
48	3	10	8	3	7	15	3	4	2	55	poor
49	17	16	16	6	14	15	12	12	10	118	fair
50	6	11	5	3	6	13	4	4	4	56	poor
51	6	13	10	4	10	14	2	2	2	63	poor
52	16	10	13	14	7	18	4	2	4	88	poor
53	6	10	10	5	3	13	8	6	4	65	poor
54	3	5	12	4	3	12	2	4	2	47	poor
55	5	6	4	4	4	12	2	2	2	41	very poor
56	3	3	5	2	2	14	3	4	4	40	very poor
57	8	10	10	9	5	15	4	4	4	69	poor
58	14	10	12	11	4	11	6	6	6	80	poor
59	6	12	4	3	5	10	4	4	4	52	poor
60	6	5	5	5	6	13	2	6	6	54	poor
Average	7.2	9.5	9.6	6.4	7.7	12.9	3.2	5.0	4.5	66	-

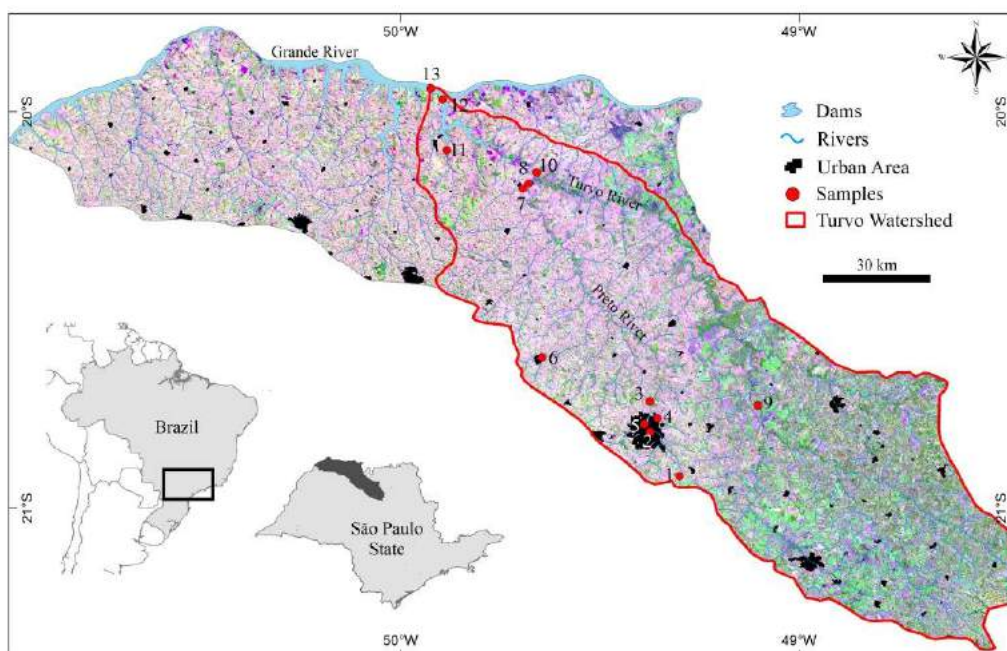


Figure 2: Location of the Turvo/Grande basin in Brazil and in the São Paulo State (below), showing the sampling sites (red dots above).

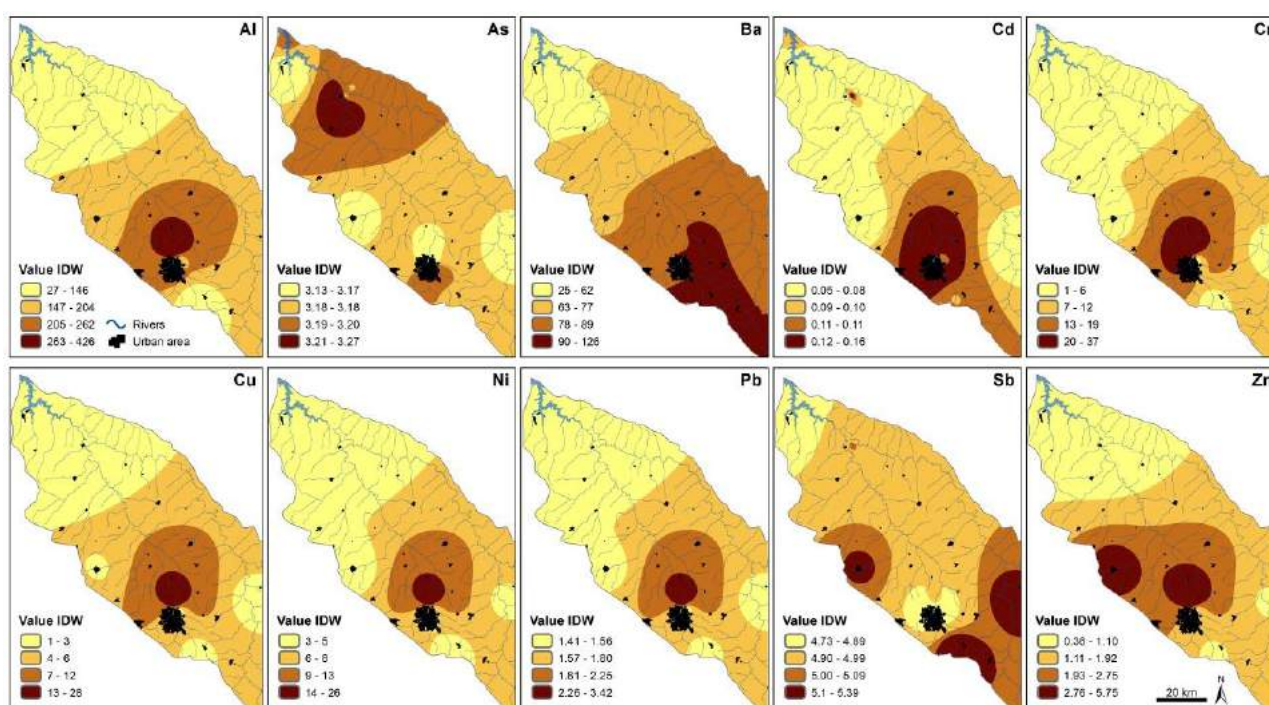


Figure 3: Geostatistical distribution of metals in the Turvo/Grande watershed.

One interpretation considering the seasonal variability of metal concentrations (Cr, Cu, Ni, and Al) was obtained by Melo (2010). Cr concentrations above $50 \mu\text{g L}^{-1}$ were observed in samples collected in the months with lower rainfall, indicating punctual sources to this element. Yaymtas et al. (2007) found $229 \mu\text{g L}^{-1}$ of Cr in a stream at Turquia and associated these values to leather industries in the surroundings. In the industrial area at Ranipet, Índia, Cr concentration reached $247.2 \mu\text{g L}^{-1}$ around the tanneries (GOWD; GOVIL, 2008). Gallo et al. (2006) found chromium (10 to $30 \mu\text{g L}^{-1}$) in several places in the Salado River, Argentina, and associated this result to industries around the rivers. Note that further evaluations need to be conducted to investigate whether Cr comes from natural (from the ground) or anthropogenic (originated from tanneries or other industrial activities in the region) sources.

High concentrations of Cu were found during the dry period, indicating punctual sources for this element at this region, as pointed by Melo (2010). Wastewater from metallurgic industries can contribute to river pollution (DOUAY et al., 2008). Farag et al. (2007) found Cu concentrations at $140 \mu\text{g L}^{-1}$ in waters from the Jack Creek, United States. Nickel concentrations exceeded $25.0 \mu\text{g L}^{-1}$ for the months with low rainfall. Metallurgic and mining industries employ nickel in their processes, where concentrations up to $742 \mu\text{g L}^{-1}$ were found in water samples near these areas (NIETO et al., 2007).

Other important element is Sb and Brazilian Law establish a maximum value of $5 \mu\text{g L}^{-1}$, where more toxic varieties are inorganic Sb(III) and Sb(V) (NORDBERG et al., 2007). Usually, Sb is employed in the industry as a metal of sacrifice, being added as an alloy with tin and in a battery as a conductor (VEADO et al., 2006). Studies showed that the contamination by antimony is due to the fact that it is found in the form of impurity (lead arsenate) in crop-applied insecticides, which were banned in some countries like the United States and Brazil (WAGNER et al., 2003; STEELY et al., 2007). Shotyk et al. (2006) and Westerhoff et al. (2008) found Sb concentrations 0.09 a $0.52 \mu\text{g L}^{-1}$ in United States drinking water, and concentrations from 0.11 to $0.37 \mu\text{g L}^{-1}$ for drinking water from Canada and Europe, bottled in polyethylene terephthalate (PET). PET is employed as a catalyst due to low cost, being demonstrated by some authors that Sb can be leached in contact with water (SHOTYK et al., 2006; WESTERHOFF et al., 2008). Maximum allowed concentration of Sb was found in agricultural regions in the Turvo/Grande watershed (Figure 3).

An important finding is that the parameters Electrical Conductivity (EC), Total Dissolved Solids (TDS) and Total Organic Carbon (TOC), when evaluated seasonally at sampling sites from urban areas (Melo, 2010), presented higher concentrations during the dry periods, indicating punctual sources for these compounds (Figure 4).

The sediment is a dynamic compartment in the aquatic environment and provides habitat for benthic organisms (SEDNET, 2004); it can also act as source and sink of metals to the water column (WILLIAMS et al., 1998; BLASCO et al., 2000; PAKHOMOVA et al., 2007; SANTOS-ECHEANDIA et al., 2009). Sink is associated with metal removal from water column by adsorption and/or co-precipitation process with suspended particulate matter, such as clay particles, organic matter, iron, and manganese oxyhydroxides, and their subsequent deposition in the sediment (CORTECCI et al., 2009; DESSAI et al., 2009). Due to constant deposition of particles that represent the pollution to which water bodies are subject, sediments can be used to reconstruct the pollution history of a river (MIL-HOMENS et al., 2009). Moreover, the process of metal accumulation in sediment is of high concern, since high concentrations can have a toxic effect on benthic organisms, reducing species diversity (YI et al., 2008). Therefore, metals quantification in sediments is necessary for the purpose of ecological risk assessment and aquatic life protection.

Campanha et al. (2012) studied diffusive fluxes of metals in rivers from BHTG and concluded that the sediment acted as a source of Cr and Ni to the water column and this phenomenon was more intense during the dry period. Diffusive fluxes of metals from sediment to water column ranged from 0.38 to $264.9 \mu\text{g m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ for Cr, 0.23 to $516.9 \mu\text{g m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ for Cu, 0.09 to $145.2 \mu\text{g m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ for Ni, and 0.1 to $58.4 \mu\text{g m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ for Pb. It is noteworthy to mention that it was precisely in this period that the highest concentrations of these elements in the water column were observed, as indicated by Melo (2010), which may be associated with the own sediment.

Metal availability in water resources is also largely associated with the characteristics of aquatic humic substances (AHS). Complexation capacity studies between AHS and metals can enable understanding the availability, toxicity, and transport of metals in the aquatic environments (ROCHA; ROSA, 2003).

Melo et al. (2012) evaluated the role of aquatic humic substances (AHS) in the metals availability in water bodies from the BHTG. Conditional Stability Constant was 2.0×10^{-2} , 1.1×10^{-5} e 2.6×10^{-2} for the complexes AHS-Cr^{3+} , AHS-Ni^{2+} , and AHS-CrO_4^{2-} , respectively. In the same study the authors demonstrated that solar radiation provokes a decrease in the complexation capacity of 15-26% for AHS-Al^{3+} , 15-72% for AHS-Cr^{3+} , 12-18% for AHS-CrO_4^{2-} and of 13-

42% for AHS–Ni²⁺. This result indicated that solar radiation plays an important role in metals availability, which were previously complexed to AHS.

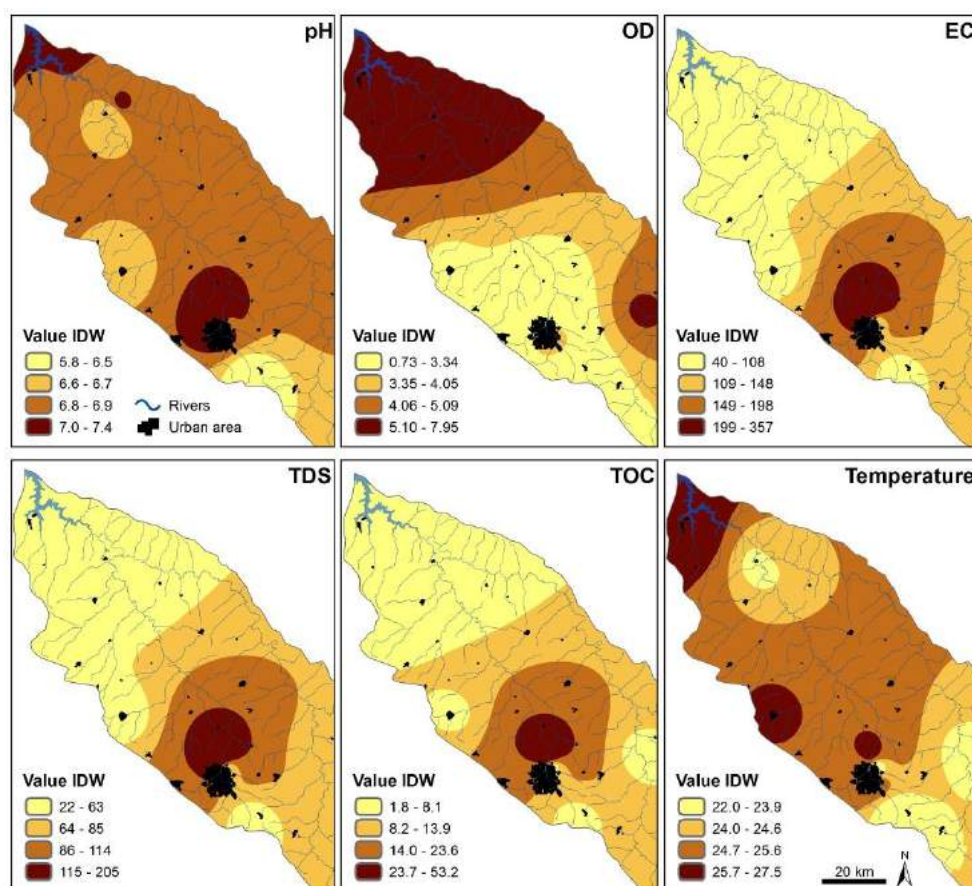


Figure 4: Geostatistical distribution of physical and chemical variables in the Turvo/Grande watershed.

Pantano et al. (2014) extracted and characterized humic substances (HS) from sediment samples of water bodies in the Turvo/Grande watershed and determined the complexation capacity of HS with Cr and Cu. In this study, it was demonstrated that complexation capacity of HS from sediment extracted from agricultural regions presented the highest stability, being these values bellow those found in other regions of in the world. Sediment humic substances presented a higher amount of aromatic groups in their structure during the rainy season, and areas of sugar cane cultivation are composed by humic acid, as those that were sampled.

3.3 MARGINAL LAGOONS

Along most of its extension, the Turvo River overflows to adjacent areas in an extensive floodplain, resulting in many lagoons. Floodplains can be defined as areas that are periodically flooded by the lateral overflow of rivers and or by direct precipitation or groundwater. In these areas, the habitat heterogeneity allows a considerable variety of resources and refuge against predators, favoring species diversity and the development of adaptations to the water level periodic fluctuations caused by flooding (JUNK et al., 1989). These aquatic/terrestrial transition zones can be divided in two components: a plain seasonally flooded, which remains dry during most of the year, and marginal lagoons, which can persist until the next flood or dry up (WELCOMME, 1985).

Among the numerous marginal lagoons existing along the Turvo River, Araujo et al. (2010 a, b) studied fish and macrophytes communities of six marginal lagoons (Table 5). The study area is near to km 12 of BR-153 highway between the municipalities of Icém and Nova Granada (20°21'11"S 49°15'52"W). The composition and abundance of fish communities in seasonally isolated lagoons (temporary and permanent) of the Turvo River was investigated by Araujo (2008).

The results revealed a remarkable seasonality, with highest species richness and abundance registered in the rainy season. A total of 7,457 specimens, distributed among 52 species, 40 genera, 19 families, and five orders, were collected in the six marginal lagoons. Among the species, 63% belonged to the Order Characiformes, 25% to Siluriformes, 8% to Perciformes, 2% to Cyprinodontiformes, and 2% to Synbranchiformes. The presence of larvae and young individuals of the migratory species *Salminus brasiliensis*, *S. hilarii*, *Brycon* sp., *Schizodon nasutus*, and *Rhamdia quelen* only in the rainy season, and of *Prochilodus lineatus* and *Leporinus friderici* in both seasons, in all studied lagoons, suggests that these environments are also explored by adult individuals which perform lateral migration in the floodplain for spawning, and as a recruitment place for juveniles.

Table 5: Characteristics of the six studied marginal lagoons (T = temporary, P = permanent) of the Turvo River

Parameters	T1 (Ganzella)	T2 (Mustafá)	T3 (Braço Morto)	P1 (45)	P2 (Federal)	P3 (Parente)
Coordinates	20°25'11.9"S 49°16'00.1"W	20°24'37.9"S 49°16'05.3"W	20°21'11.6"S 49°16'39.0"W	20°24'56.1"S 49°15'53.7"W	20°22'45.6"S 49°16'36.1"W	20°21'30.1"S 49°16'48.6"W
Altitude (m)	459	454	432	456	441	436
Area (m ²)	6,887	12,584	27,680	22,798	48,587	124,442
Depth (m)	0.05-1.7	* - 1.6	0.4-1.8	0.6-2.7	0.65-3.0	0.1-2.8
Air temperature (°C)	14.2-38.4	14.2-38.4	14.2-38.4	15.2-34.6	15.2-34.6	15.2-34.6
Water temperature (°C)	19.2-26.0	21.0-29.0	22.1-31.0	22.3-27.8	23.1-34.0	20.1-32.1
pH	5.9-6.5	6.3-6.8	6.3-7.2	6.6-8.3	6.3-6.7	6.9-7.2
Alkalinity (mg/l)	48.0-86.0	34.0-48.0	26.0-38.0	28.0-63.0	25.0-50.0	21.0-45.0
Conductivity (uS.cm ⁻¹)	145.5-414.0	104.1-155.1	61.4-128.0	122.3-172.4	40.4-150.1	77.2-117.4
Turbidity (NTU)	32.0-100.0	22.0-53.0	18.0-83.0	15.0-32.0	30.0-121.0	16.0-79.0
Dissolved O ₂ (mg/l)	2.4-13.0	0.0-6.6	6.5-12.1	2.3-11.1	4.3-10.7	6.0-12.9
Substrate type	sand, silt and clay	sand, silt and clay	sand, silt and clay	sand, silt and clay	sand, silt and clay	sand, silt and clay
Number of macrophyte species	26	7	5	24	21	27
Number of fish species	15	24	34	26	24	38

*T2 was desiccated.

The number of fish species recorded by Araujo (2008) was higher than those found in other studies performed in the State of São Paulo. In marginal lagoons of the Sorocaba (SMITH; BARRELLA, 2000), Paranapanema (CARVALHO et al., 2005), and Mogi-Guaçu (GALETTI et al., 1990; FERREIRA et al., 2000; MESCHIATTI et al., 2000; GONÇALVES; BRAGA, 2008) rivers, a total of 17, 24, 24, 29, 31 and 36 species, respectively, was registered. In the marginal lagoons of the Turvo River, 52 (17%) of the 310 fish species listed by Langeani et al. (2007) for the upper rio Paraná system were found.

The taxonomic composition of aquatic and marginal macrophytes sampled manually was studied by Araujo et al. (2010 b) in the same marginal lagoons. The results of this survey showed a total of 54 species, 36 genera and 22 families. This number of species represents approximately 14% of the 400 species of aquatic flora listed by Amaral et al. (2008) for the São Paulo State, suggesting that it is necessary to preserve these environments. The families with greater number of species were Poaceae, Cyperaceae, and Polygonaceae. *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae) was the only species encountered in all six lagoons. The presence of high diversity and abundance of macrophytes have been considered a very special factor that influences the high diversity of vertebrates and invertebrates fauna due to the structural complexity of macrophytes that provides higher quality and quantity of resources and shelters to many species (THOMAZ; CUNHA, 2010).

Several aspects of biotic and abiotic dynamics along seasonal cycles are being studied in the marginal lagoons of the Turvo River floodplain, in an ongoing research project coordinated by one of us (MSM Castilho-Noll). In this floodplain there are many kinds of aquatic lagoons, with different kinds of connectivity to the river. According to Ward; Stanford (1995), depending on the connectivity, lagoons in floodplains can be classified as palaeopotamon (meander bends that have become disconnected), plesiopotamon (interlaced segments disconnected from the main river channel) and parapotamon (dead arms connected with the river just downstream). These observations reflect the complexity of the whole system, which was also observed in a one-year study of some physical and chemical attributes and of zooplankton diversity in the Turvo system.

The high levels of space-time heterogeneity observed in floodplains have been considered the main factor for the high species diversity in these ecosystems (ROCHA, 2010).

The influence of dry and rainy seasons is pronounced by the lagoons' water level and by dryness of some lagoons that disappear in the dry season. Variations in water conductivity, pH, and dissolved oxygen can be associated with high decomposition of organic matter mainly from macrophytes that die in the dry season and decompose in the flood. The flooding of plants that developed on dry sediments was also associated with changes in physical and chemical water parameters in the Paranapanema floodplain (HENRY et al., 2006).

In a one-year study with monthly samples in the lagoons, 22 microcrustaceans species (19 cladocerans and 3 copepods) were identified, with predominance of littoral species. From the 19 cladocerans, 11 belong to Chydoridae, Macrothricidae, and Ilyocryptidae. The dominance of species from littoral zones has been observed in other studies, as pointed by Abra et al. (2014) that associate this fact with the shallow characteristic of lagoons and high macrophytes density. Some preliminary studies regarding fish diet in lagoons of the Turvo floodplain have evidenced the importance of cladocerans, especially chydorids, as food for fish.

Although preliminary, our data shows that marginal lagoons of the Turvo River floodplain are a very complex ecosystem and that each kind of lagoon seems to have their own dynamics. As this flooded plain is located in one of the areas that is most impacted by human occupation (mainly agriculture and urbanization) of the State, we stress the importance of studies to describe the dynamics of this ecosystem.

4 IMPLICATIONS FOR MANAGEMENT AND CONCLUSIONS

The main threat for small streams in the BHTG is associated with the physical habitat degradation, mostly derived from the lack of forest vegetation along the riparian buffer. The benefits of the presence of riparian vegetation for water bodies are numerous (see PUSEY; ARTHINGTON, 2003, and authors cited there) and may yet represent a great opportunity to increase connectivity between terrestrial habitats (BECKER et al., 2004). Studies conducted by Harding et al. (1998), Teels et al. (2006), and Lévêque et al. (2008) demonstrated that the restoration of the land strips adjacent to the streams is insufficient to improve stream integrity as a way to maintain natural diversity. However, restoration of the entire watersheds is completely out of the priorities list in Brazil, and we must find alternatives to reduce stress and mitigate the impacts on aquatic biota at lower costs. The isolation of the riparian zones themselves along the drainage, preventing their use for other activities, must represent a cheaper strategy to start the preservation of small streams and their biota (CASATTI et al., 2009) that may be complemented with good land use practices in the rural environment. Conservation and restoration efforts on large rivers often focus on mainstream, but there are ecological evidences to consider that restoration targeting small tributaries could benefit large-river biodiversity (PRACHEIL et al., 2013). Additionally, some studies reported the efficiency and limitations of certain restoration methods and provided good examples of lower cost actions (e.g., HOLL et al., 2000; BIANCONI et al., 2007).

The BHTG is also impacted by the discharge of domestic and industrial effluents, being the Preto River, Felicidade, Piedade, and Jataí streams the most degraded aquatic bodies because of the high concentrations of total organic carbon and thus lower concentrations of dissolved oxygen, and also because of the presence of metals, like aluminum, copper, chromium and nickel. It can be also concluded that the pollutants responsible by the increase of TOC, TDS, EC in the rainy seasons can be associated to diffuse sources (urban runoff and/or atmospheric deposition) in the BHTG, whereas the metals copper, chromium and nickel seem to come from nonpoint sources pollution, as these metals showed higher concentrations in the dry season. It is necessary to control the point sources pollution to the management of BHTG water bodies, since this type of pollution is more predictable and involves the treatment of liquid effluents. The control of pollutants that arise from nonpoint sources is much more complicated because it implies in the removal of pollutants originated from agricultural and urban runoff (MELO, 2010).

The sampling location with the most impacted sediment was the Preto River. It was related to the slightly higher presence of particles of fine fractions compared to the other sampling locations, what caused an increased accumulation of metals. In this sampling location the presence of Zn had an anthropic origin, likely associated to the urban growth and development of São José do Rio Preto city, as well as to metallurgic industries located in the region. In Turvo River the presence of K in the sediment also had anthropic origin, which is related to the sugar cane culture, and in Grande River (agricultural area) increased metal inputs over the years may be associated both to natural sources (higher deposition of particles after river damming) and agricultural practices.

The sediments from BHTG acted as source of metals (except for K) to the water column in both dry and rainy seasons, and the higher export to the water occurred, for most metals, in the dry season. Variations of the diffusive fluxes occurred between seasons and sampling positions, and were influenced by the porosity of the sediment and by the heterogeneity of the factors that drive the mobility of metals into the pore water, like Fe and Mn geochemistry and, hypothetically, the precipitation with sulfides. However, the contribution of the sediment to the water column is still low compared to the other external sources.

The floodplains, like those at BHTG, are unique ecosystems that provide important services, such as hydrological buffering effect, which reduces the peaks of flood and drought and provides water for headwater streams and groundwater by infiltration; groundwater recharge; sediment retention; provision of food and raw materials; retention of organic carbon; and water purification (JUNK et al., 2013), besides their exuberant diversity representing several plant and animal phyla. Additionally, several aquatic organisms use microhabitats among the aquatic macrophytes for refuge, source of food, protection against predators, and site of reproduction. Thomaz et al. (2007) have suggested that three factors are interrelated and are determinant for species richness: the intermediate disturbance caused by the flood pulse, the ecotone existence, and the hydrological connectivity. Therefore, any change that affects the hydrological dynamics of the flood pulse, as well as the ecotonal areas, results in meaningful losses of biodiversity and services originally provided by these ecosystems. Dam constructions, for example, have been cited as the major threat for wetlands, resulting in species losses due to alteration of the pulse dynamics (MIDDLETON, 2002; AGOSTINHO et al., 2008). This suggests that it is necessary to preserve the overall wetland structure and processes to assure the survival of a viable number of individuals for conservation purposes, including target migratory fish species, and ecosystem services like those mentioned above. Therefore, these habitats must be considered priority areas for conservation and management.

In synthesis, riparian forest recovery, soil conservation, control of metals and other contaminants, and floodplain protection must be of first interest to managers in the conservation of the aquatic resources of this important river basin. To support these actions, we have a long way on the basic knowledge to be conducted about the structure and functioning of aquatic environments in the Turvo/Grande basin.

ACKNOWLEDGEMENTS

Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Universidade Estadual Paulista (UNESP) for financial and logistical support; Mônica Ceneviva-Bastos for reviewing the English version.

REFERENCES

ABRA, J.; CASTILHO-NOLL, M. S. M.; STEPHAN, L. R.; HENRY, R. Estudo de longo prazo do zooplâncton em lagoas marginais ao rio Paranapanema. In: HENRY, R. (Ed.). **Represa de Jurumirim: ecologia, modelagem e aspectos sociais**. Ribeirão Preto: Holos, 2014, p. 205-226.

- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; GOMES, L. C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, p. 1119-1132.
- ALLAN, J. D.; FLECKER, A. S. Biodiversity conservation in running waters. **BioScience**, v. 43, p. 32-43, 1993.
- ÁLVAREZ-AYUSO, E.; GARCÍA-SANCHES, A.; QUEROL, X. Purification of metal electroplating waste waters using zeolites. **Water Research**, v. 37, p. 4855-4862, 2003.
- AMARAL, M. C. E.; BITTRICH, V.; FARIA, A. D.; ANDERSON, L. O.; AONA, L. Y. S. **Guia de campo para plantas aquáticas e palustres do Estado de São Paulo**. Ribeirão Preto: Holos. 2008. 452 p.
- ANTUNES, S. C.; FIGUEIREDO, D. R.; MARQUES, S. M.; CASTRO, B. B.; PEREIRA, R.; GONÇALVES, F. Evaluation of water column and sediment toxicity from an abandoned uranium mine using a battery of bioassays. **Science of the Total Environment**, v. 374, p. 252-259, 2007.
- ARAUJO, R. B. **Ictiofauna de lagoas marginais sazonalmente isoladas, rio Turvo, bacia do rio Grande, Alto Paraná, SP**. 2008. 94 p. Tese (Doutorado) - Centro de Aquicultura da Universidade Estadual de São Paulo - U NESP, Jaboticabal, 2008.
- ARAUJO, R. B.; LANGEANI, F.; RANGA, N. T. Vascular plants of oxbow lakes of Turvo river, upper Paraná river basin, São Paulo State, Brazil. **Check List**, v.6, p. 58-61, 2010a.
- ARAUJO, R. B.; LANGEANI, F.; VASERINO, L. A. Peixes de lagoas marginais da bacia do Turvo-Grande: interação universidade-polícia militar ambiental. **Segurança Ambiental**, v. 4, p. 61-78, 2010b.
- BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish**. 2. ed. Washington: U. S. Environmental Protection Agency - Office of Water, 1999. (EPA 841-B-99-002).
- BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR, A. J.; BAIGUN, C.; FONTOURA, N. F.; AGOSTINHO, A. A.; ALMEIDA-VAL, V. M. F.; VAL, A. L.; TORRES, R. A.; JIMENES-SEGURA, L. F.; GIARRIZZO, T.; FABRÉ, N. N.; BATISTA, V. S.; LASSO, C.; TAPHORN, D. C.; COSTA, M. F.; CHAVES, P. T.; VIEIRA, J. P.; CORRÊA, M. F. M. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, v. 76, p. 2118-2176, 2010.
- BECKER, F. G.; IRGANG, G. V.; HASENACK, H.; VILELLA, F. S.; VERANI, N. F. Land cover and conservation state of a region in the southern limit of the Atlantic Forest (River Maquiné basin, Rio Grande do Sul, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, p. 569-582, 2004.
- BIANCONI, G. V.; MIKICH, S. B.; TEIXEIRA, S. D.; MAIA, B. H. L. N. S. Attraction of fruit-eating bats to essential oils of fruits: a potential tool for forest restoration. **Biotropica**, v. 39, p. 136-140, 2007.
- BLASCO, J.; SÁENZ, V.; GÓMEZ-PARRA, A. Heavy metal fluxes at the sediment-water interface of three coastal ecosystems from south-west of the Iberian Peninsula. **The Science of the Total Environment**, v. 247, p. 189-199, 2008.
- BROOKS, S. J.; BOLAM, T.; TOLHURST, L.; BASSETT, J.; ROCHE, J. L.; WALDOCK, M.; BARRY, J.; THOMAS, K. V. Dissolved organic carbon reduces the toxicity of copper to germlings of the macroalgae, *Fucus vesiculosus*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 70, p. 88-98, 2008.
- CAMPANHA, M. B., MOREIRA, A. B., BISINOTI, M. C. Metal fluxes at the sediment/water interface in rivers from the Turvo/Grande drainage basin, São Paulo State, Brazil. **Journal of Soils Sediments**, v. 12, p. 1508-1516, 2012.
- CARVALHO, E. D.; MARCUS, L. R.; FORESTI, F.; SILVA, V. F. B. Fish assemblage attributes in a small oxbow lake (upper Paraná river basin, São Paulo State, Brazil): species composition, diversity and ontogenetic stage. **Acta Limnologia Brasiliensia**, v. 17, p. 45-56, 2005.
- CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; CARVALHO, F. R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, v. 632, p. 273-283, 2009.

- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; SILVA, A. M.; CASTRO, R. M. C. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, p. 681-696, 2006.
- CETESB. **Relatório da qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo – 2008**. São Paulo: CETESB, 2008. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em: 03 nov. 2014.
- CETESB. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2012. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em: 03 nov. 2014.
- CONSTANTINO, V. R. L.; ARAKI, K.; SILVA, D. O.; OLIVEIRA, W. Preparação de compostos de alumínio a partir da bauxita: considerações sobre alguns aspectos envolvidos em um experimento didático. **Química Nova**, v. 25, p. 490-498, 2002.
- CORTECCI, G.; BOSCHETTI, T.; DINELLI, E.; CIDU, R.; PODDAM, F.; DOVERI, M. Geochemistry of trace elements in surface waters of the Arno River Basin, northern Tuscany, Italy. **Applied Geochemistry**, v. 24, p. 1005-1022, 2009.
- DALE JONES, E. B.; HELFMAN, G. S.; HARPER, J. O.; BOLSTAD, P. V. Effects of riparian forest removal on fish assemblages in southern Appalachian streams. **Conservation Biology**, v. 13, p. 1454-1465, 1999.
- DESSAI, D. V. G.; NAYAK, G. N.; BASAVAIAH, N. Grain size, geochemistry, magnetic susceptibility: Proxies in identifying sources and factors controlling distribution of metals in a tropical estuary, India. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 85, p. 307-318, 2009.
- DOUAY, F.; PRUVOT, C.; ROUSSEL, H.; CIESIELSKI, H.; FOURRIER, H.; PROIX, N.; WATERLOT, C. Contamination of urban soils in an area of northern France polluted by dust emissions of two smelters. **Water Air Soil Pollution**, v. 188, p. 247-260, 2008.
- FARAG, A. M.; NIMICK, D. A.; KIMBALL, B. A.; CHURCH, S. E.; HARPER, D. D.; BRUMBAUGH, W. G. Concentrations of metals in water, sediment, biofilm, benthic macroinvertebrates, and fish in the Boulder River watershed, Montana, and the role of colloids in metal uptake. **Archives Environmental Contamination Toxicology**, v. 52, p. 397-409, 2007.
- FERREIRA, A. G.; VERANI, J. R.; PERET, A. C.; CASTRO, P. F. Caracterização de comunidades ícticas de lagoas marginais do rio Mogi-Guaçu: composição, abundância e biomassa de peixes, p. 791 – 803. In: SANTOS, J. E.; PIRES, J. S. R. (Eds.). **Estudos integrados em ecossistemas: Estação Ecológica de Jataí**. São Carlos: RiMA, 2000. v. 2.
- GALETTI JR, P. M.; ESTEVES, K. E.; LIMA, N. R. W.; MESTRINER, C. A.; CAVALLINI, M. M.; CESAR, A. C. G.; MIYAZAWA, C. S. Aspectos comparativos da ictiofauna de duas lagoas marginais do rio Mogi-Guaçu (Alto Paraná - Estação Ecológica do Jataí, SP). **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 3, p. 865-885, 1990.
- GALLO, M.; TRENTO, A.; ALVAREZ, A.; BELDOMÉNICO, H.; CAMPAGNOLI, D. Dissolved and particulate heavy metals in the Salado River (Santa Fe, Argentina). **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 174, p. 367-384, 2006.
- GONÇALVES, C. S.; BRAGA, F. M. S. Diversidade e ocorrência de peixes na área de influência da UHE Mogi Guaçu e lagoas marginais, bacia do alto rio Paraná, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, p. 103-114, 2008.
- GORMAN O, T.; KARR, J. R. Habitat structure and stream fish communities. **Ecology**, v. 59, p. 507-515, 1978.
- GOWD, S. S.; GOVIL, P. K. Distribution of heavy metals in surface water of Ranipet industrial area in Tamil Nadu, India. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 136, p. 197-207, 2008.
- GREGORY, S. V.; SWANSON, F. J.; MCKEE, W. A.; CUMMINS, K. W. An ecosystem perspective of riparian zones. **BioScience**, v. 41, p. 540-551, 1991.
- HARDING, J. S.; BENFIELD, E. F.; BOLSTAD, P. V.; HELFMAN, G. S.; JONES III, E. B. D. Stream biodiversity: the ghost of land use past. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 95, p. 14843-14847, 1998.
- HASHIMOTO, Y.; SEKINE, Y.; OTOSHI, T. Atmospheric aluminium from human activities. **Atmospheric Environment**, v. 26B, p. 295-300, 1992.

- HENLEY, S. **Nonparametric Geostatistics**. London: Applied Science Publishers, 1981.
- HENRY, R.; PANARELLI, E. A.; CASANOVA, S. M. C.; SUIBERTO, M. R.; AFONSO, A. A. O. Interações hidrológicas entre lagoas marginais e o Rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim. In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, H.; JORCIN, A. (Eds.). **Ecologia de reservatórios**. 2. ed. São Carlos: RiMA, 2006. p. 57-82.
- HERNANDES, A.; MEGDA, M. M.; HERNANDEZ, F. B. T.; ALTIMARE, A.; ZOCOLER, J. L. Uso da água na bacia hidrográfica do Turvo/Grande/SP. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 16., Goiânia, 2006. **Anais...** Goiânia, 2006. p. 1-7.
- HOLL, K. D.; LOIK, M. E.; LIN, E. H. V.; SAMUELS, I. A. Tropical mountain forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers for dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, v. 8, p. 339-349, 2000.
- JIMENEZ, B.; ASANO, T. **Water reuse**: an international survey of current practice, issues and needs. London: IWA Publishing, 2008. 628 p.
- JORDÃO, C. P.; RIBEIRO, P. R. S.; MATOS, A. T.; FERNANDES, R. B. A. Aquatic contamination of the Turvo Limpo River basin at the Minas Gerais State, Brazil. **Journal of Brazilian Chemical Society**, v. 18, p. 116-125, 2007.
- JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: INTERNATIONAL LARGE RIVER SYMPOSIUM (LARS), Ontario, 1986. **Proceedings...** Ottawa: Department of Fisheries and oceans, 1989. p. 110-127. (Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 106).
- JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; LOURIVAL, R.; WITTMANN, F.; KANDUS, P.; LACERDA, L. D.; BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; NUNES DA CUNHA, C.; MALTCHIK, L.; SCHÖNGART, J.; SCHAEFFERNOVELLI, Y.; AGOSTINHO, A. A.; NÓBREGA, R. L. B. **Definição e classificação das Áreas Úmidas (AUs) brasileiras**: base científica para uma nova política de proteção e manejo sustentável. Cuiabá: Centro de Pesquisa do Pantanal/INAU, 2013. 67 p. Disponível em: <http://www.inau.org.br/classificacao_areas_umidas_completo.pdf>. Acesso em: 03 nov. 2014.
- KASYAK, P. F. **Maryland biological stream survey**: sampling manual. Annapolis: Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Non-tidal Assessment Division, 2001.
- LANGEANI, F.; CASTRO, R. M. C.; OYAKAWA, O. T.; SHIBATTA, O. A.; PAVANELLI, C. S.; CASATTI, L. Diversidade da ictiofauna do alto rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, v. 7, p. 1-17, 2007.
- LÉVÊQUE, C.; OBERDORFF, T.; PAUGY, D.; STIASSNY, M. L. J.; TEDESCO, P. A. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, p. 545-567, 2008.
- MACDONALD, B. C. T.; WHITE, I.; ASTROM, M. E.; KEENE, A. F.; MELVILLE, M. D.; REYNOLDS, J. K. Discharge of weathering products from acid sulfate soils after a rainfall event, Tweed River, eastern Australia. **Applied Geochemistry**, v. 22, p. 2695-2705, 2007.
- MELO, C. A. **Caracterização e dinâmica de metais em rios da bacia hidrográfica do Turvo/Grande**. 2010. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto, 2010.
- MELO, C. A.; TOFFOLI, A. L.; MOREIRA, A. B.; BISINOTI, M. C. Solar radiation effect on the complexation capacity of aquatic humic substances with metals. **Journal of Brazilian Chemistry Society**, v. 23, p. 1871-1879, 2012.
- MESCHIATTI, A. J.; ARCIFA, M. S.; FENERICH-VERANI, N. Fish communities associated with macrophytes in Brazilian floodplain lakes. **Environmental Biology of Fishes**, v. 58, p. 133-143, 2000.
- MIDDLETON, B. A. The flood pulse concept in wetland restoration. In: MIDDLETON, B. A. (Ed.). **Flood pulsing in wetlands**: restoring the Natural Hydrological Balance. Hoboken: John Wiley & Sons, Inc. 2002. p. 1-10.
- MIL-HOMENS, M.; BRANCO, V.; LOPES, C.; VALE, C.; ABRANTES, F.; BOER, W.; VICENTE, M. Using factor analysis to characterise historical trends of trace metal contamination in a sediment core from the Tagus Prodelta, Portugal. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 197, p. 277-287, 2009.

- NALON, M. A.; MATTO, I. S. A.; FRANCO, G. A. D. C. Meio físico e aspectos da vegetação. In: RODRIGUES, R. R.; BONONI, V. L. R. (Eds.). **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2008. p. 12-21.
- NICHOLSON, K. W. A review of particle resuspension. **Atmospheric Environment**, v. 22, p. 2639-2651, 1988.
- NIETO, J. M.; SARMIENTO, A. M.; OLÍAS, M.; CANOVAS, C. R.; RIBA, I.; KALMAN, J.; DELVALLS, T. A. Acid mine drainage pollution in the Tinto and Odiel rivers (Iberian Pyrite Belt, SW Spain) and bioavailability of the transported metals to the Huelva Estuary. **Environment International**, v. 33, p. 445-455, 2007.
- NORDBERG, G. F.; FRIBERG, L.; VOUK, V. B. **Handbook on the toxicology of metals**. New York: Elsevier, 2007. 1024 p.
- OKONKWO, J. O.; MOTHIBA, M.; AWOFOLO, O. R.; BUSARI, O. Levels and speciation of heavy metals in some rivers in South Africa. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 75, p. 1123-1130, 2005.
- PAKHOMOVA, S. V.; HALL, P. O. J.; KONONETS, M. Y.; ROZANOV, A. G.; TENGBERG, A.; VERSHININ, A. V. Fluxes of iron and manganese across the sediment-water interface under various redox conditions. **Marine Chemistry**, v. 107, p. 319-331, 2007.
- PANTANO, G.; TADINI, A. M.; BISINOTI, M. C.; MOREIRA, A. B. Seasonal variability of a conditional stability constant and the characterization of sedimentary humic substances from typical agricultural and urban areas. **Journal of Soil and Sediments**, v. 14, p. 385-393, 2014.
- PARRINGTON, J. R.; ZOLLER, W. H.; ARAS, N. K. Asian dust: seasonal transport to the Hawaiian Islands. **Science**, v. 220, p. 195-197, 1983.
- PERFIL REGIONAL. **Região administrativa de São José do Rio Preto**. São Paulo: Secretaria de Economia e Planejamento, 2007.
- PESQUISA DA ATIVIDADE PAULISTA. São Paulo: SEADE, 2009. Disponível em: <<http://www.seade.gov.br/produtos/iprs/analises/RASJRiopreto.pdf>>. Acesso em: 03 nov. 2014.
- PRACHEIL, B. M.; MCINTYRE, P. B.; LYONS, J. D. Enhancing conservation of large-river biodiversity by accounting for tributaries. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 11, p. 124-128, 2013.
- PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. **Marine and Freshwater Research**, v. 54, p. 1-16, 2003.
- REMYLA, S. R.; RAMESH, M.; SAJWAN, K. S.; KUMAR, K. S. Influence of zinc on cadmium induced haematological and biochemical responses in a freshwater teleost fish *Catla catla*. **Fish Physiology Biochemistry**, v. 34, p. 169-174, 2008.
- RESOLUÇÃO CONAMA. **Resolução CONAMA 357**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 03 nov. 2014.
- ROCHA, J. C.; ROSA, A. H. **Substâncias húmicas aquáticas: interações com espécies metálicas**. São Paulo: Editora da UNESP, 2003. 126 p.
- ROCHA, P. C. Geomorfologia e conectividade em ambientes fluviais do Alto Rio Paraná, Centro-sul do Brasil. **Boletim de Geografia**, v. 28, p. 157-176, 2010.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. L. (Eds.). **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. p. 235-247.
- ROTH, N. E.; ALLAN, J. D.; ERICKSON, D. L. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. **Landscape Ecology**, v. 11, p. 141-156, 1996.
- SALIS, S. M.; SHEPERD, G. J.; JOLY, C. A. Floristic comparison of mesophytic semideciduous forests of the interior of the state of São Paulo, Southeast Brazil. **Vegetatio**, v. 119, p. 155-164, 1995.

- SANTOS-ECHEANDIA, J.; PREGO, R.; COBELO-GARCÍA, A.; MILLWARD, G. E. Porewater geochemistry in a Galician Ria (NW Iberian Peninsula): Implications for benthic fluxes of dissolved trace elements (Co, Cu, Ni, Pb, V, Zn). **Marine Chemistry**, v. 117, p. 77-87, 2009.
- SEDNET (EUROPEAN SEDIMENT RESEARCH NETWORK). **The opinion of SedNet on environmentally, socially and economically viable sediment management, 2004**. Utrecht: SedNet, 2010. Disponível em: <http://www.sednet.org/download/SedNet_strategic_paper_2004.pdf>. Acesso em: 03 nov. 2014.
- SHARMA, M.; AGARWAL, A. K.; BHARATHI, K. V. L. Characterization of exhaust particles from diesel engine. **Atmospheric Environment**, v. 39, p. 3023-3028, 2005.
- SHOTYK, W.; KRACHLER, M.; CHEN, B. Contamination of Canadian and European bottled waters with antimony from PET containers. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 8, p. 288-292, 2006.
- SILVA, A. M.; NALON, M. A.; KRONKA, F. J. N.; ALVARES, C. A.; CAMARGO, P. B.; MARTINELLI, L. A. Historical land-cover/use in different slope and riparian buffer zones in watersheds of the state of São Paulo, Brazil. **Scientia Agricola**, v. 64, p. 325-335, 2007a.
- SILVA, A. M.; CASATTI, L.; ALVARES, C. A.; LEITE, A. M.; MARTINELLI, L. A.; DURRANT, S. F. Soil loss risk and habitat quality in streams of a meso-scale river basin. **Scientia Agricola**, v. 64, p. 336-343, 2007b.
- SMA/IF (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO / INSTITUTO FLORESTAL). **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo: Imprensa Oficial, 2005. 200 p.
- SMITH, W. S.; BARRELLA, W. The ichthyofauna of the marginal lagoons of the Sorocaba river, SP, Brazil: composition, abundance and effect of the anthropogenic actions. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, p. 627-632, 2000.
- STEELY, S.; AMARASIRIWARDENA, D.; XING, B. An investigation of inorganic antimony species and antimony associated with soil humic acid molar mass fractions in contaminated soils. **Environmental Pollution**, v. 148, p. 590-598, 2007.
- STERNBECK, J.; SJÖDIN, A.; ANDRÉASSON, K. Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension-results from two tunnel studies. **Atmospheric Environment**, v. 36, p. 4735-4744, 2002.
- STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions of American Geophysical Union**, v. 8, p. 913-920, 1957.
- TEELS, B. M.; REWA, A. A.; MYERS, J. Aquatic condition response to riparian buffer establishment. **Wildlife Society Bulletin**, v. 34, p. 927-935, 2006.
- THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; BOZELLI, R. L. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. **Hydrobiologia**, v. 579, p. 1-13, 2007.
- THOMAZ, S. M.; CUNHA, E. R. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. **Acta Limnologia Brasiliensia**, v. 22, n. 2, p. 218-236, 2010.
- THORPE, A.; HARRISON, R. M. Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review. **Science of the Total Environment**, v. 400, p. 270-282, 2008.
- TOMCZAK, M. Spatial interpolation and its uncertainty using automated anisotropic inverse distance weighting (IDW)-cross-validation/jackknife approach. **Journal of Geographic Information and Decision Analysis**, v. 2, p. 18-30, 1998.
- USDA (UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE). **Understanding fluvial systems: wetlands, streams, and flood plains**. Washington: USDA, 2010. 26 p. (Technical Note n° 4).
- VEADO, M. A. R. V.; ARANTES, I. A.; OLIVEIRA, A. H.; ALMEIDA, M. R. M. G.; MIGUEL, R. A.; SEVERO, M. I.; CABALEIRO, H. L. Metal pollution in the environment of Minas Gerais State – Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 117, p. 157-172, 2006.

- WAGNER, S. E.; PERYEA, F. J.; FILBY, R. A. Antimony impurity in lead arsenate insecticide enhances the antimony content of old Orchard soils. **Journal Environmental Quality**, v. 32, p. 736-738, 2003.
- WANG, Y.-F.; HUANG, K.-L.; LI, C.-T.; MI, H.-H.; LUO, J.-H.; TSAI, P.-J. Emissions of fuel metals content from a diesel vehicle engine. **Atmospheric Environment**, v. 37, p. 4637-4643.
- WARD, J. V.; STANFORD, J. A. Ecological connectivity in alluvial river ecosystem and its disruption by flow regulation. **Regulated Rivers: Research and Management**, v. 11, p. 105-119, 1995.
- WELCOMME, R. L. River fisheries. **FAO Fisheries Technical Paper**, v. 262, p. 1-330, 1985.
- WESTERHOFF, P.; PRAPAIPONG, P.; SHOCK, E.; HILLIAIREAU, A. Antimony leaching from polyethylene terephthalate (PET) plastic used for bottled drinking water. **Water Research**, v. 42, p. 551-556, 2008.
- WICHERT G. A.; RAPPORT, D. J. Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in an agricultural drainage basin. **Environmental Management**, v. 22, p. 425-443, 1998.
- WILLIAMS, M. R.; MILLWARD, G. E.; NIMMO, M.; FONES, G. Fluxes of Cu, Pb and Mn to the North-Eastern Irish Sea: the importance of sedimental and atmospheric inputs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 36, p. 366-375, 1998.
- YAYMTAS, O.T.; YILMAZ, S.; TURKOGLU, M.; DILGIN, Y. Determination of heavy metal pollution with environmental physicochemical parameters in waste water of Kocabas Stream (Biga, Canakkale, Turkey) by ICP-AES. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 127, p. 389-397, 2007.
- YI, Y.; WANG, Z.; ZHANG, K.; YU, G.; DUAN, X. Sediment pollution and its effect on fish through food chain in the Yangtze River. **International Journal of Sediment Research**, v. 23, p. 338-347, 2008.

CAPÍTULO 17

CHEMICAL ELEMENTS IN SUPERFICIAL SEDIMENTS OF FIVE RESERVOIRS IN THE CATALONIA AND ARAGON REGIONS (SPAIN): IS THERE AN ANTHROPOGENIC CONTRIBUTION?

Marcelo Pompêo¹, Joan Pere Casas Ruiz², Viviane Moschini-Carlos³, Rafael Marcé⁴, Paula Yuri Nishimura¹, Joan Armengol², Pilar López²

¹ University of São Paulo, Institute of Biology, Department of Ecology, São Paulo, Brazil

² University of Barcelona, Department of Ecology, Barcelona, Spain

³ State University of São Paulo (UNESP), Sorocaba Campus, Sorocaba, Brazil

⁴ Catalan Institute for Water Research (ICRA), Girona, Spain

E-mail: mpompeo@ib.usp.br

ABSTRACT

Evaluation was made of the sediments of five Spanish reservoirs, four in the Catalonia region (the Sau, Susqueda, Foix, and Santa Fe reservoirs), and one in the Aragon region (the Barasona reservoir). The sediments were collected in 2011. At the Barasona, Sau, and Foix reservoirs, the sediments were obtained at three sites, one in the upper region of the reservoir, at the entrance of the main river, one in the zone near the dam, and another in the central region, between the river and dam regions. At the Santa Fe and Susqueda reservoirs, the sediments were obtained only near the dam. The superficial sediment was sampled with a 400 cm² Lenz type dredge. In the laboratory, the sediment samples were dried at 60 °C and ground in a glass mortar. The concentrations of different chemical species were determined by X-ray fluorescence and by a microwave digestion procedure (using Teflon bottles with HCl and HNO₃). Measurements were made of the following species: Al₂O₃, P₂O₅, K₂O, CaO, SiO₂, TiO₂, MnO, Fe₂O₃, MgO, Na₂O, Ag, As, Ba, Br, Cd, Ce, Co, Cr, Cs, Cu, Ga, Hf, I, La, Mo, Nb, Nd, Ni, Pb, Rb, Sb, Sc, Se, Sm, Sn, Sr, Ta, Te, Th, Tl, U, V, W, Y, Yb, Zn, and Zr. The data revealed intra- and inter-reservoir spatial heterogeneity, with the Sau, Susqueda, and Foix reservoirs generally showing higher concentrations than the Santa Fe and Barasona reservoirs, which could be attributed to anthropogenic contributions.

1 INTRODUCTION

From an ecological point of view, reservoirs are transitional systems between rivers and lakes, but not only in the sense that they are transformations of rivers to lakes (MARCÉ, 2007), because the river continues to exert a great influence on them. According to Kimmel et al. (1990), three theoretical areas can be observed in reservoirs: riverine, transitional, and lacustrine areas. In order to understand their structure, dynamics, and functional complexity, reservoirs must therefore be studied taking into account this spatial horizontal component. Reservoirs have specific characteristics that depend on the watershed and on anthropic uses of the system (TUNDISI, 1985). Their morphometric features and position in the watershed enable them to act as accumulators of information about processes that occur in the hydrographic basin, affecting biological communities and reflected in changes in phytoplankton and zooplankton populations (TUNDISI, op. cit.). Besides the allochthonous influence, the nature of a reservoir is also influenced by factors including residence time, morphometry, and depth. Reservoirs provide records of past and present events in the drainage basin, while the dynamics, structure, and functioning of these aquatic ecosystems are, in part, influenced by external factors (HENRY, 1990).

Emissions of metals and other contaminants from agriculture and industry, amongst other sources, can affect water bodies directly due to discharge in wastewater, or indirectly following release to the atmosphere or soil, and subsequent transfer to aquatic systems (NRIAGU, 1989; FOSTER; CHARLESWORTH, 1996; YABE; OLIVEIRA, 1998; LOKESHWARI; HANDRAPPA, 2007; GALÁN; ROMERO, 2008). High contaminant concentrations can compromise the quality of water and sediment, affecting the future use of reservoirs, reinforcing the need for constant monitoring to evaluate the concentrations of metals and other species. Potential contaminants can have geogenic or anthropic origins (GALÁN; ROMERO, 2008; NRIAGU, 1989). The former include the bedrock from which the soil was formed, volcanic activity, or mineralization leachate, while emissions from human activities increase total inputs of certain species, such as metals, above the inputs associated with weathering processes in the watershed.

According to Schropp et al. (1990), study of the metal concentrations in the sediment provides temporally integrated contamination information, which can be more useful than the evaluation of concentrations in the water column alone. The metal concentrations found in the sediment are often higher than found in water, which can reduce problems related to contamination during analyses. Measurement of concentrations in reservoir sediments can therefore be a valuable tool for the evaluation of environmental contamination by metals, reflecting the types of land use and activities in catchments areas. From the point of view of monitoring, it can help in identifying suitable locations for measurements, such as near local sources of anthropogenic contamination (COAKLEY et al., 1993; DELVALLS et al., 2004; LOKESHWARI; CHANDRAPPA, 2007; RODRÍGUEZ-OBESO et al., 2007; XUE et al., 2007). Determination of concentrations of species in the sediment that can be attributed to anthropogenic contamination can be achieved by chemical extraction, analysis of the sediment fraction $<63 \mu\text{m}$, or by normalization employing conservative elements.

The chemical extraction commonly used in sediment characterization studies is not considered appropriate for assessment of the fraction of metals originating from anthropogenic contamination. When the metal is derived from an anthropogenic source, it can be released and quantified after treatment of the sediment with acid, followed by the use of a reducing agent (LUOMA; RAINBOW, 2008). The natural background metal content, present in the crystalline structure of sediments (usually silicates), is not attacked by this procedure, so the metals present in the matrix are not quantified, enabling discrimination of the fraction due to anthropogenic contamination. However, Luoma; Rainbow (op. cit.) suggest that this approach may be liable to error, because gradual migration of metals can occur from the surface to the nucleus of the particle. Use of a surface extraction process is therefore unable to evaluate all the anthropic metal content, some of which remains trapped in the matrix.

In the absence of anthropogenic contamination, adsorbed metals are continuously renewed by micro scale cycling, especially at the complex interface of reducing sediments. Thus, the oxides of uncontaminated sediments may contain substantial concentrations of adsorbed metals that are released at low pH. Another possibility is to analyze the concentrations of metals present in the sediment fraction $<63 \mu\text{m}$, which possesses the greatest quantity of active sites for adsorption of metals (LUOMA; RAINBOW, 2008).

Another way of evaluating relative abundance is to normalize the concentration values using a conservative element (such as Al) that is determined in the same sample and whose abundance is considered to be similar in most geochemical environments (COAKLEY et al., 1993; COAKLEY; POULTON, 1993; SHARMA et al., 1999; ARMSTRONG et al., 2005; LUOMA; RAINBOW, op. cit.; GALÁN; ROMERO, 2008). The use of conservative elements eliminates possible physical and chemical interferences. For example, the raw concentration (mg metal / kg dry sediment) can differ depending on the particle size and type (such as clay or sand). Metals are often found at higher concentrations in sediments composed of smaller particles, due to the presence of more binding sites, while sandy sediments possess fewer active sites. Hence, a high sediment metal concentration may not always be due to anthropogenic contamination, because the characteristics of the sediment may differ between and within reservoirs. Normalization enables a better comparison of concentrations within a reservoir, as well as between different reservoirs.

The aim of this study was to assess possible contamination of the sediments of five reservoirs located in northeastern Spain (in the Autonomous Communities of Catalonia and Aragon), with emphasis on metals and some of the essential micronutrients and macronutrients. It was expected that the reservoirs located in more industrialized and populated regions would exhibit greater anthropogenic contributions to the concentrations of these species in the surface sediment.

2 STUDY AREA

Sediment samples were collected from five reservoirs: the Sau, Susqueda, Santa Fe, and Foix reservoirs in the Autonomous Community of Catalonia, and the Barasona reservoir in the Autonomous Community of Aragon (Figure 1).

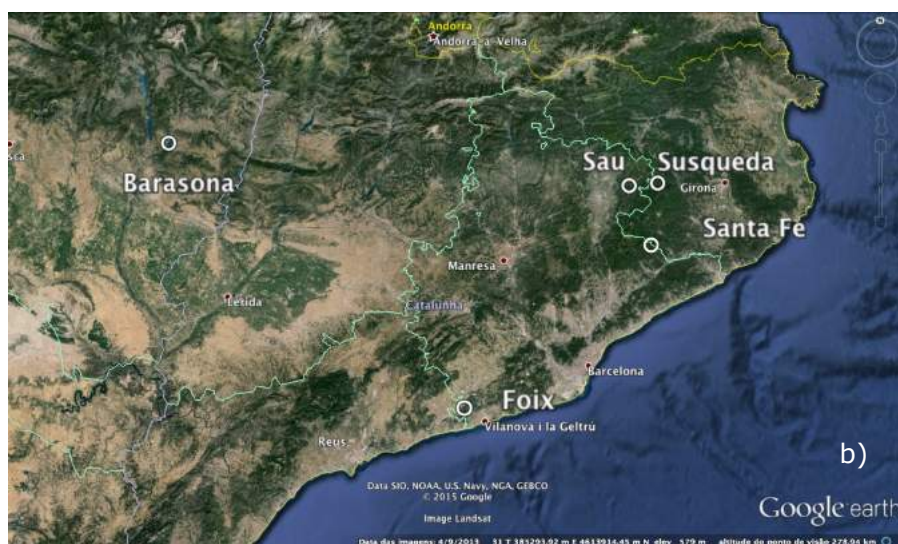


Figure 1: Detail of the study region showing the locations of the Foix, Sau, Susqueda, and Santa Fe reservoirs, in the Catalonia region, and the Barasona reservoir in the Aragon region, Spain. Source: Google Earth v. 7.1.2.2041.

Most of the river basins in the Mediterranean region of Spain, including the Ter River, have been affected by anthropogenic activities for centuries, with their waters used for domestic, agricultural, and industrial water supplies, as well as power generation, waste disposal, and recreation (SABATER et al., 1992). In the 1950s, two large reservoirs were constructed in the

middle stretch of the Ter River, namely the Sau and Susqueda reservoirs. Since then, extensive industrial development and unplanned growth of urban centers has resulted in large sewage inputs to the river. Activities including intensive farming, urban development, and industry depend on its waters. At present, the Ter only remains undisturbed in some of its first and second order tributaries (SABATER et al., op. cit.). The Ter River drains about 3,010 km² of the northern part of Catalonia. It rises at 2,400 m above sea level in the Pyrenees and flows 208 km down to the Mediterranean Sea. During its course, it receives the inputs of many tributaries. In the upper reaches, the largest of these is the Freser River (a fourth order tributary). The upper Ter and Freser basins receive many small streams feeding from the Pyrenees. In its central stretch, the Ter receives small second to third order streams originating from middle-mountain basins. The Ter headwaters and some of the tributaries in the middle stretch flow over granites and slates, while a few tributaries drain areas that are rich in gypsum (SABATER et al., op. cit.).

The Susqueda and Sau reservoirs are used for water storage, while the El Pastoral, a small reservoir located after Susqueda, is used for water regulation. After El Pastoral, a canal conveys water to the city of Barcelona. For ensure water quality (or minimize eutrophication) several measures were applied (ARMENGOL et al., 2009):

1) Wastewater purification: All outputs from point sources in the upper basin of the Ter River are passed through biological treatment plants equipped with tertiary treatment. Implementation of this system, which was completed in 1998, consisted of two phases, the first to remove phosphorus and the second to reduce inputs of nitrogen. Since then, nutrient inputs to the reservoir have decreased to the levels measured in 1964.

2) Depuration: Encouragement of internal physical, chemical, and biological processes that might decrease the movement of organic matter and nutrients, and limit their entry into the reservoir (ARMENGOL et al., 1999, *apud* ARMENGOL et al., 2009).

3) Hydraulic management: The aim is to increase the thermal stability of the water column and select the best quality water for extraction from each reservoir. This involves the manipulation of water depth, with water proceeding from the Sau reservoir to an intermediate layer in the Susqueda reservoir. This process enables improvement of water quality in the intermediate layer by the injection of water with higher oxygen content (ARMENGOL et al., op. cit.).

The Sau reservoir, at 41° 58' 4.28" N and 2° 24' 46.32" E, has a total length of 18 km and maximum depth of 75 m, although the lacustrine zone is only 3,600 m long, with a maximum width of 1,300 m. Its maximum height is 426 meters above sea level, and the deepest bottom is located at 365 m above sea level (BECKER et al., 2010; ORDÓÑEZ, 2010). The Sau is considered eutrophic and monomictic, and this canyon-shaped reservoir supplies drinking water to Barcelona (FEIJÓO et al., 2008).

The Susqueda reservoir is situated 350 m above sea level in a zone of mineralized waters. It has a maximum volume of 233 hm³ and a maximum depth of 129 m. It is a mesoeutrophic reservoir with continuous hypoxia in the bottom waters and occasional anoxia (PALAU et al., 2010).

The Sau, Susqueda, and El Pastoral reservoirs have a combined capacity of 0.402 km³ and average water residence times of 117, 143, and 1.7 days, respectively (SABATER et al., 1992).

Even in the case of the Sau reservoir, which is the entry point for water from the river, and whose water presents lower temperature and higher quality, it is essential to ensure good water quality in the hypolimnion (MARCE et al., 2006).

The Foix reservoir (41° 15' 21" N, 1° 38' 53" E, 61 m above sea level) receives water from the river of the same name (MARCE et al., 2000). The dam was constructed in 1928 in order to provide water to different cities and farmland, but its water is no longer used for human consumption, due to its poor quality. The main morphometric characteristics of the Foix reservoir are a catchment area of 3.12x10⁶ m², surface area of 7.2x10⁵ m², maximum volume of 5.9x10⁶ m³, maximum depth of 11 m, and average depth of 7 m. The Foix reservoir is considered hot monomictic and hypereutrophic, and below a depth of 6 meters the dissolved oxygen (DO) concentration never exceeds 7 mg/L and the water can be anoxic during some periods. At the surface, mainly due to phytoplankton primary

productivity, DO levels can reach 20 mg/L. The electrical conductivity varies from 900 to 1700 $\mu\text{S}/\text{cm}$, with high levels of nitrite and orthophosphate (exceeding 70 μM in the metalimnion in summer), although dissolved nutrients show marked seasonal patterns and depth profiles (MARCÉ et al., op. cit.). The reservoir dynamics are strongly influenced by the long water residence time, which varies from 230 to 800 days (MARCÉ; ARMENGOL, 2005). The region has low rainfall of 500-550 mm/year (CUSTODIO et al., 1993). The zooplankton community of the Foix is dominated by rotifers and microcrustaceans, mostly heleoplanktonic, representing about 50% of the taxa observed, with marked spatial heterogeneity, especially when comparing the fauna of the upper part, near the river, with that of the deepest region, close to the dam (MARCÉ; ARMENGOL, op. cit.; MARCÉ et al., 2005).

The Santa Fe reservoir is located at an altitude of 1,102 m, on the Gualba River in the Tordera basin of the Montseny Natural Park (a Biosphere Reserve designated by UNESCO). The reservoir has a surface area of 6 ha, capacity of 1 hm^3 , and surface area of 4,500 m^2 . The water has electrical conductivity of 38 $\mu\text{S}/\text{cm}$ and 100 μg chlorophyll/ m^2 (average values integrated for a water column of 8 m) (CAROL et al., 2006; CAPUTO, 2010; NAVARRO et al., 2010; MAGRAMA, 2014). According to Carlson's Trophic State Index (TSI), this reservoir can be considered mesoeutrophic, with advanced trophic state unrelated to human activities, attributed to the surrounding dense cover of deciduous trees (GENERALITAT DE CATALUNYA, 2005).

The Barasona reservoir is located in a depression in the south of the Esera River basin. It has an area of 692 ha, maximum depth of 60 m, average depth of 16.5 m, volume of $92 \times 10^6 \text{ m}^3$, and installed power generation capacity of 26 MW (INFRAECO, 2006). The depression consists of relatively soft tertiary material that gives rise to a monotonous series of conglomerates, sandstones, and clays. The reservoir is one of the oldest in Spain, completed in 1932, and its depth was increased in 1972 (INFRAECO, op. cit.; VALERO-GARCÉS et al., 1997). It was built to regulate the flow of the Esera River, but its waters are also used for public supply, irrigation, and recreational activities. The Barasona is a typical monomictic reservoir. In summer, the thermocline is located at 7 m depth and the photic zone varies between 2.6 and 5.4 m. The average residence time is approximately 1.2 months, with a maximum of 3-4 months in February. The Barasona reservoir is considered mesotrophic (INFRAECO, op. cit.; ALATORRE, 2010). It has lost much of its water storage capacity due to high inputs and accumulation of sediment, although water flushing was conducted in 1995, 1996, and 1997 (ARMENGOL, 1998; YBARS, 1998).

3 MATERIALS AND METHODS

3.1 SAMPLING DESIGN AND FIELD PROCEDURES

The chemical species determined in this work included heavy metals with atomic weights greater than that of iron, essential trace elements such as As, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Se, V, and Zn, non-essential heavy metals (Cd, Hg, Ni, Pb, Sb, Sn, and Ti), other essential micronutrients (I and Si), and nutrients (Ca, Cl, Mg, K, Na, and S) (GALÁN; ROMERO, 2008).

The sediments were collected on 25th October 2011 at the Santa Fe and Foix reservoirs, on 15th November 2011 at the Susqueda reservoir, on 16th November 2011 at the Sau reservoir, and on 18th July 2011 at the Barasona reservoir. The collection sites are described in Table 1 and are illustrated in Figures 1, 2, and 3. At the Barasona, Sau, and Foix reservoirs, the sediments were obtained at three locations, one (denoted *river*) in the upper region of the reservoir, at the entrance of the main river, one (denoted *dam*) in the zone near the dam, and one (denoted *center*) in the middle region of the reservoir, between the river and the dam. At the Barasona reservoir, a sample (denoted *arm*) was also collected in the lateral arm, near the dam. At the Santa Fe and Susqueda reservoirs, the sediments (denoted *dam*) were obtained at a single point near the dam. Collections were made using a 400 cm^2 Lenz type dredge (Figures 4 and 5b). A single sample was taken in each region (Figure 2). The depth from 0-2 cm was separated, and the remaining sediment portion was partitioned into two parts, representing an intermediate fraction and one from the bottom of the

dredge (Figure 4). These different depth fractions were denoted A (0-2 cm portion), B (intermediate portion), and C (deepest portion) (Figure 4c). In the case of the samples from the Susqueda reservoir, only fractions A and B were analyzed. The data are presented as the means for the different fractions.

For each depth (Figure 5), two pots, previously washed with dilute nitric acid (10% v/v), were filled to the top with sediment, closed to avoid interaction of the collected sediment with atmospheric oxygen, and kept in a cool and dark bag.

Table 1: Geographical coordinates of the sampling points at each reservoir. Source: Instituto Geológico y Minero de España - <http://www.igme.es/infoigme/visor/>

Reservoir	Code*	Sampling station			
		Arm	River (R)*	Center (C)*	Dam (D)*
Barasona	BS	42°7'35"N 0°20'20"E	42°10'44"N 0°20'11"E	42°10'14"N 0°20'8"E	42°7'52"N 0°19'19"E
Foix	F		41°15'32"N 3°37'59"E	41°15'23"N 1°38'25"E	41°15'20"N 1°38'57"E
Sau	Sau		41°58'49"N 2°19'47"E	41°59'44"N 2°18'37"E	41°58'16"N 2°23'39"E
Santa Fe	SF				41°46'6"N 2°28'13"E
Susqueda	Sus				41°58'45"N 2°31'12"E

* Code used in the statistical analyses, Figures, and Tables.

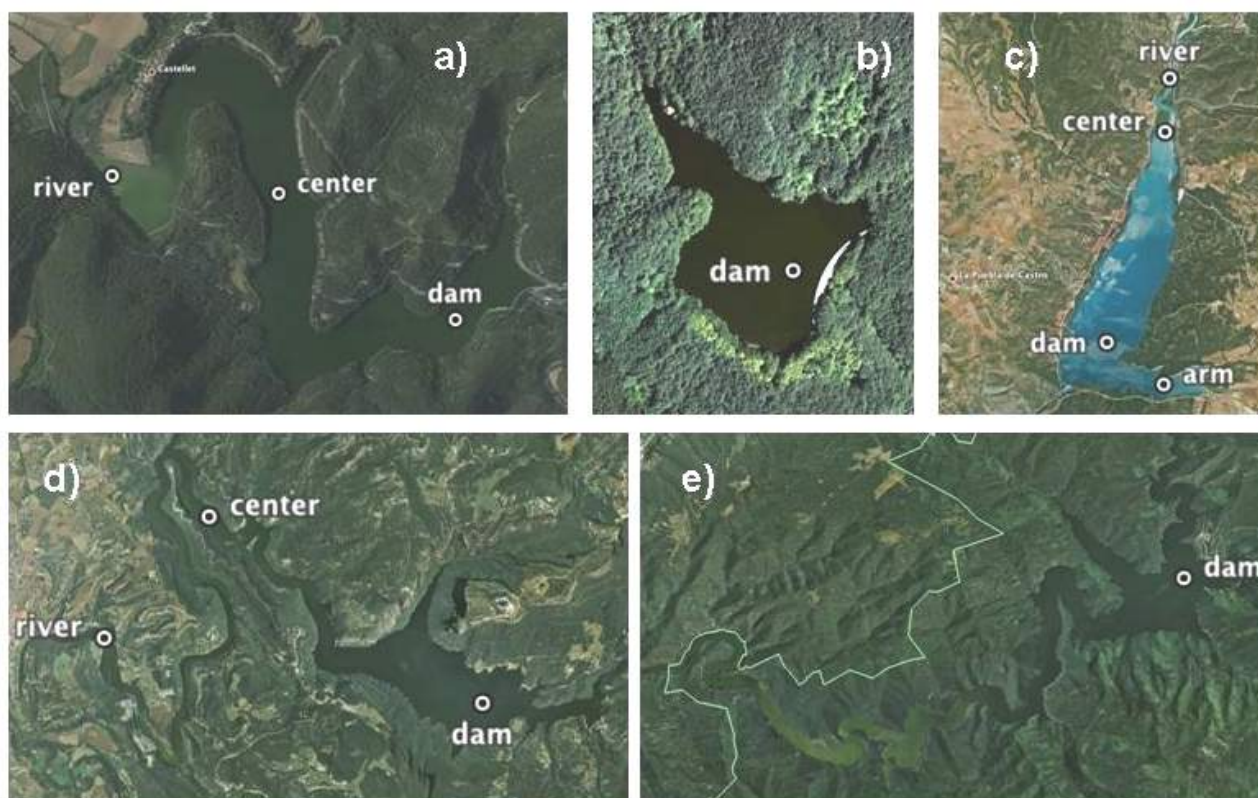


Figure 2: Location of sampling stations (⊙) at the Foix (a), Santa Fe (b), Barasona (c), Sau (d), and Susqueda (e) reservoirs. Source: Google Earth v. 5.2.1.1588.

3.2 LABORATORY PROCEDURES

In the laboratory, the sediment samples were kept in a refrigerator until processing, which was performed within three days after collection. The sediments were first dried at 60 °C (LEMES et al., 2003), then triturated in a glass mortar (Figure 6) and placed in Ziploc bags. Samples from Santa Fe (dam) and Sau (center, fraction A), which contained substantial amounts of organic material, were previously sieved to a 2 mm mesh size, dried, triturated, and calcined (for 4 hours at 450 °C) in order to eliminate the organic matter.



Figure 3: General views of the reservoirs studied. Foix reservoir near the dam (a) and at the entrance of the main river (b); Santa Fe reservoir, at the entrance of the main river (c) and at the dam (d); Susqueda reservoir, near the dam (e and f); Sau reservoir, at the river (g) and in the dam area (h). The photographs were taken on 25/10/11 (a, b, c, d), 15/11/11 (e and f), and 16/11/11 (g and h).

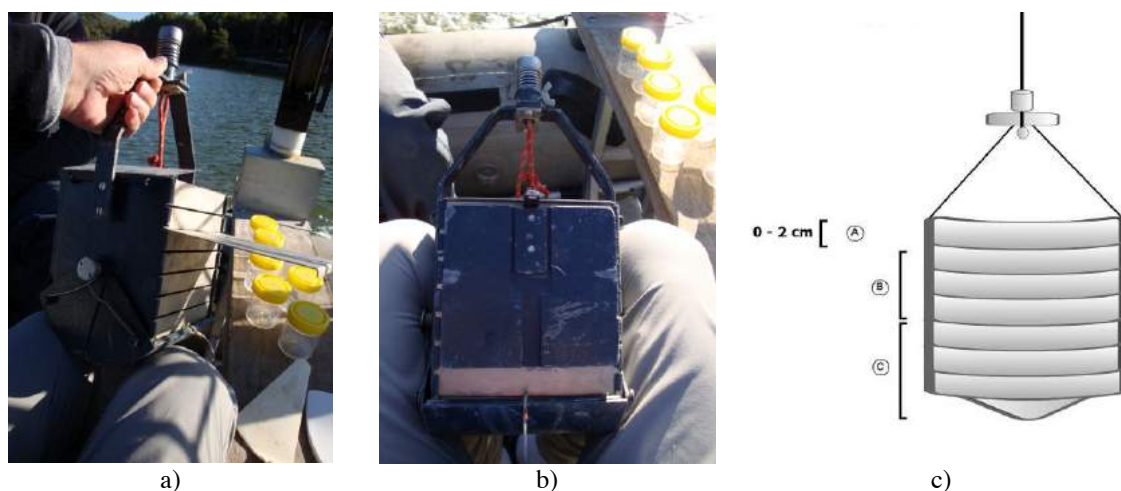


Figure 4: Dredge with (a) one side open, showing the window with openings for the passage of the cutting blade, and (b) closed for collecting the sediment. Three layers were separated (c), from 0 to 2 cm of depth (portion (A)), intermediate ((B)), and deepest ((C)). The codes used in the statistical analysis (A, B, and C) represent portions (A), (B), and (C), respectively.

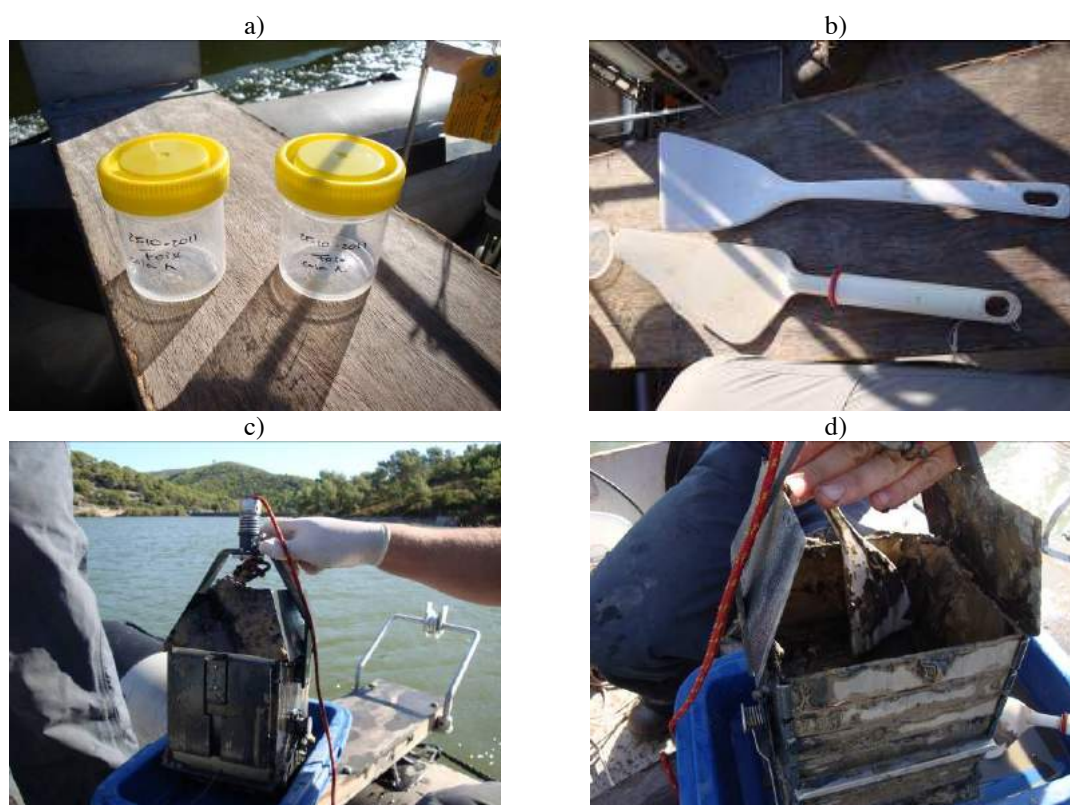


Figure 5: Bottles used to store the collected sediments (a), instruments used to remove the sediments (b), discharge of the collected sediment (c), and removal of the sample (d).

The concentrations of the elements were determined by X-ray fluorescence (XRF). The dried and ground sediments were processed by two procedures, as described by LÓPEZ et al. (2006) and adopted in the X-ray Fluorescence Laboratory of Barcelona University. To determine the contents of Al_2O_3 , P_2O_5 , K_2O , CaO , SiO_2 , TiO_2 , MnO , Fe_2O_3 , MgO , and Na_2O , the sediment samples were diluted 20-fold by addition of lithium tetraborate (Alfa Aesar) (Figure 7) and melted at 1120°C in a radio frequency induction furnace (PANalytical PerI'X 3), yielding beads 30 mm in diameter (Figures 7h and 7i). For other elements (Ag, As, Ba, Br, Cd, Ce, Co, Cr, Cs, Cu, Ga, Hf, I, La, Mo, Nb, Nd, Ni, Pb, Rb, Sb, Sc, Se, Sm, Sn, Sr, Ta, Te, Th, Tl, U, V, W, Y, Yb, Zn, and Zr), 6.0 g of the

dried sediment was mixed with 2 ml of synthetic resin (20% Elvacite 2044 dissolved in acetone), transferred to an agate mortar, and then compacted using a Herzog press at 200 kN of pressure for 60 s (Figure 8). Quantification of the elements was achieved by means of linear calibrations employing geological reference materials, following the same sample preparation procedures. The protocols were in line with procedures widely described by organizations worldwide: ANRT - Association Nationale de la Recherche Technique, France; BCS - British Chemical Standards; BAS - Bureau of Analysed Samples, England; CCRMP - Canadian Center for Mineral and Energy Technology; CRPG - Centre de Recherches Pétrographiques et Géochimiques, CNRS, France; IGGE - Institute of Geophysical and Geochemical Prospection, Ministry of Geology, China; IWG-GIT - International Working Group, Analytical Standards of Minerals, Ores and Rocks, France; MISC - Geological Research Laboratory, Bulgaria; NIST - National Institute of Standards and Technology, USA; NIM - SABS, South Africa; NRC - National Research Council, Institute for Environmental Chemistry, Canada; USGS - United States Geological Survey, USA; GSJ - Geological Survey of Japan. Possible interferences and matrix effects were corrected using the PANalytical PROTRACE program. The analyses were performed using a PANalytical Axios Advanced wavelength dispersive X-ray fluorescence (WDXRF) spectrophotometer. The following equation was used to calculate the linear calibration:

$$S = \sqrt{\frac{\sum_n (cc + dc)^2}{n - k}}$$

where S = sigma of the linear calibration; n = patterns; k = regression coefficient; cc = chemical concentration; dc = calculated concentration.

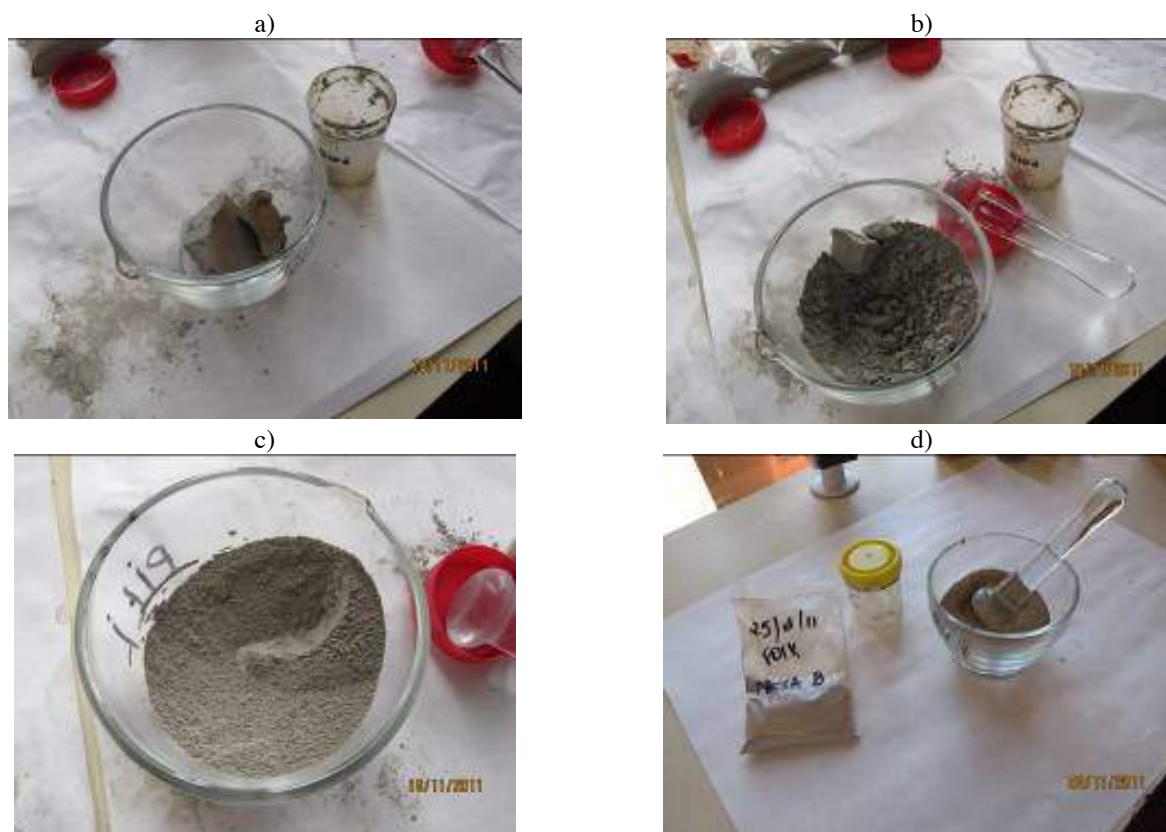


Figure 6: Crushing of the dry sediment using a glass mortar: Removal of the sample from the bottle (a); different stages of grinding (b and c); packing the material in Ziploc bags (d).

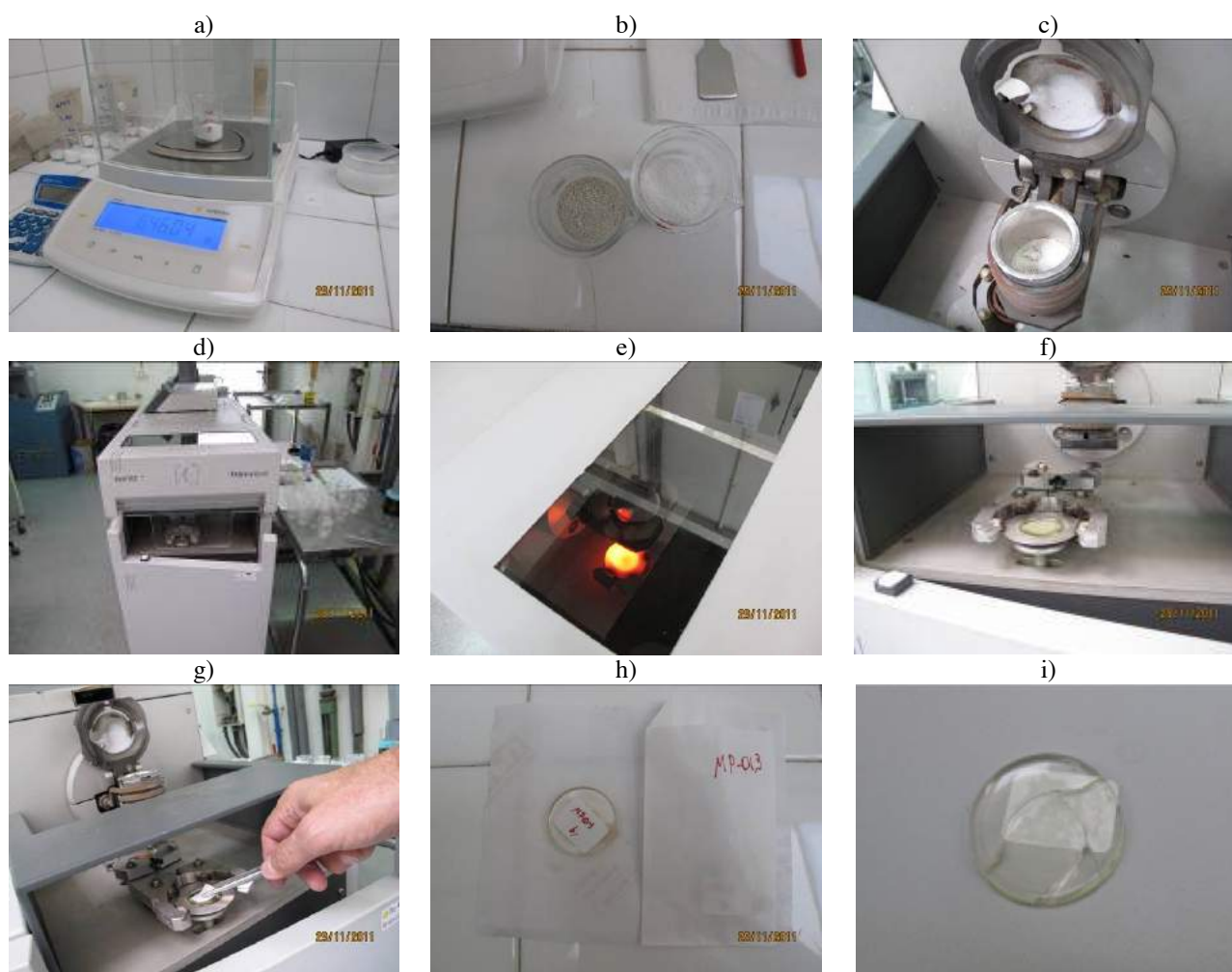


Figure 7: Procedure for the preparation of pearls for the determination of major elements by X-ray fluorescence: (a) weighing of the sediment and lithium tetraborate; (b) lithium tetraborate homogenate with the sediment (left-hand beaker); (c) platinum vase wrapped in resistance wire; (d) PANalytical PerI'X 3 instrument; (e) smelting procedure; (f) cooling of the pearl in a platinum dish; (g) pearl removal; (h) labeled pearl and storage envelope; (i) malformed pearl (cracked).

All the reagents used were of high purity, and the results were expressed as the concentrations of the elements based on the dry weights of the pellets and beads.

The sediment samples were also analyzed following microwave digestion in closed Teflon flasks, using an Etho Plus oven (Milestone), following a standard procedure at the University of Barcelona. Portions of 0.5 g of dry sediment were placed in the flasks, to which were added 6 ml of HCl and 2 ml of HNO₃. The flasks were sealed, placed in the microwave oven, and heated to 200 °C in a series of steps. They were then allowed to cool to below 80 °C, removed from the oven, and cooled to room temperature before opening. The contents were filtered (Whatman 589/2), transferred to 50 ml volumetric flasks, and the volumes made up with 0.5 M HNO₃. The samples were then transferred to pre-cleaned plastic bottles and stored in a refrigerator prior to analysis. Before use for new samples, the Teflon flasks were cleaned by heating for 20 minutes in the microwave oven, using 6 ml of HNO₃, 2 ml of HCl, and 2 ml of HF. After cooling, the acid was removed and the flasks were rinsed ten times with deionized water and three times with ultra-pure water. They were then dried (60 °C). The volumetric flasks were washed with 50% HNO₃ (v/v), with sonication for 10 minutes (Selecta ultrasonic bath), then rinsed ten times with deionized water and three times with ultra-pure water. The concentrations of Fe were measured using Inductively Coupled Plasma - Optical Emission Spectrometer (ICP-OES) (Optima 3200 RL, Perkin Elmer). All other elements were determined using Inductively Coupled Plasma - Mass Spectrometer (ICP-MS) (Elan 6000, Perkin Elmer). For each element, four standards and a blank were prepared, with

relative concentrations of 0:1:2:5:10. For example, in the case of Fe, for which the detection limit was 0.01 ppm, the concentrations used were 0, 0.2, 0.4, 1, and 2 ppm. Analytical grade reagents were used (Merck), together with distilled and ultra-pure water (18 MΩ-cm) (Purelab Ultra, ELGA).



Figure 8: Sediment pastille used for the analysis of trace elements by X-ray fluorescence.

3.3 DATA ANALYSIS

The XRF data were normalized in order to identify anthropic contributions, minimizing the variations derived from natural causes such as differences in the sizes of the grains. Al was used as the conservative element, dividing the concentration of a given element ($[\text{element}_i]$) by the corresponding concentration of the conservative element ($[\text{Al}_i]$) in the same sample (COAKLEY et al., 1993; COAKLEY; POULTON, 1993; LUOMA; RAINBOW, 2008). For statistical analysis of the horizontal spatial heterogeneity of the chemical elements, the values were calculated as follows: $\log(([\text{element}_i]/[\text{Al}_i]) * 1000 + 1)$. The statistical procedures employed were linear regression, cluster analysis, principal component analysis (PCA), and one-way ANOVA, performed with PAST v. 2.17c software (HAMMER et al., 2001). For each sampling station, the three fractions ①, ②, and ③ were used (as shown in Figure 4).

Investigation of differences between the reservoirs employed two multiple discriminant analyses (MDA) (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998), one based on the XRF data for Fe, Mn, Ti, K, P, Mg, Ca, and Si, and the other based on the XRF data for Ba, Ce, Co, Cr, Cu, Ga, Nb, Ni, Pb, Rb, Sr, Th, V, Y, Zn, and Zr. Investigation of differences between the regions (river, center, and dam locations) of the Barasona, Foix, and Sau reservoirs was performed using the same procedures (in this analysis, the Santa Fe and Susqueda reservoirs were excluded, because samples were only collected at one location). The MDA analysis enabled identification of the variables (chemical elements) responsible for differences between the reservoirs (VALENTIN, 2000). The data used in these analyses were normalized (using $[\text{Me}]/[\text{Al}]$) and then log-transformed using $[\log(x+1)]$. The MDAs were performed with Statistica v. 7.0 software (STATSOFT, 2004).

4 RESULTS AND DISCUSSION

The ranges of concentrations of the elements analyzed by XRF and ICP are shown in Table 2. The smallest variation was found for Sn (XRF), with a coefficient of variation (CV) of 8.7%, and the largest variation was obtained for Mn (XRF and ICP), with CV values of 120-130%. Also shown are the detection limits (DL), where available. In the case of the ICP analyses, the values are only indicative (provided by the Technical Services Laboratory of the University of Barcelona).

Table 2: Concentrations of elements in the sediments of the Spanish reservoirs: minimum, maximum, and average values, standard deviations (SD), coefficients of variation (CV), and detection limits (DL), using two different analytical methods (XRF and ICP). The background (B) values for shales (Turekian; Wedepohl, 1961). The data were calculated considering all the sampling locations

Element	Method	Minimum mg/kgDW	Maximum mg/kgDW	Average ¹ mg/kgDW	SD mg/kgDW	CV (%)	DL mg/kgDW	B mg/kgDW
Ag	XRF	2.28	4.02	3.15	0.40	12.8	*	0.07
As	XRF	4.92	38.66	13.83	7.16	51.8	*	13
	ICP	7.1	39.7	16.7	6.71	40.1	1.00 *	
Ba	XRF	215.60	821.83	450.55	181.05	40.2	25.1	580
Br	XRF	1.53	29.09	10.39	8.19	78.8	*	4
Cd	XRF	0.98	2.64	1.84	0.43	23.1	*	0.3
	ICP	0.158	0.963	0.436	0.243	55.7	0.04 *	
Ce	XRF	41.77	119.10	62.17	23.60	38.0	8.5	59
Co	XRF	7.15	15.33	11.21	1.95	17.4	2.8	19
	ICP	6.96	14.27	9.98	2.14	21.4	0.20*	
Cr	XRF	19.61	108.83	55.49	17.42	31.4	12.7	90
	ICP	27.45	107.93	52.33	16.28	31.1	1.00 *	
Cs	XRF	1.34	12.42	6.62	2.93	44.2	*	5
Cu	XRF	11.42	101.63	44.00	29.12	66.2	8.3	45
	ICP	9.98	92.73	40.95	26.68	65.2	0.40 *	
Ga	XRF	10.33	22.71	16.29	3.31	20.3	1.4	19
Hf	XRF	0.90	5.53	2.87	1.10	38.2	*	2.8
Hg	ICP	< 0.40	0.302	0.114	0.0612	54.1	0.40 *	0.4
I	XRF	**	14.17	8.15	3.39	41.6	*	2.2
La	XRF	22.66	66.06	32.53	11.25	34.6	*	92
Mo	XRF	< 0.5	1.51	0.89	0.26	29.2	0.5	2.6
Nb	XRF	9.93	18.15	12.89	2.01	15.6	8.5	11
Nd	XRF	17.34	56.78	26.83	9.31	34.7	*	24
Ni	XRF	16.96	36.73	26.53	4.53	17.1	6.5	68
	ICP	17.18	66.29	29.79	11.62	39.0	0.40 *	
Pb	XRF	15.84	68.40	31.74	14.09	44.4	11.6	20
	ICP	11.65	65.05	29.51	13.54	45.9	0.1 *	
Rb	XRF	60.58	146.99	107.47	21.23	19.8	11.3	140
Sb	XRF	1.69	6.35	4.16	1.00	24.1	*	1.5
Sc	XRF	13.36	43.08	34.53	8.47	24.5	*	13
Se	XRF	**	1.03	0.41	0.28	68.8	*	0.6
Sm	XRF	0.58	11.65	6.22	2.52	40.5	*	6.4
Sn	XRF	< 7.2	9.75	8.47	0.74	8.7	7.2	6
Sr	XRF	80.33	586.71	321.68	149.61	46.5	13.8	300
Ta	XRF	**	1.84	0.74	0.44	60.1	*	0.8
Te	XRF	**	2.49	1.20	0.81	66.9	*	D
Th	XRF	4.65	19.14	8.61	4.26	49.5	3.5	12
Tl	XRF	**	2.12	1.12	0.51	45.6	*	1.4
U	XRF	0.24	4.49	2.40	0.84	35.1	*	3.7
V	XRF	65.38	139.94	102.39	18.10	17.7	7.8	130
W	XRF	< 4.5	6.46	5.82	1.05	18.0	4.5	1.8
Y	XRF	17.97	37.79	22.89	6.12	26.7	5.1	26
Yb	XRF	2.05	5.98	4.21	0.83	19.7	*	2.6
Zn	XRF	49.18	142.79	99.51	29.99	30.1	18.3	95
	ICP	52.57	156.37	106.82	32.99	30.9	1.0 *	
Zr	XRF	87.12	196.60	124.31	26.93	21.7	18.4	160
		g/kgDW	g/kgDW	g/kgDW	g/kgDW	(%)	mg/kgDW	g/kgDW
Fe	XRF	22.00	51.06	33.44	7.57	22.6	0.629	47.20
	ICP	19.37	42.00	29.83	5.63	18.9	0.02 *	
Mn	XRF	0.39	4.88	0.73	0.90	123.4	0.310	0.85
	ICP	0.33	4.95	0.69	0.92	132.7	0.02 *	
Ti	XRF	2.52	6.41	3.49	0.97	27.8	0.120	4.6
K	XRF	15.73	28.64	23.22	3.30	14.2	0.572	26.6
P	XRF	0.74	1.46	1.17	0.26	22.0	0.332	0.70
Mg	XRF	9.62	26.23	14.30	4.61	32.3	0.043	15.0
	ICP	6.41	22.85	12.29	4.30	35.0	0.1 *	
Ca	XRF	8.72	170.63	117.22	45.87	39.1	3.739	22.1
	ICP	4.17	158.06	104.44	41.90	40.1	0.1 *	
Si	XRF	151.20	276.86	190.90	31.30	16.4	1.164	73.0
Al	XRF	43.48	125.53	79.29	19.86	25.0	1.447	80.0

*Values not certified (guideline values only); **Negative values; D – data missing or unreliable (TUREKIAN; WEDEPOHL, 1961); ¹Bold type indicates average values at least twice those established by Turekian; Wedepohl (1961).

The greater range of values obtained for Mn were mainly due to the high concentrations found for the dam zone of the Susqueda reservoir (Table 3). The lower range observed for Sn probably reflected minor anthropogenic emissions in the region, with only 13 samples presenting values above the limit of detection, and the maximum and mean values being close to the detection limit of the method. For both Sn and Mn, the mean values were close to the background values established for crustal shales (TUREKIAN; WEDEPOHL, 1961), of 850 and 6 mg/kg, respectively. Only a few of the elements determined in the present work showed concentrations that were slightly greater than the average shale geogenic background (Table 2).

Table 3: Mean values (X) and standard deviations (SD) for concentrations of major and trace elements in the sediments of the Spanish reservoirs (Barasona, Foix, Sau, Santa Fe, and Susqueda). The lowest concentrations are indicated in bold type and the highest values are underlined. E – element, M – method

E	Unit	M	Barasona		Foix		Sau		Santa Fe		Susqueda	
			X	SD	X	SD	X	SD	X	SD	X	SD
Fe	g/kgDW	XRF	27.86	2.11	30.69	4.77	35.15	5.47	<u>50.28</u>	0.74	40.69	3.14
		ICP	24.96	2.21	28.26	4.20	32.70	4.87	35.55	0.37	<u>39.74</u>	3.19
Mn	g/kgDW	XRF	0.39	0.02	0.46	0.07	0.62	0.24	0.74	0.04	<u>4.07</u>	1.15
		ICP	0.35	0.03	0.46	0.06	0.61	0.23	0.51	0.00	<u>4.11</u>	1.20
Ca	g/kgDW	XRF	146.68	11.73	<u>147.98</u>	11.53	97.15	28.30	8.78	0.07	84.42	19.18
		ICP	128.32	10.49	<u>134.61</u>	12.32	86.79	26.40	4.28	0.10	79.06	17.95
Mg	g/kgDW	XRF	10.75	0.50	<u>20.81</u>	2.61	13.96	1.98	9.70	0.14	11.13	0.94
		ICP	9.13	0.77	<u>18.16</u>	2.16	12.39	1.77	6.47	0.06	9.92	1.07
Co	mg/kgDW	XRF	9.63	0.57	10.87	2.12	12.15	1.58	12.61	1.04	<u>14.25</u>	1.53
		ICP	7.99	0.44	9.49	1.37	10.96	1.87	12.36	0.33	<u>14.08</u>	0.27
Cr	mg/kgDW	XRF	61.09	6.21	46.54	2.89	<u>69.94</u>	19.58	22.43	2.50	52.27	1.94
		ICP	54.37	11.47	41.67	6.76	<u>66.40</u>	16.19	28.52	0.92	62.43	8.92
Cu	mg/kgDW	XRF	13.34	1.69	82.78	11.93	47.26	13.46	21.84	0.31	41.38	3.41
		ICP	11.48	1.28	<u>75.62</u>	10.66	44.77	13.10	24.30	1.45	40.09	3.47
Ni	mg/kgDW	XRF	27.23	2.51	25.34	3.69	29.34	4.01	17.31	0.50	<u>29.51</u>	0.44
		ICP	27.10	3.65	28.59	11.47	33.90	11.95	17.74	0.60	<u>48.28</u>	25.47
Pb	mg/kgDW	XRF	16.97	0.74	32.41	3.27	33.77	4.88	<u>66.69</u>	1.58	41.01	2.86
		ICP	15.06	1.29	30.35	3.16	31.44	4.24	<u>62.55</u>	2.22	39.68	3.17
Zn	mg/kgDW	XRF	60.02	4.68	100.16	8.45	123.84	12.16	130.35	2.41	<u>138.28</u>	6.37
		ICP	63.96	5.66	105.31	7.38	133.78	11.40	144.22	5.66	<u>150.45</u>	8.37

The Mn/Al and Mn/Fe elemental ratios (in mg-at.g⁻¹*1000), calculated as described by LÓPEZ et al. (2006), were 4.51 and 22.19, respectively, slightly higher than the values found by LÓPEZ et al. (op cit.), of 3.72 for Mn/Al and 16.25 for Mn/Fe. López et al. also studied the East Catalanian region, including the Sau, Susqueda, Foix, and Santa Fe reservoirs, and found the highest Mn/Al ratio (7.11) at Susqueda, where the average oxygen saturation in the bottom was below 8%. The concentrations and ratios of sedimentary Mn are also very sensitive to other factors (such as the mineralogy of the catchments and carbonate equilibrium, for example) in addition to the redox conditions, as observed previously (LÓPEZ et al., op cit.).

Table 3 shows the mean concentrations (X) and standard deviations (SD) of the elements (E) for each reservoir, corresponding to the XRF and ICP analyses (with DLs for XRF). Elements for which DLs were not available were not included in Table 3. It can be seen that the lowest concentrations in sediment were obtained for the Barasona and Santa Fe reservoirs, probably due to smaller anthropogenic inputs into these systems. The Barasona reservoir is mesotrophic and receives little anthropic material (INFRAECO, 2006; ALATORRE, 2010). The Santa Fe reservoir is classified as mesoeutrophic, although this is not due to human activity because the reservoir is in a protected location at 1080 m altitude and receives virtually no anthropic inputs (GENERALITAT DE CATALUNYA, 2005; MAGRAMA, 2014). On the other hand, the Foix, Sau, and Susqueda reservoirs are considered more eutrophic. The Foix reservoir is hypereutrophic (MARCÉ et al., 2000), the Sau is eutrophic (FEIJOÓ et al., 2008), and the Susqueda is mesoeutrophic (PALAU et al., 2010), due to intense anthropogenic activities in these hydrographic basins.

In the case of cascade reservoirs located along the Tietê River (São Paulo State, Brazil), Rodgher et al. (2005) associated high levels of bioavailable metals in the sediments with anthropic contributions, with higher levels of Cr, Cu, and Zn in the first reservoirs of the system. In another system of cascade reservoirs along the Paranapanema River (Brazil), Jorcin; Nogueira (2005) attributed high levels of N and P in the sediment to anthropic activity. Similar findings were reported for the estuary of the Sergipe River (Sergipe State, Brazil), with higher average metal concentrations because greater anthropogenic inputs (ALVES et al., 2007).

The concentrations of Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn, and Mn determined in this work were similar to those reported for the superficial sediments of reservoirs and lakes in other regions (Table 4), most of which showed medium to high levels of anthropogenic impacts, which supports the notion that anthropic sources were predominant at the Spanish reservoirs. From Table 4, it can be seen that high levels of Cu were found at the Guarapiranga reservoir (POMPÊO et al., 2013) and the Billings reservoir, especially for the Rio Grande arm (MARIANI; POMPÊO, 2008). Both of these reservoirs are located in São Paulo State (Brazil). In order to control potentially toxic algae, for around 40 years these reservoirs have been treated with heavy dosages of copper sulfate pentahydrate (CALEFFI, 2000), with application of around 440 and 360 tons respectively in 2007 alone (CETESB, 2008). This is reflected in horizontal spatial heterogeneity of Cu concentrations in these reservoirs, with much higher sediment Cu levels towards the dam zones.

Table 4: Concentrations of Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, and Zn obtained under different environmental conditions and anthropogenic contributions

Reference	Elements (mg/kg)							Impact (c)	Type	Location
	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Mn			
1 (*)	9.7	1157.2 (b)	59.6	57.3	<0.048	223.74		H	R	Brazil
2 (*)	9.7	1644.1 (b)	56.7	74.4	765.9	128.6		H	R	Brazil
3 (**)	0.1–0.6	0.9–30.5	2–28	2.2–29.6	0.9–31.2	11–402	67–397	M	R	Turkey
4 (**)	0.02–0.31	5.46–61.8	16.0 < -66.5	4.0 < -31.1	5.0 < -45.7	21.7–161.0	110–506	M	B	Spain
5 (**)	0.01–0.12	5.6–18.7	8.7–19.6		1.6–65	24.8–99.0		L	LS	Brazil
6 (**)	0.47–0.9	72–4830				88–1600		L-H (a)	R	USA
7 (**)	5.3–7.8	151.6–233.9	80.1–119.5		17.0–31.6	177.5–307.6		L-H	R	Brazil
8 (**)		20–460	90–2800		20–240	20–990		H	R	Poland
9 (*)		5.82			0.44	11.91		M	R	Niger
10 (**)							189–406	L/M	R	Spain
11 (**)		16.1–44.2	17.8–74.0		20.1–78.9	70.1–164.6		M	R	Poland
12 (**)	0.08–0.42	5.0–30		7.1–32	9.9–36		340–2060	H/M	R	Lithuania
13 (**)	5–6	17–25		57–83	38–50	30–40	250–270	M	R	Iran
14 (**)		12–52			10–126	9–169	83–439	M	R / L	Poland
15 (**)	0.98–2.64	11.4–101.6	19.6–108.8	16.9–36.7	15.8–68.4	49.2–142.3	390–4880	L/H	R	Spain

1 - Pompêo et al., 2013 (Guarapiranga reservoir); 2 - Mariani; Pompêo, 2008 (Billings reservoir, Rio Grande arm); 3 - Keskin, 2012 (Akkaya dam); 4 - Rodriguez-Barroso et al., 2010 (Cádiz bay); 5 - Santos et al., 2003 (Lagoa Mirim); 6 - Finlayson et al., 2000; 7 - Bonai et al., 2009; 8 - Dojlido; Taboryska, 1991; 9 - Olutona et al., 2012; 10 - López et al., 2006; 11 - Senze et al., 2008; 12 - Kruopiene, 2007; 13 - Karbassi et al., 2011; 14 - Solecki; Chibowski, 2000 (Kowsar dam: Zalew Zemborzycki reservoir and Masluchowskie and Piaseczno lakes); 15 - This work.

* average values; ** ranges; (a) compartmentalized reservoir, with a portion receiving acid mining drainage; (b) reservoir with copper sulfate application for control of phytoplankton growth; (c) information inferred from the manuscript; R = reservoir; B = bay; L = lake; LS = lagoon system; H = high anthropogenic impact; M = medium anthropogenic impact; L = low anthropogenic impact.

In terms of land use and occupation (Table 5, Figure 9), the Barasona basin is the most protected, with around 82% covered by semi-natural areas and forest. The Foix hydrographic basin has the highest fraction devoted to agriculture, accounting for almost 54% of the area, with 42% of forest and semi-natural land cover. The Sau reservoir has an intermediate profile, with 22.6% of agricultural use and 75% of forests and semi-natural areas. These percentages, especially the high values for forests and semi-natural areas, corroborate the low metal concentrations found in the Barasona reservoir sediment, due to the lower intensity of anthropogenic activity and associated low emissions of metals to the atmosphere and aquatic systems of the region. Conversely, the higher concentrations found in the sediment of the Foix reservoir were in agreement with the higher level of anthropic activity and smaller proportion of protected areas in this basin. From comparison of the Foix and Barasona reservoirs (Figure 9), it can be concluded that anthropic contributions

were responsible for the higher sediment concentrations measured for the former, especially in the case of elements attributed to anthropogenic contamination (such as Co, Cr, Cu, Ni, and Zn).

Table 5: Classification criteria for land use and occupation in the basins of the Foix, Barasona, and Sau reservoirs

Level 1	Level 2	Level 3
1. Artificial surfaces	1.1 Urban fabric	1.1.1 Continuous urban fabric 1.1.2 Discontinuous urban fabric
	1.2 Industrial, commercial, transport	1.2.1 Industrial or commercial units
	1.3 Mines, dumps, construction sites	1.3.1 Mineral extraction sites
2. Agricultural areas	2.1 Arable land	2.1.1 Non-irrigated arable land 2.1.2 Permanently irrigated land
	2.2 Permanent crops	2.2.1 Vineyards 2.2.2 Fruit trees and berry plantations 2.2.3 Olive groves
	2.3 Pastures	2.3.1 Pastures
	2.4 Heterogeneous agricultural areas	2.4.2 Complex cultivation patterns 2.4.3 Mainly agriculture, significant areas of natural
3. Forest, semi-natural areas	3.1 Forests	3.1.1 Broad-leaved forest 3.1.2 Coniferous forest 3.1.3 Mixed forest
	3.2 Scrub and/or herbaceous vegetation	3.2.1 Natural grasslands 3.2.2 Moors and heathland 3.2.3 Sclerophyllous vegetation 3.2.4 Transitional woodland, shrubs
	3.3 Open spaces, little or no vegetation	3.3.1 Beaches, dunes, sands 3.3.2 Bare rocks 3.3.3 Sparsely vegetated areas 3.3.4 Burnt 3.3.5 Glaciers and perpetual snow
4. Wetlands	4.1 Inland wetlands	4.1.2 Peat bogs
5. Water bodies	5.1 Inland waters	5.1.1 Water courses 5.1.2 Water bodies



Figure 9: Land use and occupation in the watersheds of the Foix, Sau, and Barasona reservoirs. The criteria used are given in Table 5.

In terms of the toxicity potentials of the sediments (Table 6), values between the interim sediment quality guideline (ISQG) and probable effect level (PEL) values (CCME, 2003) were obtained for Pb, Cu, and Zn in sediments from the Sau (dam region), Susqueda, and Santa Fe reservoirs. For Cr (determined using both ICP and XRF), almost all the sites showed values between the ISQG and the PEL, although at the Santa Fe reservoir the concentrations were below the ISQG value. Values slightly above the PEL were only observed for Cr in sediment from the Sau reservoir (samples B and C). Since the concentrations obtained using the XRF and ICP techniques considered the total amounts of the metals, rather than the bioavailable fractions as defined by CCME (2003), the sediments from the Sau, Foix, Susqueda, Santa Fe, and Barasona reservoirs could be considered to have low toxicity potentials in terms of the individual metals. Nonetheless, values above the PEL for some elements, even considering that these reflected total amounts, indicated that greater attention should be paid to the sediments from the Sau, Susqueda, and Foix reservoirs, compared to those from the Barasona and Santa Fe reservoirs.

Table 6: Sediment quality guidelines for the protection of aquatic life and human health. These values are used to define toxicity potential, according to CCME (2003). ISQG: Interim sediment quality guideline; PEL: Probable effect level

Element	ISQG mg/kg	PEL mg/kg
Cd	0.6	3.5
Cr	37.3	90
Cu	35.7	197
Pb	35	91.3
Zn	123	315

It can be seen from Figures 10 and 11 that the Barasona sediment presented lower average values for the elements Fe, Ti, Mn, Ba, Pb, Th, Y, and Zn, while the Santa Fe sediment showed lower values for K, Mg, Ca, Cr, Ni, Si, and V. The concentrations of the elements in the sediments from the Foix, Sau, and Susqueda reservoirs were generally higher than in the Barasona and Santa Fe sediments. The concentrations of Mn and Ce were notably higher in the Susqueda sediment. The data therefore provided further evidence for the low anthropic inputs of metals at the Barasona and Santa Fe reservoirs (despite a high Sr concentration at Barasona). The Foix, Sau, and Susqueda reservoirs showed greater anthropic contributions, corroborated by their higher trophic states and their records of eutrophication due to inputs of nutrients derived from anthropogenic activities in the hydrographic basins.

In terms of spatial heterogeneity, cluster analysis (performed using the XRF data) revealed the existence of reservoir groupings, especially for the major elements but also for the trace elements (Figures 12a and 13a). The Barasona and Santa Fe reservoirs showed the least similarity to the other reservoirs, while the Sau (collection site in the dam zone) and Susqueda reservoirs showed the greatest similarity. Grouping was also observed between the Sau and Foix reservoirs, probably due to their similar trophic levels. The existence of the different groupings could be explained by the different anthropic inputs, reflected in the different trophic levels (Barasona is oligotrophic, Santa Fe is considered mesoeutrophic, and Sau, Susqueda, and Foix (especially) are eutrophic). The dendrograms obtained for the Barasona, Foix, and Sau reservoirs were indicative of intra-reservoir heterogeneity for the major elements as well as the trace elements, with discrimination amongst the sites at the river (R), center (C), and dam (D) locations.

The Sau and Susqueda reservoirs comprise a cascade system, whereby several reservoirs are constructed in sequence along the same river (STRAŠKRABA et al., 1993; STRAŠKRABA; TUNDISI, 2000; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). In this configuration, the characteristics of an upstream reservoir can influence those downstream, with deep and stratified reservoirs likely to exert greater effects than shallow reservoirs. Other factors influencing such systems include the classification (type) of the river connecting the water bodies, the trophic levels of the reservoirs, and the distances between them. The latter factor is an important consideration, because after a distance of several hundred kilometers from the upstream reservoir, the river returns to its natural state, so the effects on the downstream reservoir are much less significant, compared to a system where the reservoirs are closer together. In the present case, the similarity between the Sau and Susqueda reservoirs, observed in the PCA and cluster analyses, can be explained by the effects of the upstream reservoir (Sau) on the downstream reservoir (Susqueda). The effect was heightened by the close proximity of the two water bodies, with the water leaving the Sau reservoir at a short distance from the river zone of the Susqueda reservoir.

The PCA results for the major elements (Figure 12b) showed that the first and second components explained 48.32 and 23.95% of the variance, respectively. The corresponding values for the trace elements (Figure 13b) were 58.66 and 24.64%, respectively. Low values were obtained for the major elements Fe and Ti (Barasona) and Ca, K, and P (Santa Fe). For the trace elements, low values were obtained for Th, Ce, Pb, Ba, and Zn (Barasona) and V, Cr, and Ni (Santa Fe). Higher values for the elements analyzed (with the exception of Sr) were obtained for the Foix, Sau, and Susqueda reservoirs.

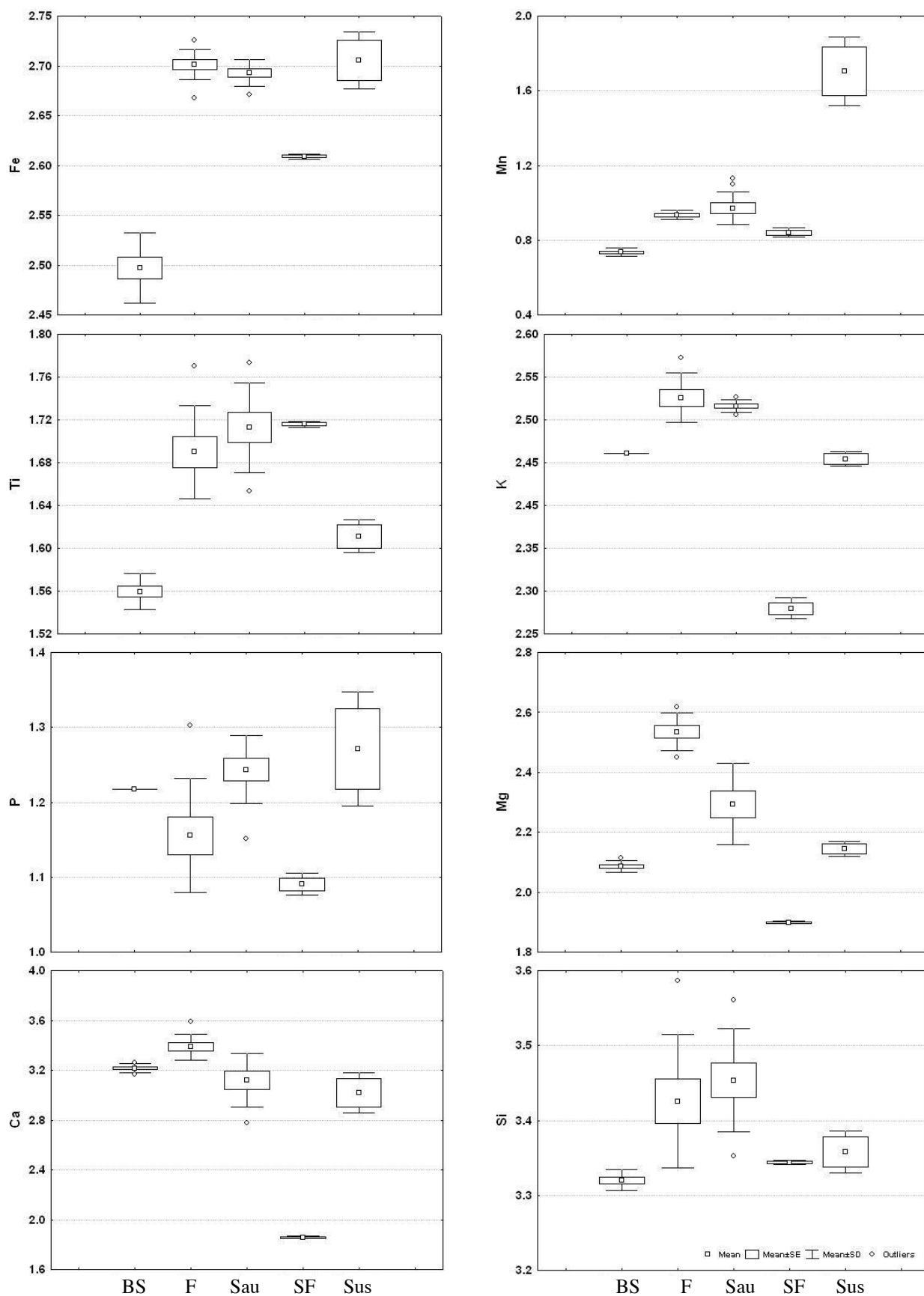


Figure 10: Box-and-whisker plots for major elements in the sediments of the five Spanish reservoirs. The values shown on the Y-axes are the element concentrations divided by the corresponding concentrations of Al and then log-transformed ($\log([E] / [Al]) * 1000 + 1$). BS – Barasona, F – Foix, SF – Santa Fe, Sus – Susqueda.

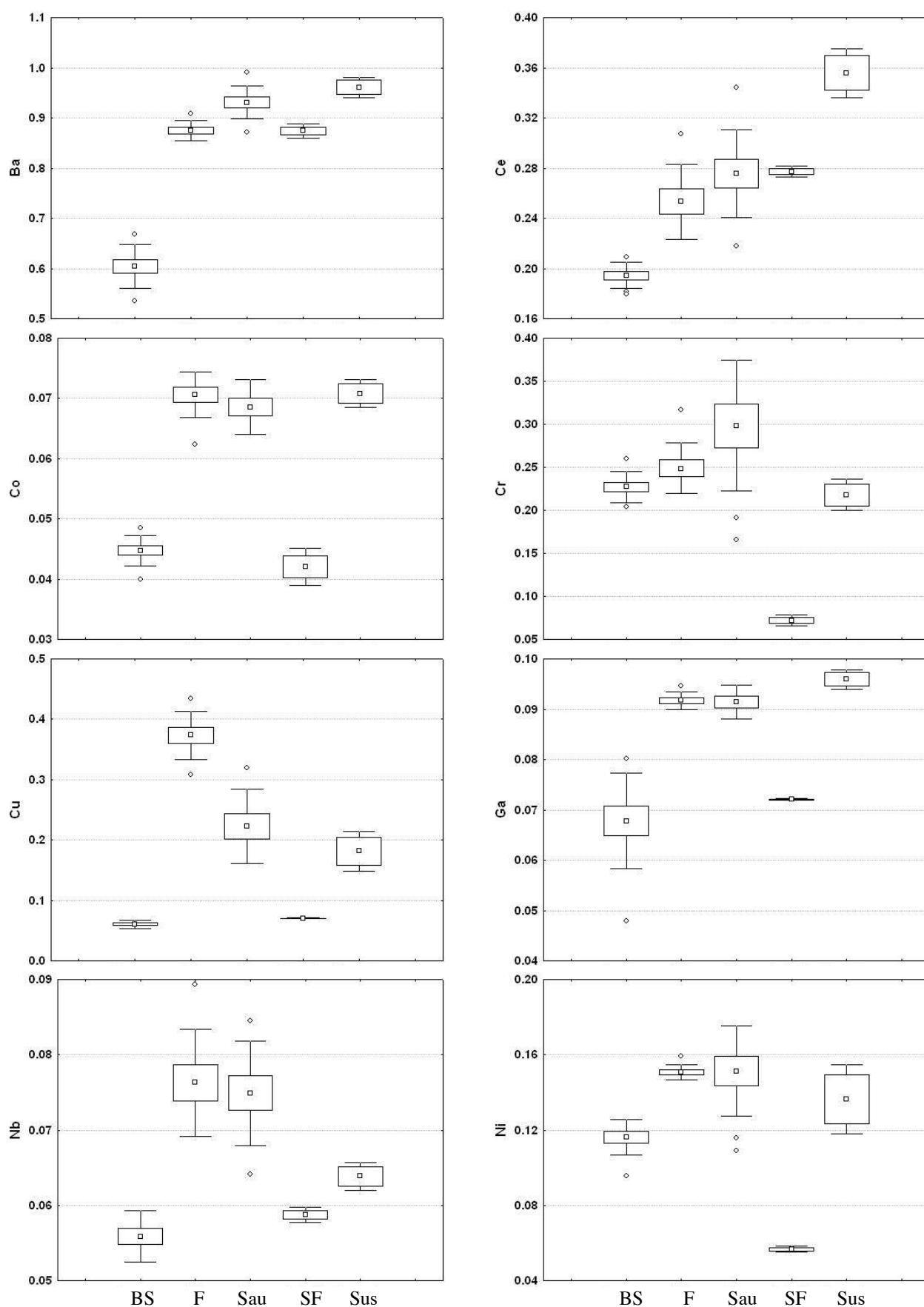


Figure 11: Box-and-whisker plots for trace elements in the sediments of the five Spanish reservoirs. The values shown on the Y-axes are the element concentrations divided by the corresponding concentrations of Al and then log-transformed ($\log([E] / [Al]) * 1000 + 1$). BS – Barasona, F – Foix, SF – Santa Fe, Sus – Susqueda. (Continue).

(Continuation)

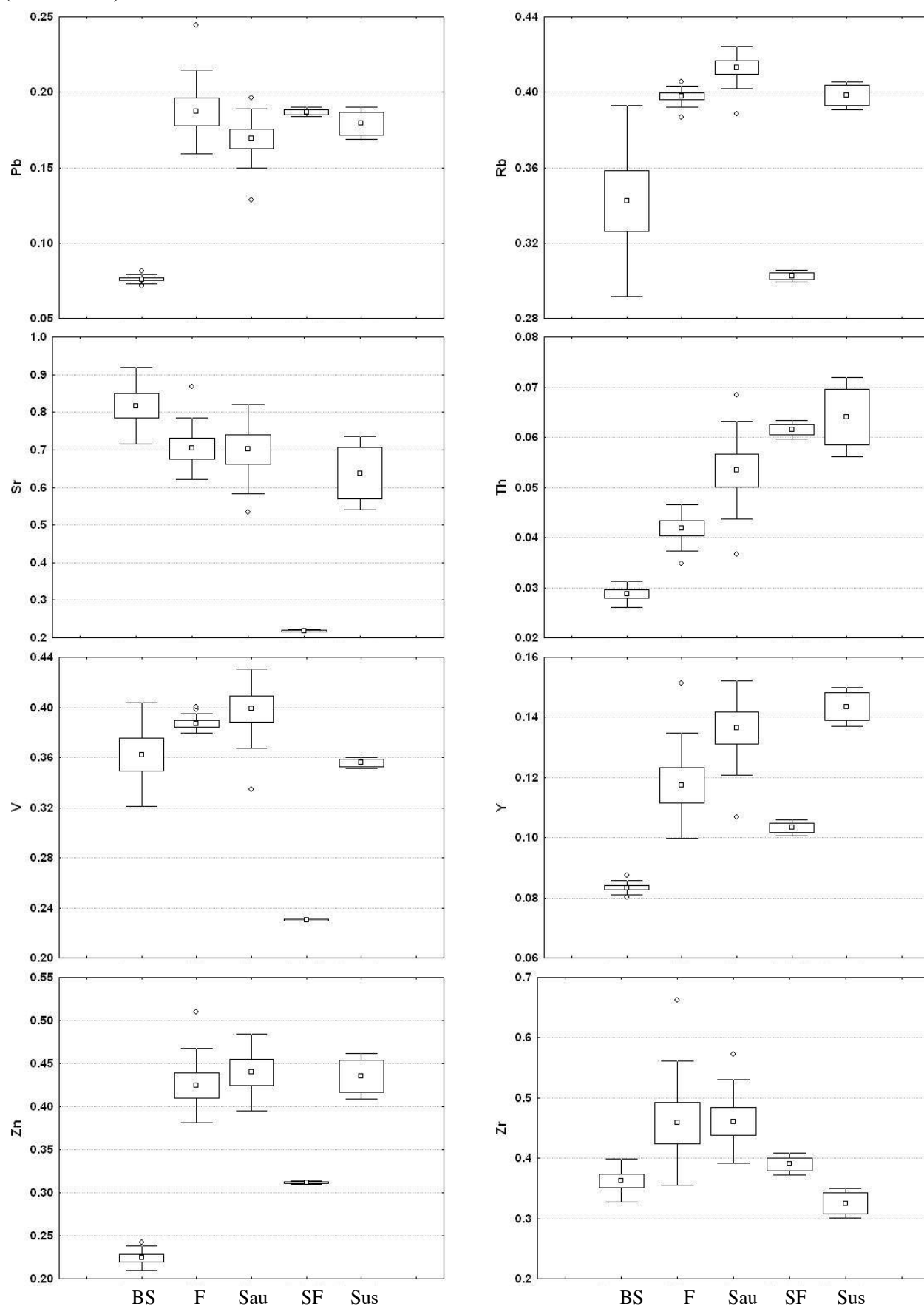


Figure 11: (Continuation) Box-and-whisker plots for trace elements in the sediments of the five Spanish reservoirs. The values shown on the Y-axes are the element concentrations divided by the corresponding concentrations of Al and then log-transformed ($\log([E] / [Al]) * 1000 + 1$). BS – Barasona, F – Foix, SF – Santa Fe, Sus – Susqueda.

Application of the centralization technique and one-way ANOVA was used to provide confirmation of the trends indicated in Figures 12a and 13a, considering differences among the river, center, and dam sites for the Foix, Sau, and Barasona reservoirs. These analyses employed the standardized and normalized average values of the elements ($\log ([\text{element}]/[\text{Al}]) \cdot 1000 + 1$), for each individual trace element (Ba, Ce, Co, Cr, Cu, Ga, Nb, Ni, Pb, Rb, Sr, Th, V, Y, Zn, and Zr). Statistically significant differences were only found for Sr and Zr (Table 7), with differences between the river and dam sites. No statistically significant differences were found for the other elements.

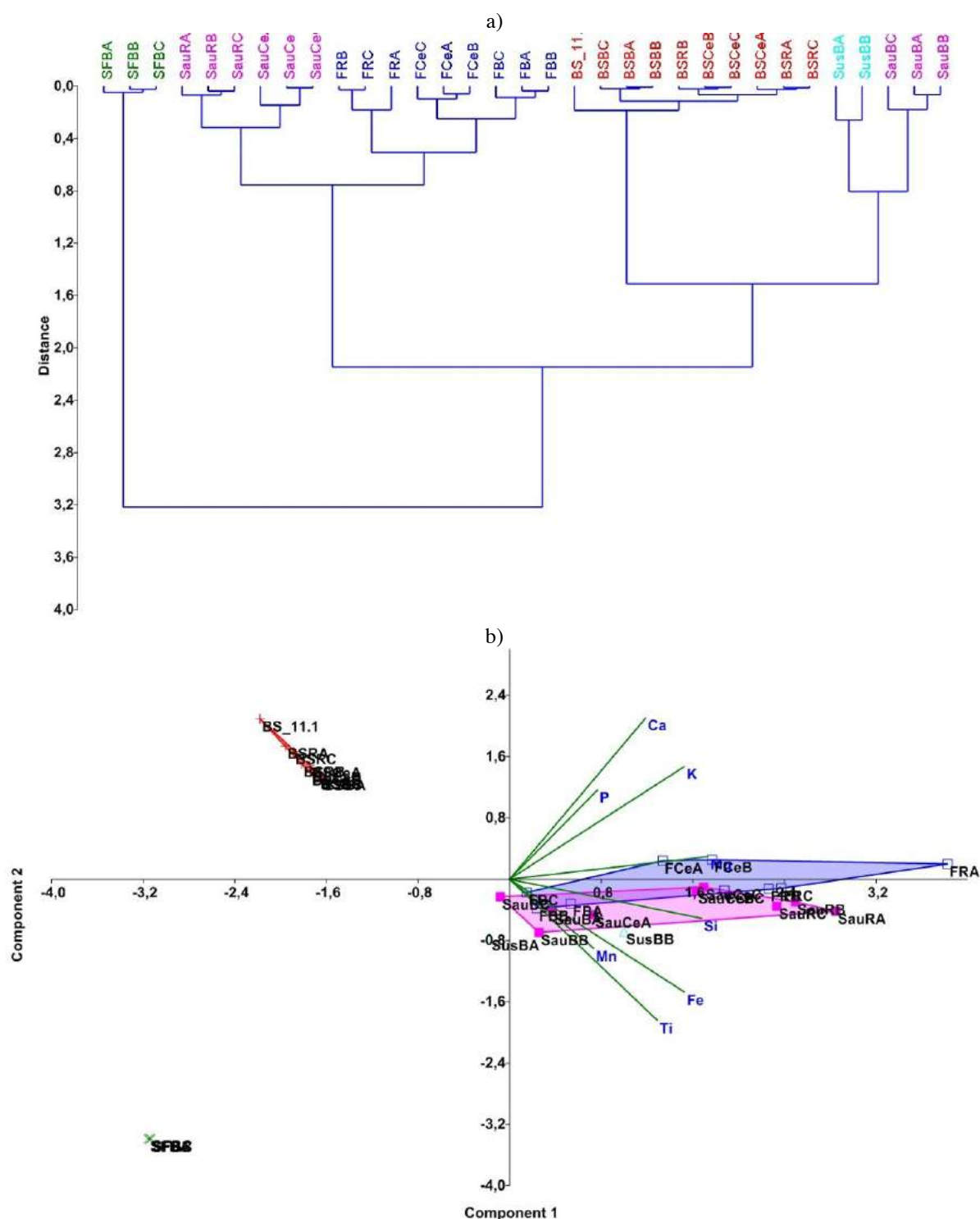


Figure 12: (a) Cluster analysis and (b) PCA analysis of major elements. Labels: according to Table 1 and Figure 4.

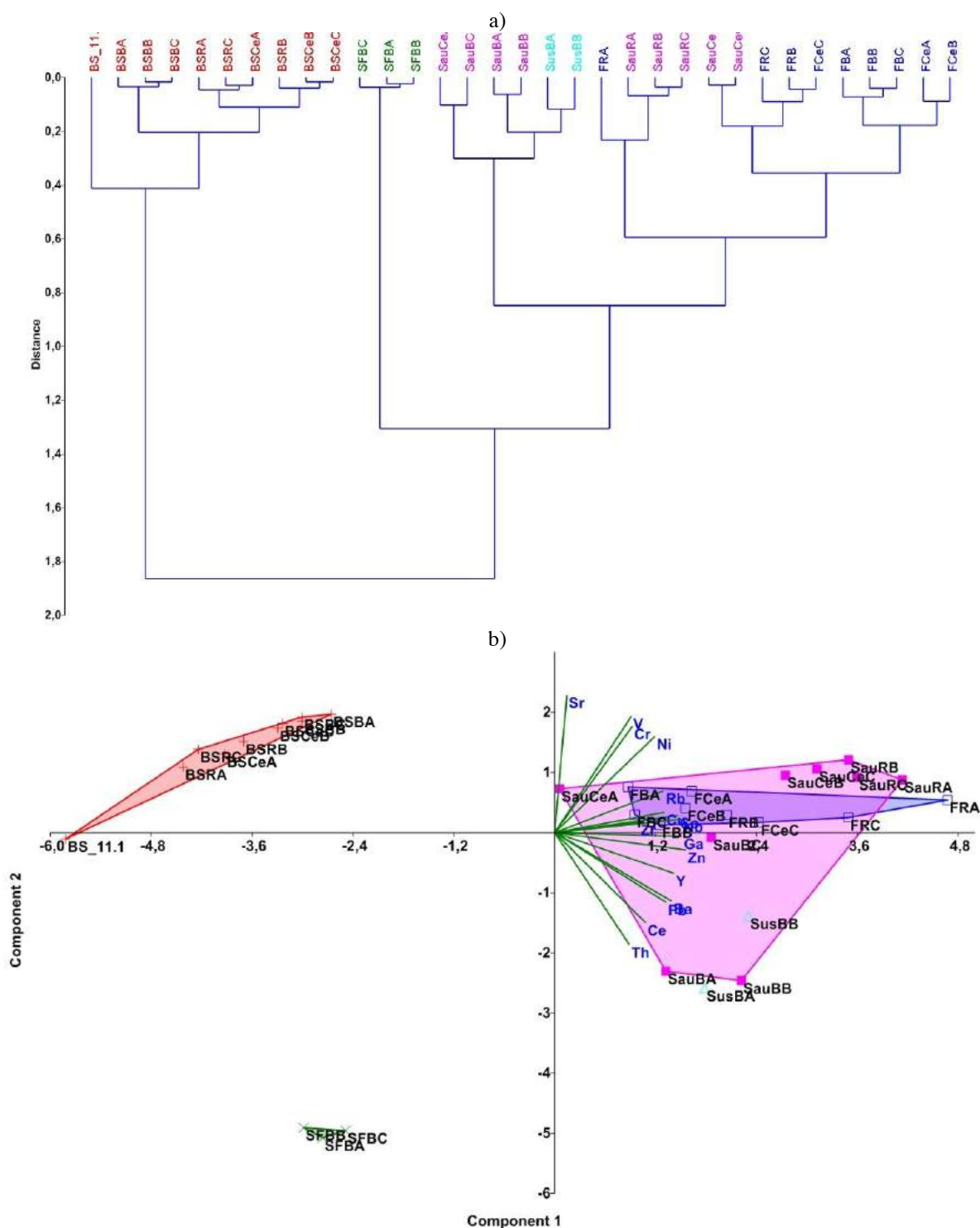


Figure 13: (a) Cluster analysis and (b) PCA analysis of trace elements. Labels: according to Table 1 and Figure 4.

Comparing the reservoirs, the MDA analyses revealed differences for both the major elements (Wilks' Lambda: 0.0000018; $p < 0.0000$) and the trace elements (Wilks' Lambda: 0.0000002; $p < 0.001$). The most important major elements for discrimination between the reservoirs were Mn ($p = 0.001$), K ($p < 0.001$), P ($p = 0.0344$), Mg ($p < 0.001$), and Ca ($p < 0.001$). The most important trace elements were Ba ($p = 0.0062$), Cu ($p = 0.0183$), Nb ($p = 0.0224$), Rb ($p = 0.0042$), V ($p = 0.0417$), and Zn ($p = 0.0429$). In this case, MDA was employed to compare all the reservoirs. When only data for the Sau, Foix, and Barasona reservoirs were used in the analysis, substantial differences were observed for both the major elements (Wilks' Lambda: 0.1656754; $p < 0.0028$) and the trace

elements (Wilks' Lambda: 0.0230437; $p < 0.0064$). Comparison of the different reservoir compartments indicated that only the river and center locations showed no differences, for both the major ($p = 0.1347$) and trace elements ($p = 0.08608$). The most important major and trace elements for discrimination between the sites were K ($p = 0.0295$) and Zn ($p = 0.0244$), respectively. The MDA procedure therefore showed that the region close to the dam differed from the river and center locations. Different to the centralization technique, described above, ADM integrated all the elements, rather than treating them one by one.

Figure 14 shows the values of K and Zn for the river, center, and dam locations, from which it can be seen that there was a tendency towards smaller values in the direction of the dam, especially for the Foix and Sau reservoirs.

Table 7: One-way ANOVA comparison of the values for Sr and Zr, normalized and standardized by the centering technique

One-way ANOVA (Sr)			
F=5.601, df=2.946, p=0.099			
	River	center	dam
river		0.136	0.010
center	3.221		0.156
dam	6.287	3.066	

One-way ANOVA (Zr)			
F=5.612, df=3.62, p=0.077			
	River	center	dam
river		0.094	0.014
center	3.629		0.316
dam	5.894	2.265	

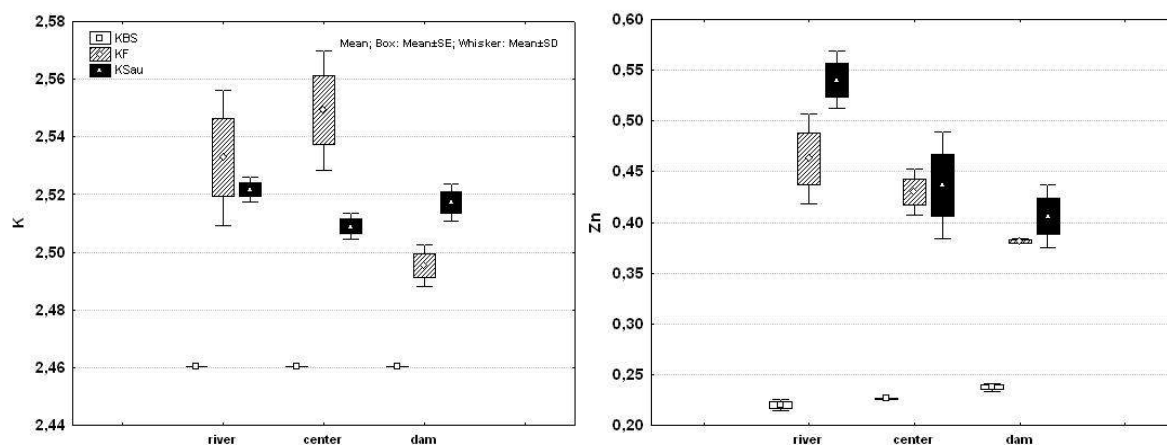


Figure 14: Mean values of K and Zn for the river, dam, and center regions of the Barasona, Foix, and Sau reservoirs. The values shown on the Y-axes are the element concentrations divided by the corresponding concentrations of Al and then log-transformed ($\log (([E] / [Al]) * 1000 + 1)$).

5 FINAL CONSIDERATIONS

The data obtained in this work indicated the existence of differences in the concentrations of elements measured in the superficial sediments of the Foix, Santa Fe, Barasona, Sau, and Susqueda reservoirs. The Barasona and Santa Fe reservoirs, located in protected hydrographic basins with limited human occupation and activity, showed lower concentrations due to smaller anthropic contributions. Higher values were obtained for the Foix, Sau, and Susqueda sediments, due to the inputs from anthropogenic activity in the respective hydrographic basins. This effect was greatest for the Foix reservoir, and elements including Co, Cr, Cu, Ni, and Zn showed the greatest anthropic

contributions. Despite the higher concentrations measured in the Foix, Susqueda, and Sau sediments, the data indicated that the reservoirs did not present high toxicity potentials for the elements analyzed. The data also revealed intra-reservoir variability, with smaller anthropic contributions in the dam zones, compared to the river and center sections.

The findings suggested that for management purposes, monitoring should be undertaken at different locations of the Foix, Sau, and Susqueda reservoirs. Given the higher levels of major and trace elements at these reservoirs, monitoring should be implemented using shorter sampling intervals, compared to the Santa Fe and Barasona reservoirs, which are currently better protected against anthropogenic impacts.

ACKNOWLEDGEMENTS

Thanks are due to the following: FAPESP (processes 2011/02954-6 and 2011/02952-3) Department of Ecology, Institute of Biosciences, University of São Paulo; State University of São Paulo (UNESP, Sorocaba campus); Department of Ecology, University of Barcelona; Dr. Jaime Ordóñez and Ms. Gonzalo González González for assistance during the field and laboratory work.

REFERENCES

- ALATORRE, L. C.; BEGUERÍA, S.; GARCÍA-RUIZ, J. M. Regional scale modeling of hillslope sediment delivery: A case study in the Barasona reservoir watershed (Spain) using WATEM/SEDEM. **Journal of Hydrology**, v. 391, p. 109–123, 2010.
- ALVES, J. P. H.; PASSOS, E. A.; GARCIA, C. A. B. Metals and acid volatile sulfide in sediment cores from the Sergipe River Estuary, Northeast, Brazil. **J. Braz. Chem. Soc.**, v. 18, n.4, p. 748-758, 2007.
- ARMENGOL, J.; MARCÉ, R. Limnologia de l'embassament de Foix. **I Trobada d'Estudiosos del Foix**, Diputació de Barcelona, p. 19-23, 2005.
- ARMENGOL, J.; RODRÍGUEZ, J. J.; GARCÍA, J. C.; ORDÓÑEZ, J.; MARCÉ, R. La gestión de los embalses em relación a la calidad del agua em condiciones de sequía extrema. **Ingeniería del Agua**, v. 16, n. 4, 285-294, 2009.
- ARMENGOL, J. Efectos ecológicos del dragado y vaciado del embalse de Barasona. **Limnética**, v. 14, p. 17-33, 1998.
- ARMSTRONG, T. N.; IANNUZZI, T. J.; THELEN, J. B.; LUDWIG, D. F.; FIRSTENBERG, C. E. Characterization of chemical contamination in shallow-water estuarine habitats of an industrialized river. Part II. **Metals, Soil, Sediment Contamination**, v. 14, p. 35–52, 2005.
- BECKER, V.; CAPUTO, L.; ORDÓÑEZ, J.; MARCÉ, R.; ARMENGOL, J.; CROSSETTI, L. O.; HUSZAR, V. L. M. Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. **Water Research**, v. 44, p. 3345-3354, 2010.
- BONAI, N. C.; SOUZA-FRANCO, G. M.; FOGOLARI, O.; MOCELIN, D. J. C.; DAL MAGRO, J. Distribution of metals in the sediment of the Itá reservoir, Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, v. 21, n. 2, p. 245-250, 2009.
- CALEFFI, S. Impacto do Uso de Sulfato de Cobre sobre o Zooplâncton na Represa Guarapiranga. In: ESPÍNDOLA, E. L. G.; PASCHOAL, C. M. R. B.; ROCHA, O.; BOHRER, M. B. C.; OLIVEIRA NETO, A. L. (Eds.). **Ecotoxicologia: perspectivas para o Século XXI**. São Carlos: RiMa, 2000.
- CAPUTO, L.G. **Phytoplankton distribution within and among Catalan resevoirs of diferent trophic conditon**. 2010. 133 f. Tesis (Doctoral) - Universidade de Barcelona, Barcelona, 2010.
- CAROL, J.; BENEJAM, L.; ALCARAZ, C.; VILA-GISPert, A.; ZAMORA, L.; NAVARRO, E.; ARMENGOL, J.; GARCÍA-BERTHOUE, E. The effects of limnological features on fish assemblages of 14 Spanish reservoirs. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 15, p. 66–77, 2006.
- CCME. Canadian Council of Ministers of the Environment. **Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life**: protocol for the derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Canadian Council of Ministers of the Environment. Winnipeg: CCME, 1999. (CCME EPC-98E).

- CCME. Canadian Council of Ministers of the Environment. **Summary of existing Canadian Environmental Quality Guidelines**. Winnipeg: CCME, 2003. Disponível em: <<http://www.ec.gc.ca>>. Acesso em: 10 fev. 2011.
- CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2007**. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2008. 537 p. (Série Relatórios).
- COAKLEY, J. P.; POULTON, D. J. Source-related classification of St. Lawrence estuary sediments based on spatial distribution of adsorbed contaminants. **Estuaries and Coasts**, v. 16, n. 4, p. 873-886, 1993.
- COAKLEY, J. P.; NAGY, E.; SÉRODES, J. -B. Spatial and vertical trends in sediment-phase contaminants in the Upper Estuary of the St. Lawrence River. **Estuaries and Coasts**, v. 16, n. 3B, p. 653-669, 1993.
- CUSTODIO, E.; BAYO, A.; PASCUAL, M.; BOSCH, X. Results from studies in several karst formations in southern catalonia (Spain), hydrogeological processes in Karst Terranes. **IAHS Publ.**, n. 207, p. 295-326, 1993. Proceedings of the Antalya Symposium and Field Seminar, October 1990.
- DELVALLS, T. A.; ANDRES, A.; BELZUNCE, M. J.; BUCETA, J. L.; CASADO-MARTINEZ, M. C.; CASTRO, R.; RIBA, I.; VIGURI, J. R.; BLASCO, J. Chemical and ecotoxicological guidelines for managing disposal of dredged material. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 23, n. 10-11, p. 819-828, 2004.
- DOJLIDO, J. R.; TABORYSKA, B. Exchange of heavy metals between sediment and water in the Wloclawek reservoir on the Vistula River, sediment and stream water quality in a changing environment: trends and explanation. **IAHS Publ.**, n. 203, p. 315-320, 1991. Proceedings of the Vienna Symposium, August 1991.
- FEIJOÓ, C.; COMERMA, M.; MARCÉ, R.; GARCÍA, J.C.; BALAYLA, D.; NAVARRO, E.; ARMENGOL, J. Influence of phosphorus and irradiance on phytoplanktonic chlorophyll-a concentration and phosphorus contents at a diel scale in a Mediterranean reservoir. **Limnetica**, v. 27, n. 2, p. 329-342. 2008.
- FINLAYSON, B.; FUJIMURA, R.; HUANG, Z.-Z. Toxicity of metal-contaminated sediments from Keswick reservoir, California, USA. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 19, n. 2, p. 485-494, 2000.
- FOSTER, I. D. L.; CHARLESWORTH, S. M. Metals in the hydrological cycle: trends and explanation. **Hydrological Processes**, v. 10, p. 227-261, 1996.
- GALÁN, E.; ROMERO, A. Contaminación de suelos por metales pesados. **Macla**, v. 10, p. 48-60, 2008.
- GENERALITAT DE CATALUNYA. **Estudi tècnic justificatiu de l'ordenació dels usos recreatius a l'embassament de Santa Fe**. Catalunya: Departament de Medi Ambient i Habitatge, 2005. Disponível em: http://aca-web.gencat.cat/aca/appmanager/aca/aca?_nfpb=true&_pageLabel=P1205454461208200555733&profileLocale=en. Acesso em: 27 jun. 2014.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 9, 2001. Disponível em: <http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm>. Acesso em: 10 fev. 2015.
- HENRY, R. **Estrutura especial e temporal do ambiente físico e químico a análise de alguns processos ecológicos na represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP) e na sua bacia hidrográfica**. 1990. 242 f. Tese (Livre Docência) – Universidade Estadual Paulista – UNESP, Botucatu, 1990.
- INFRAECO. **Infraestructura y Ecologia SL**. Madrid: Ministério de Medio Ambiente, Dirección General del Agua, Confederación Hidrográfica del Ebro, 2006. 41 p.
- JORCIN, A.; NOGUEIRA, M. G. Phosphate distribution in the sediments along a cascade of reservoirs (Paranapanema River, SE, Brazil). In: SERRANO, L.; GOLTERMAN, H. L. **Phosphates in sediments**. Leiden: Backhuys Publishers, 2005. p. 77-86. Proceedings of the 4th International Symposium.
- KARBASSI, A. R.; TORABI, F.; GHAZBAN, F.; ARDESTANI, M. Association of trace metals with various sedimentary phases in dam reservoirs. **Int. J. Environ. Sci. Tech.**, v. 8, n. 4, p. 841-852, 2011.
- KESKIN, S. Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Akkaya Dam, Nigde, Turkey. **Environ. Monit. Assess.**, v. 184, p. 449-460, 2012.

- KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. In: THORTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F.E. (Eds). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. Hoboken: Wiley Interscience, 1990. p. 133-194.
- KRUOPIENE, J. Distribution of heavy metals in sediments of the Nemunas River (Lithuania). **Polish J. of Environ. Stud.**, v. 16, n. 5, p. 715-722, 2007.
- LEGENDRE, P; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. 2ed. Amsterdam: Elsevier Science B. V, 1998. 853 p.
- LEMES, M. J. L., FIGUEIREDO FILHO, P. M.; PIRES, M. A. F. Influência da mineralogia dos sedimentos das bacias hidrográficas dos rios Mogi-Guaçu e Pardo na composição química das águas de abastecimento público. **Química Nova**, v. 26, n. 1, p. 13-20, 2003.
- LOKESHWARI, H.; CHANDRAPPA, G. T. Effects of heavy metal contamination from anthropogenic sources on Dasarahalli tank, India H. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v. 12, p. 121-128, 2007.
- LOPEZ, P.; NAVARRO, E.; MARCÉ, R.; ORDOÑEZ, J.; CAPUTO, L.; ARMENGOL, J. Elemental ratios in sediments as indicators of ecological processes in Spanish reservoirs. **Limnetica**, v. 25, n. 1-2, p. 499-512, 2006.
- LUOMA, S. N.; RAINBOW, P. S. **Metal contamination in aquatic environments: science and lateral management**. New York: Cambridge, 2008. 573 p.
- MAGRAMA - Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. **Ficha técnica de la presa**. Santa Fe: MAGRAMA, 1993. Disponível em: <http://sig.magrama.es/93/ClienteWS/snczi/default.aspx?nombre=PRESA&claves=DGAGUA.PRESAS.CODPRESA&valores=10080012>. Acesso em: 01 nov. 2014.
- MARCÉ, R.; ARMENGOL, J. **L'embassament de Foix: una nova terra promesa per a la microfauna aquàtica?** I Trobada d'Estudiosos del Foix, Diputació de Barcelona, 2005, p. 25-27.
- MARCÉ, R. **Ter River influence on Sau reservoir limnology: empirical and watershed-scale modeling**. 2007. 203 f. Tesi (Doctoral) - Universitat de Barcelona, Barcelona, 2007.
- MARCÉ, R.; COMERMA, M.; GARCÍA, J. C.; GOMÀ, J.; ARMENGOL, J. The zooplankton community in a small, hypertrophic mediterranean reservoir (Foix reservoir, NE Spain). **Limnetica**, v. 24, n. 3-4, p. 275-294, 2005.
- MARCÉ, R.; COMERMA, M.; GARCIA, J. C.; GOMÀ, J.; Armengol, J. Limnology of Foix reservoir (Barcelona, Spain). **Limnetica**, v. 19, p. 175-191, 2000.
- MARCÉ, R.; MORENO-OSTOS, E.; ORDÓÑEZ, J.; FEIJOÓ, C.; NAVARRO, E.; CAPUTO, L.; ARMENGOL, J. Nutrient fluxes through boundaries in the hypolimnion of Sau reservoir: expected patterns and unanticipated processes, **Limnetica**, v. 25, n. 1-2, p. 527-540, 2006.
- MARIANI, C. F.; POMPEO, M. L. M. Potentially bioavailable metals in sediment from a tropical polymictic environment, Rio Grande reservoir, Brazil. **J. Soils Sediments**, v. 8, p. 284-288, 2008.
- NAVARRO, E.; GARCÍA-BERTHO, E.; ARMENGOL, J. La calidad ecológica de los embalses. **Investigacion y Ciencia**, v. 401, p. 80-87, 2010.
- NRIAGU, J. O. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. **Nature**, v. 338, n. 2, p. 47-49, 1989.
- OLUTONA, O. G.; ARIBISALA, O. G.; AKINTUNDE, E. A. A study of chemical speciation of metals in aquatic bottom sediment of Aiba reservoir, Iwo, Nigeria. **African Journal of Environmental Science and Technology**, v. 6, n. 8, p. 312-321, 2012.
- ORDÓÑEZ, J. **Limnología del embalse de Sau: Relaciones del zooplancton, la clorofila y los sólidos en suspensión con el clima lumínico del agua**, TESIS DOCTORAL, Departamento de Ecología, Universidad de Barcelona, 2010, 272pg.
- PALAU, A.; ALONSO, M.; CORREGIDOR, D. Análisis del ciclo de carbono en embalses y su posible efecto en el cambio climático. aplicación al embalse de Susqueda (río Ter, NE España), **Ingeniería del Agua**, v. 17, n. 3, p. 247-255, 2010.

- POMPÊO, M.; PADIAL, P. R.; MARIANI, C. F.; CARDOSO-SILVA, S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; SILVA, D. C. V. R.; PAIVA, T. C. B.; BRANDIMARTE, A. L. Biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano (reservatório Guarapiranga – São Paulo (SP), Brasil): há toxicidade potencial e heterogeneidade espacial? **Geochimica Brasiliensis**, v. 27, n. 2, p. 104-119, 2013.
- RODGHER, S.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O.; FRACÁCIO, R.; PEREIRA, R. H. G.; RODRIGUES, M. H. S. Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoirs in the Tietê River (São Paulo, Brazil). **Braz. J. Biol.**, v. 65, n. 4, p. 697-710, 2005.
- RODRÍGUEZ-BARROSO, M. R.; GARCÍA-MORALES, J. L.; OVIEDO, M. D. C.; ALONSO, J. M. Q. An assessment of heavy metal contamination in surface sediment using statistical analysis. **Environ. Monit. Assess.**, v. 163, p. 489–501, 2010.
- RODRÍGUEZ-OBESO, O.; ALVAREZ-GUERRA, M.; ANDRÉS, A.; DELVALLS, T. A.; RIBA, I.; MARTÍN-DÍAZ, M. L.; VIGURI, J. R. Monitoring and managing sediment quality and impact assessment in Spain in the past 10 years. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 26, n. 3, p. 252-260, 2007.
- SABATER, S.; GUASCH, H.; MARTI, E.; ARMENGOL, J.; VILA, M.; SABATER, F. The Ter, a mediterranean river system in Spain, **Limnetica**, v. 8, p. 141-149, 1992.
- SANTOS, I. R.; BAISCH, P.; LIMA, G. T. M. P.; SILVA-FILHO, E. V. Metais pesados em sedimentos superficiais da Lagoa Mirim, fronteira Brasil-Uruguai. **Geochimica Brasiliensis**, v. 17, n. 1, p. 37-47, 2003.
- SCHROPP, S. J.; LEWIS, F. G.; WINDOM, H. L.; RYAN, J. D.; CALDER, F. D.; BURNEY, L. C. Interpretation of metal concentrations in estuarine sediments of Florida using aluminum as a reference element. **Estuaries**, v. 13, n. 3, p. 227-235, 1990.
- SENZE M.; KOWALSKA-GÓRALSKA M.; POLECHONSKI, R.; POKORNY P.; DOBICKI, W. Accumulation of selected heavy metals in bottom sediments of dolnoslaskie province reservoirs. **Teka Kom. Ochr. Kszt.**, v. 5, n. A, p. 26- 32, 2008.
- SHARMA, V. K.; RHUDY, K. B.; KOENIG, R.; BAGGETT, A. T.; HOLLYFIELD, S.; VAZQUEZ, F. G. Metals in sediments of Texas estuaries, USA. **Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 34, n. 10, p. 2061-2073, 1999.
- SOLECKI, J.; CHIBOWSKI, S. Examination of trace amounts of some heavy metals in bottom sediments of selected lakes of South-Eastern Poland. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 9, n. 3, p. 203-208, 2000.
- STATSOFT Inc. **Statistica (data analysis software system)**: version 7. Tulsa: STATSOFT, 2004. Disponível em: <<http://www.statsoft.com>>. Acesso em: 11 fev. 2015.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. **Gerenciamento da qualidade da água de represas**. São Carlos : ILEC/IEE, 2000. 280 p.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Eds.) **Comparative limnology and water management**. Amsterdam: Kluwer Academic Publishers, 1993. p. 213-288.
- TUNDISI, J. G. Represas artificiais: Perspectivas para o controle e manejo da qualidade da água para usos múltiplos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE HIDROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS, 4., 1981, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: Associação Brasileira de Hidrologia e Recursos Hídricos, 1981. P. 36-59.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. 632 p.
- TUREKIAN, K. K.; WEDEPOHL, K.H. Distribution of the elements in some major units of the Earth's crust. **Geo. Soc. Am. Bull.**, v. 72, n. 2, p. 175-192, 1961.
- VALENTIN, J. L. **Ecologia numérica**. Rio de Janeiro: Interciência, 2000. 117 p.
- VALERO-GARCÉS, B.; NAVAS, A.; MACHIN, J. Sediment deposition in the Barasona reservoir (central Pyrenees, Spain): temporal and spatial variability of sediment yield and land use impacts. Human Impact on Erosion and Sedimentation. **IAHS Publ.**, n. 245, p. 241-249, 1997. Proceedings of Rabat Symposium S6, April 1997.

XUE, B.; YAO, S.; XIA, W. Environmental changes in Lake Taihu during the past century as recorded in sediment cores. **Hydrobiologia**, v. 581, p. 117–123. 2007.

YABE, M. J. S.; OLIVEIRA, E. Metais pesados em águas superficiais como estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. **Química Nova**, v. 21, n. 5, p. 551-556, 1998.

YBARS, A. P. Estudio limnológico del ecosistema fluvial afectado por los vaciados del embalse de Barasona. **Limnética**, v. 14, p. 1-15, 1998.

CAPÍTULO 18

LEVANTAMENTO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NO RESERVATÓRIO PAIVA CASTRO, MAIRIPORÃ, SÃO PAULO

Célia Cristina Lira de Macedo², Maria Estefânia Fernandes Rodrigues¹, Rafael Taminato Hirata¹, Sheila Cardoso-Silva², Viviane Moschini-Carlos² & Marcelo Pompêo¹

1 - Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Brasil. 2 - Grupo de Estudos Ambientais – UNESP, Av. 3 de março, 511, CEP 18087-180, Sorocaba-SP, E-mail: celiacirla@hotmail.com

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi realizar um levantamento das macrófitas aquáticas no reservatório Paiva Castro (Mairiporã, São Paulo). As coletas foram realizadas em 8 pontos distribuídos ao longo do reservatório, em duas épocas do ano, período seco (julho) e chuvoso (janeiro e novembro) de 2009. Os resultados mostraram que a comunidade de macrófitas aquáticas do reservatório é composta por 53 espécies, 31 gêneros, distribuídos em 18 famílias. A família mais representativa em riqueza foi Cyperaceae com 17 espécies. A forma biológica anfíbia predominou, presente em 53% das espécies. A maior riqueza de espécies (42) foi encontrada em janeiro de 2009 (período chuvoso), tendo uma redução de espécies em julho e novembro. Os pontos com maior riqueza e densidade de espécies estavam localizados próximos de áreas mais impactadas por ações antrópicas, no ponto de entrada da água no reservatório, imediatamente após a cidade de Mairiporã.

1 INTRODUÇÃO

A terminologia utilizada para descrever o conjunto de vegetais adaptados ao ambiente aquático é muito variada. Na literatura especializada podem ser encontrados termos como hidrófitas, helófitas, euhidrófitas, limnófitos, plantas aquáticas, macrófitas, entre outros. O termo macrófitas aquáticas, ou simplesmente macrófita, pode ser considerado de uso mais corrente (POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2003).

Segundo Irgang; Gastal Jr. (1996), são considerados macrófitas aquáticas os vegetais visíveis a olho nu, cujas partes fotossintetizantes ativas estão permanentemente, ou por diversos meses, todos os anos, total ou parcialmente submersos em água doce ou salobra, ou ainda flutuante na mesma.

Independentemente de aspectos taxonômicos, vários grupos ecológicos de macrófitas aquáticas são reconhecidos (ARBER, 1920; HUTCHINSON, 1975; WETZEL, 1981; PEDRALLI, 1990; PÉREZ, 1992). No Brasil, a classificação descrita em Thomaz; Esteves (2011) é muito empregada, assim como a classificação de Irgang et al. (1984) (Figura 1):

- 1- Anfíbias: plantas capazes de viver tanto em área alagada como fora da água;
- 2- Emergentes: plantas enraizadas no fundo, parcialmente submersas e parcialmente fora da água;
- 3- Flutuantes fixas: enraizadas no fundo com caule e/ou folhas flutuantes;
- 4- Submersas livres: não enraizadas no fundo, com caules e folhas submersas;
- 5- Submersas fixas: enraizadas no fundo, totalmente submersas;
- 6- Flutuantes livres: enraizadas no fundo, podendo ser levadas por correntezas, vento ou animais e;
- 7- Epífitas: instalam-se sobre outras plantas aquáticas;

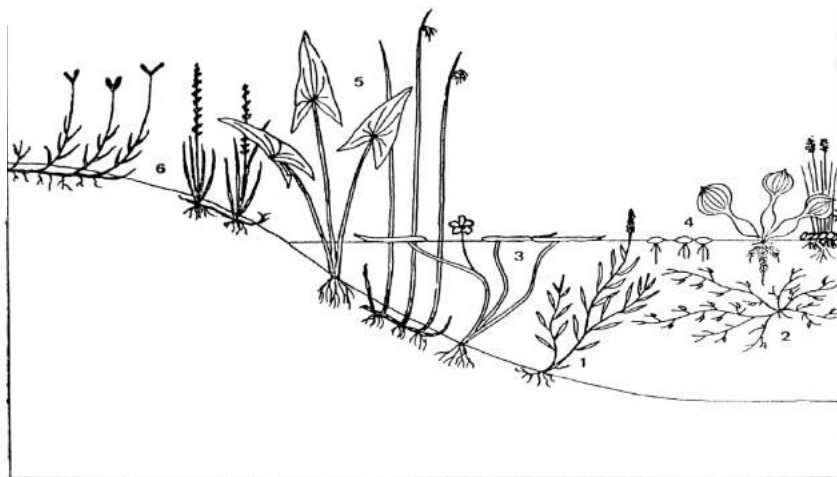


Figura 1: Formas biológicas de macrófitas aquáticas: 1- submersas fixas; 2- submersas livres; 3- flutuantes fixas; 4- flutuantes livres; 5- emergentes; 6- anfíbias; e 7- epífitas. Modificado de Irgang et al. (1984).

Nos estudos dos ecossistemas aquáticos, durante muitos anos foi dada maior importância para o zooplâncton, o fitoplâncton e os organismos bentônicos. No entanto, observou-se que as macrófitas aquáticas são importantes organismos produtores de biomassa para o ecossistema aquático, uma vez que oxigenam a água e participam da ciclagem de vários nutrientes; servem de esconderijo e como fonte de alimento para diversos animais aquáticos, como crustáceos, peixes e larvas de insetos, dentre outros; servem ainda de suporte para desova de várias espécies de moluscos, anfíbios e pássaros e para o desenvolvimento de algas perifíticas (SCREMIN-DIAS et al., 1999; POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2003; POMPÊO, 2008; THOMAZ; ESTEVES, 2011).

Levantamentos florísticos de macrófitas aquáticas são importantes por contribuírem para a quantificação da biodiversidade aquática de nossos ecossistemas (THOMAZ; BINI, 2003), fornecendo subsídios para preservação e manejo adequado destes vegetais, além de importantes informações comparativas (VIANA, 2005).

As macrófitas aquáticas também contribuem para a caracterização de ambientes lóticos e lênticos (MOURA JÚNIOR et al., 2011). Podem ser usadas como bioindicadoras da qualidade d'água, na despoluição de ambientes aquáticos, no controle da erosão hídrica, na produção de biomassa, na obtenção de biogás, no melhoramento físico e nutricional do solo (fixação de nitrogênio), na redução da turbulência d'água e na ciclagem de nutrientes (efeito de bombeamento), podendo ser usadas ainda como adubo e ter importância no controle de vetores de doenças de veiculação hídrica (POMPÊO, 2008). Seu papel na biogeoquímica dos sedimentos está bem estabelecido, principalmente nos lagos das áreas temperadas e tropicais (PEDRALLI; TEIXEIRA, 2003).

O ciclo de vida das macrófitas aquáticas é relativamente rápido. A estratégia de reprodução inclui, em alguns casos, tanto a reprodução sexuada quanto assexuada, permitindo maior êxito no crescimento e propagação. A variação do crescimento depende das condições climáticas, concentrações de nutriente, espaço livre entre as plantas e condições de mistura e turbulência. Nos sistemas lênticos das regiões tropicais, frequentemente as macrófitas aquáticas encontram condições favoráveis para o desenvolvimento o ano todo (MENEZES, 1984; CAMARGO; ESTEVES, 1995).

Levando-se em consideração que não existe nenhum estudo relacionado à comunidade de macrófitas aquáticas no reservatório Paiva Castro (Mairiporã, São Paulo), este trabalho teve o objetivo de verificar a riqueza de macrófitas aquáticas neste local.

2 METODOLOGIA

O presente trabalho tem como área de estudo o reservatório Paiva Castro (Figura 2), localizado na cidade de Mairiporã (SP), último reservatório que compõem o Sistema Cantareira. Nesse reservatório passam aproximadamente 33 m³/s para abastecer quase 9 milhões de pessoas na Região Metropolitana de São Paulo (WHATELY; CUNHA, 2006). Para o período de 01/01/2004 a 31/12/2012, o reservatório Paiva Castro teve cota média de 744,79 m, vazão média de saída de 30,85 m³/s, volume médio de 29.339.931,97 m³, com tempo de residência de 10,7 dias (ANA, sem data). São poucos os estudos realizados nesse reservatório, destacando-se Cardoso-Silva (2013), estudando o sedimento.

Neste trabalho, as coletas foram realizadas nos meses de janeiro, julho e novembro de 2009, compreendendo os períodos de menores precipitações (julho) e de maiores precipitações (novembro e janeiro) (Figura 2). Mas em 2009 as precipitações se mantiveram acima da média histórica, particularmente em julho e novembro.

Previamente a este estudo, visando estabelecer os locais de amostragem, a região litorânea do reservatório foi percorrida em sua totalidade, utilizando-se barco a motor, a velocidade constante em distância máxima de 3 m da margem, possibilitando a visualização dos bancos de macrófitas aquáticas. Nessa visita inicial foram anotadas as coordenadas geográficas (GPS Garmin 72, UTM Sad 69) dos pontos com presença de macrófitas aquáticas, sendo selecionados 8 pontos ao longo do reservatório Paiva Castro (Tabela 1 e Figura 3).

Nas amostragens ocorridas em 2009, para cada ponto de coleta observou-se a presença das macrófitas aquáticas em uma porção de cerca de 100 m de margem (esquerda e direita) e, quando possível, na região marginal foi realizado caminharmento na margem, a uma distância máxima de 2 metros da lâmina d'água.

A presença das macrófitas aquáticas foi realizada por observação visual e empregada a definição de macrófitas aquáticas de Irgang; Gastal Jr. (1996), para as formas biológicas, seguiu a classificação de Irgang et al. (1984).

As técnicas de coleta e preparação de espécimes seguiram as orientações de Fidalgo; Bononi (1989), além de Haynes (1984), Pedralli (1990) e Scremin-Dias et al. (1999), mais específicas para macrófitas aquáticas.

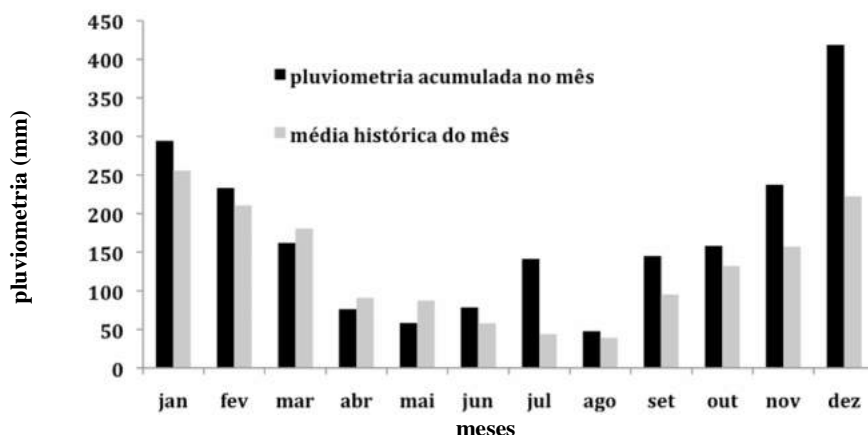


Figura 2: Pluviometria acumulada no mês, para o ano de 2009, e médias históricas para os meses. Fonte: Sabesp, 2014.

Tabela 1: Localização georreferenciada dos pontos de coletas de macrófitas aquáticas

Pontos	Coordenadas geográficas	Localização
1	S 23°18'51.9" W 046°34'59.0"	Próxima a entrada da cidade de Mairiporã e rio Juqueri
2	S 23°19'12.3" W 046°35'48.2"	Em frente ao portão de acesso da SABESP
3	S 23°20'01.8" W 046°37'57.8"	Entrada para canal, no reservatório (próximo à rodovia Fernão Dias)
4	S 23°20'22.1" W 046°40'02.2"	Entrada do braço secundário do reservatório
5	S 23°20'46.3" W 046°40'08.6"	Braço secundário do reservatório
6	S 23°21'13.7" W 046°40'14.9"	Local com vegetação arbórea densa (braço secundário)
7	S 23°21'58.9" W 046°40'06.5"	Próximo à captação de Águas Claras e (Av. Santa Inês)
8	S 23°19'58.7" W 046°40'26.0"	Barragem

Plantas com partes reprodutivas frágeis foram prensadas entre folhas de jornal, ainda em campo, para conservação, enquanto as demais foram acondicionadas em sacos plásticos individuais até processamento no laboratório, sempre no mesmo dia de coleta. Em laboratório, as plantas foram colocadas entre folhas de jornal, papelão e chapa de alumínio e prensadas em ripas de madeira, levadas à estufa para secagem (não mais de 60⁰ C) das plantas. Posteriormente, com o material seco, foram montadas exsiccatas, fixando a planta com fitas adesivas em cartolina branca, com ficha de identificação e capa de papel pardo. Os ramos férteis foram conservados em álcool a 70% para auxílio na análise das estruturas florais (IBGE, 2012).

A identificação do material botânico foi realizada através do exame das estruturas a olho nu e sob microscópio estereoscópico, com consultas à bibliografia especializada como chaves para família: (SOUZA ; LORENZI, 2005), gêneros (BARROSO, 1991 e 2002; COOK, 1996; LONGHI-WAGNER et al., 2001; POTT ; POTT, 2000; WANDERLEY et al., 2002, 2003 e 2005) e espécie (bibliografia específica para cada táxon). As identificações foram realizadas no Laboratório de Limnologia do Depto. de Ecologia da Universidade de São Paulo e pela comparação com exsiccatas do Herbário SPF e ESA, bem como consultas a especialistas das famílias Cyperaceae, Polygonaceae, Onagraceae e Salviniaceae. A coleção principal foi incorporada ao Herbário da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESA) e duplicatas das famílias Onagraceae e Salviniaceae foram enviadas aos herbários FUEL e SP, respectivamente.

Os dados coletados foram complementados com documentação fotográfica dos ambientes e dos espécimes, as quais estão disponíveis no site <http://ecologia.ib.usp.br/macrofita>.

O sistema de classificação adotado para as angiospermas foi o Angiosperm Phylogeny Group III (Bremer et al. 2009) e para as Samambaias foi o de Smith et al. (2006).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nos 8 pontos amostrados ao longo do reservatório Paiva Castro foram registradas 53 espécies e 31 gêneros, distribuídas em 18 famílias, listadas na Tabela 2. A maioria das espécies observadas são Magnoliophytas (Angiospermas), tendo unicamente a espécie *Salvinia auriculata* como Monilophyta (Samambaia).

Foi possível verificar através do presente trabalho, que o reservatório Paiva Castro apresenta riqueza de macrófitas aquáticas relativamente alta principalmente quando comparada com outros reservatórios do estado de São Paulo (Tabela 3). Porém, deve-se levar em consideração que a metodologia, esforço e área amostral são diferentes em cada levantamento, não permitindo assim uma melhor comparação entre os reservatórios.

Referente à relação entre metodologia e riqueza de espécies, merece destaque o trabalho de Rodrigues (2011), efetuado na represa Guarapiranga. Esta autora encontrou a maior riqueza de macrófitas aquáticas para um único reservatório brasileiro, de 133 espécies, provavelmente devido ao esforço amostral empregado, com coletas mensais por um ano em 20 pontos distribuídos ao longo do reservatório.

A família mais representativa em número de espécies, para o reservatório Paiva Castro, foi a Cyperaceae (17 espécies), seguida da família Onagraceae e Polygonaceae com 5 espécies, cada (Figura 3). Respectivamente os gêneros dessas famílias apresentaram também maior riqueza de espécies *Cyperus* (8 espécies), *Ludwigia* e *Polygonum* (5 espécies, cada).

É comum nos trabalhos de macrófitas aquáticas ter a família Cyperaceae entre as três principais famílias em relação à riqueza específica, o mesmo ocorreu nos trabalhos de Irgang et al., Rodrigues et al. (2015, Capítulo 5 deste livro) e Rodrigues (2011).

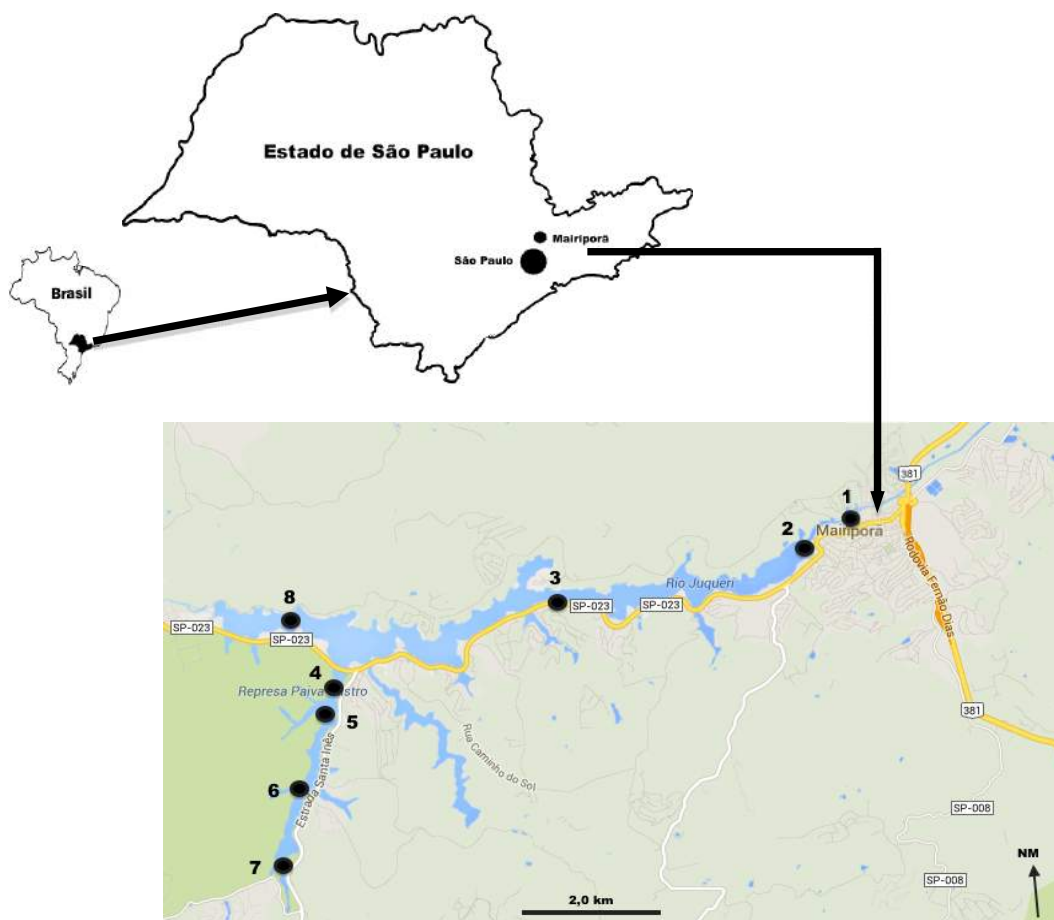


Figura 3: Localização dos pontos de coletas para o levantamento das espécies de macrófitas aquáticas no reservatório Paiva Castro. Fonte: Modificado de www.google.com.br/maps.

Tabela 2: Espécies de macrófitas aquáticas coletadas no reservatório Paiva Castro

Família	Nome científico	Nome popular	Hábito	Ponto
Amaranthaceae	<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	carrapicho-do-brejo	E	5, 7
	<i>Pfaffia glabrata</i> Mart.		A	4, 7
Asteraceae	<i>Eclipta prostrata</i> L.	erva-botão	A	1
Begoniaceae	<i>Begonia fischeri</i> Schrank	Begônia	A	1
Commelinaceae	<i>Commelina diffusa</i> Burm. f.	trapoeraba-azul	A	5
	<i>Commelina erecta</i> L.	trapoeraba, santa-Luzia	A	2
	<i>Tripogandra diuretica</i> (Mart.) Handlos	trapoeraba-rósea	A	4
Cyperaceae	<i>Cyperus entrerianus</i> Boeck.		A	2, 3
	<i>Cyperus giganteus</i> Vahl	junco, tiririca	E	3
	<i>Cyperus haspan</i> L.		A	3
	<i>Cyperus luzulae</i> (L.) Retz.	capim-de-botas	A	3
	<i>Cyperus odoratus</i> L.	junco, tiririca	E	2, 3
	<i>Cyperus pohlii</i> (Nees) Steud.	junco, tiririca	A	1
	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult		E	3
	<i>Eleocharis montana</i> (Kunth) Roem. & Schult		E	3, 7
	<i>Eleocharis sellowiana</i> Kunth	cabelo-de-porco	E	3
	<i>Fimbristylis</i> sp.		A	2
	<i>Kyllinga odorata</i> Vahl.	capim-cheiroso	A	1, 2
	<i>Oxycaryum cubense</i> (Poepp. & Kunth) Lye		E	4, 7
	<i>Pycnus decumbens</i> L.	tiririca-do-brejo	E	7
	<i>Pycnus lanceolatus</i> (Poir.) C. B. Clarke		A	3
	<i>Rhynchospora corymbosa</i> (L.) Britt.	capim-navalha	A	3, 7
	<i>Scleria distans</i> Poir.		A	1
	<i>Scleria melaleuca</i> Rchb. ex Schldt. & Cham.		A	5
Haloragaceae	<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verda	pinheirinho-d'água	SF	2
Iridaceae	<i>Sisyrinchium vaginatum</i> Spreng.		A	7
	<i>Sisyrinchium micranthum</i> Cav.		A	1
Juncaceae	<i>Juncus microcephalus</i> Kunth	junco	A	2, 3
Lythraceae	<i>Cuphea</i> sp.		A	2
	<i>Cuphea ingrata</i> Cham. & Schldt.		A	3
	<i>Cuphea polymorpha</i> A.St.-Hil.		A	7
Onagraceae	<i>Ludwigia leptocarpa</i> (Nutt.) H. Hara		E	1
	<i>Ludwigia longifolia</i> (DC.) H.Hara	cruz-demalta	A	1
	<i>Ludwigia octovalis</i> (Jacq.) P.H. Raven		E	1, 7
	<i>Ludwigia peruviana</i> (L.) H.Hara	cruz-de-malta	E	4
	<i>Ludwigia sericea</i> (Cambess.) H. Hara		A	1
Orchidaceae	<i>Habenaria johannensis</i> Barb.Rodr.		A	7
Poaceae	<i>Echinochloa polystachya</i> (Kunth) Hitchc.	capim-capivara	E	1, 7
	<i>Hymenachne pernambucensis</i> (Spreng.) Zuloaga	capim-do-brejo	E	2
	<i>Panicum repens</i> L.	grama-portuguesa	E	2
Polygonaceae	<i>Polygonum acuminatum</i> Kunth	erva-de-bicho	E	4
	<i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx.	erva-de-bicho	E	1, 4, 5
	<i>Polygonum meissnerianum</i> Cham. & Schldt.	erva-de-bicho	E	4
	<i>Polygonum persicaria</i> L.	erva-de-bicho	E	3
	<i>Polygonum punctatum</i> Elliott	erva-de-bicho	E	1
Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms.	aguapé-de-flor-roxa,	FL	1, 5
	<i>Eichhornia azurea</i> (Sw.) Kunth	aguapé, aguapé-de-baraço	FF	1, 2, 5
	<i>Pontederia cordata</i> L.	aguapé	E	7
Rubiaceae	<i>Diodia saponariifolia</i> (Cham. & Schldt.) K.Schum.		A	4
	<i>Spermacoce</i> sp.		A	2
Salvinaceae	<i>Salvinia auriculata</i> Aubl	carrapatinho, salvinia,	FL	2
Urticaceae	<i>Boehmeria cylindrica</i> (L.) Sw.	erva-de-mosquito	A	1, 4
Zingiberaceae	<i>Hedychium coronarium</i> J. König	lírio-do-brejo, gengibre	E	1

Legenda: A - anfíbia; E – emergente; SF – submersa fixa; FL – flutuante livre; FF – flutuante fixa

Segundo Gil; Bove (2004) a família Cyperaceae é cosmopolita, com ocorrência em diferentes habitats e com destaque pelo grande número de espécies, inclusive caracterizando os ecossistemas aquáticos. Judd et al. (2002) e Soltis et al. (2005), citam como os maiores e mais comuns gêneros

desta família *Cyperus*, *Fimbristylis*, *Rhynchospora*, *Scleria* e *Eleocharis*, todos encontrados no presente levantamento.

Tabela 3: Riqueza de taxóons de macrófitas aquáticas registradas em reservatório do estado de São Paulo

Autores	Reservatórios	Espécies	Gêneros	Famílias
presente estudo	reservatório Paiva Castro, Mairiporã	53	31	18
Rodrigues (2011)	reservatório Guarapiranga	133	89	45
Delello (2008)	reservatório do Lobo, Itirapina/Brotas	69	42	26
Tavares (2003)	6 Reservatórios do Baixo e Médio Rio Tietê	48	26	22
Rodrigues et al. (2015)*	reservatório Rio Grande – Billings	40	28	17
Martins et al. (2008)	18 reservatórios de São Paulo	39	--	19
Tanaka et al (2002)	6 reservatórios de São Paulo	29	--	17
Tavares et al (2004)	represa de Salto Grande	22	13	15
Martins et al. (2009)	reservatório em Porto Primavera	18	--	10
Carvalho et al. (2003)	reservatório Barra Bonita	17	--	--

* ver capítulo neste livro.

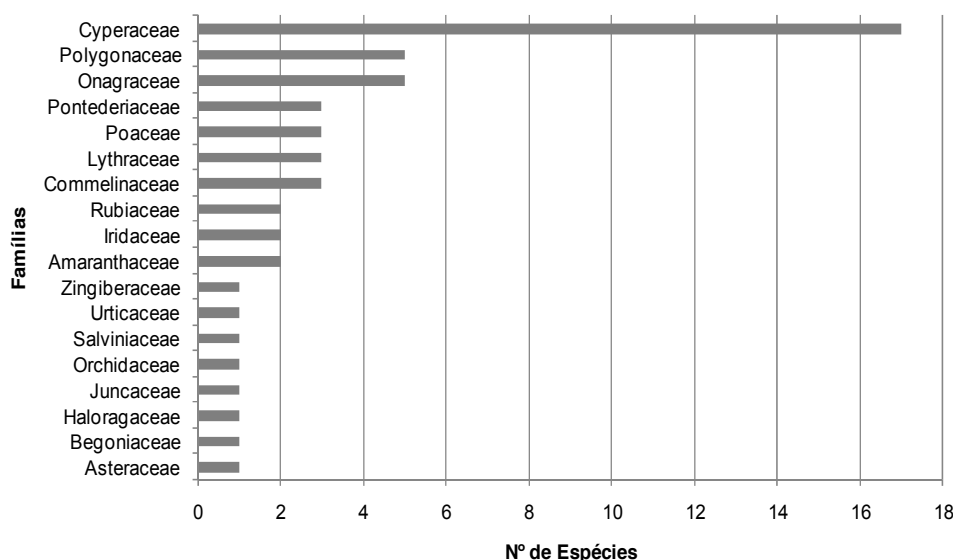


Figura 3: Riqueza de espécies registradas por família no reservatório Paiva Castro durante os três períodos de coleta.

A espécie *Eleocharis sellowiana* é considerada espécie infestante por Lorenzi (2000) e Gil e Bove (2007). Esta espécie foi encontrada no reservatório Paiva Castro apenas no ponto 3 (corpo central).

As formas biológicas anfíbias e emergentes predominaram na represa Paiva Castro com 28 e 21 espécies respectivamente, o que geralmente é observado nos levantamentos de macrófitas aquáticas, provavelmente porque as anfíbias possuem adaptações tanto para o ambiente aquático quanto para o terrestre (IRGANG; GASTAL JR, 1996) e as emergentes por ficarem localizadas nas zonas litorâneas, áreas de grande produtividade e diversidade de espécies e também onde são encontradas as maiores concentrações de nutrientes (WETZEL; LIKENS, 2000). As demais formas biológicas tiveram baixa representação com apenas duas espécies flutuantes livres e uma espécie de flutuante fixa e submersa fixa. Não foram observadas espécies com as formas biológicas submersa livre e epífita.

A espécie com maior ocorrência foi *Eichhornia azurea* (flutuante livre) presente em três pontos amostrais (1, 2 e 5), formando bancos mais densos próximo ao ponto 1 (corpo central) na primeira coleta junto com a espécie *Salvinia auriculata* (flutuante livre). Ambas são encontradas frequentemente em ambientes eutrofizados (BEYRUTH, 1992; POTT ; POTT, 2000).

A espécie *Hedychium coronarium* conhecida popularmente como lírio do brejo, foi encontrada na margem do reservatório Paiva Castro no ponto 1 na primeira coleta. Pereira (2002),

Tavares et al., (2004), Viana et al. (2004) e Viana (2005) também observaram essa espécie em seus estudos. Segundo Kissman (1997) e Lorenzi (2000), esta espécie é considerada exótica e invasora e em alguns casos daninha, com crescimento rápido e formação de grandes bancos, se sobrepondo a outras espécies, competindo agressivamente e geralmente encontrada em áreas perturbadas.

O ponto 1 se destacou dos demais quanto à riqueza de espécies (17). Os pontos P3 e P4 apresentaram 13 espécies cada e no ponto P7 observou-se 12 espécies. Nos pontos 6 e 8 verificou-se ausência de macrófitas aquáticas nas três coletas (Figura 4a).

A partir da análise dos resultados de frequência das macrófitas aquáticas nos três períodos de amostragem, verificou-se que janeiro de 2009 apresentou maior riqueza de espécies em todos os pontos de coletas, enquanto que nos demais períodos foi observado ausência total de macrófitas em quatro pontos (Figura 4b).

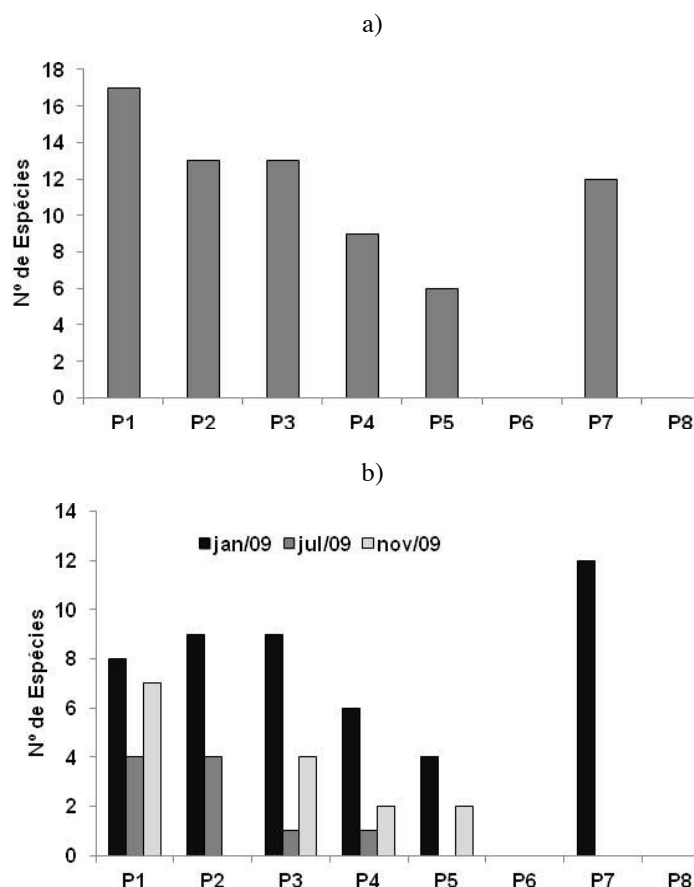


Figura 4: (a) Riqueza de macrófitas aquáticas nos 8 pontos amostrados e (b) riqueza de espécies de macrófitas aquáticas nos 8 pontos durante os três períodos de coleta.

Segundo Macedo (2011) os pontos localizados no corpo central do reservatório (1, 2 e 3), apresentam maiores concentrações de sólidos totais, material em suspensão total e condutividade elétrica e nestes pontos foram observadas a maioria das espécies da família Cyperaceae. Já os pontos 4, 5 e 7 no braço secundário, apresentaram os maiores valores para clorofila *a*, e foi observada a presença de espécies como *Habenaria johannensis*, *Ludwigia peruviana*, entre outras. Porém, tanto no corpo central quanto no braço secundário, ocorreram em comum as espécies *Eichhornia crassipes* e *Eichhornia azurea*.

Bini et al. (1999) e Viana (2005) atribuíram à associação de *Polygonum hydropiperoides* a altas concentrações de nutrientes (fósforo total) e condutividade elétrica. No reservatório Paiva Castro as espécies *Polygonum hydropiperoides* e *Polygonum punctatum* foram encontradas no ponto 1 (localizado próximo ao rio Juqueri), apresentando este as maiores concentrações de nutrientes (MACEDO, 2011) e maior representatividade de espécies.

Apesar de não ter sido efetuado estudos específicos de biomassa, em todas as visitas sempre foi possível observar pequenos bancos de macrófitas aquáticas. A única porção do reservatório com área de cobertura mais expressiva foi o ponto 1.

Em suma, o reservatório Paiva Castro possui alta riqueza de macrófitas aquáticas, porém com bancos diminutos na maior parte do reservatório. Há maior abundância dessas plantas somente próximo a regiões com intervenções antrópicas. Pode-se inferir que a heterogeneidade temporal das macrófitas aquáticas está condicionada ao ciclo sazonal do sistema, tendo maior riqueza de espécies no período de cheia.

AGRADECIMENTOS

Aos especialistas pela confirmação das identificações taxonômicas das respectivas famílias ou gêneros: Drs. Ana Odete Santos Vieira (Onagraceae), Aparecida Donisete de Faria (Eleocharis) Efígenia Melo (Polygonaceae), Jefferson Prado (Salviniaceae) e Sonia Marisa Hefler (Cyperus e Pycnus). A FAPESP (2009/16652-1 e 2006/51705-0) e CNPq (470443/2008-1).

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Sistema Cantareira**. São Paulo: ANA, 2012. (Séries dos hidrológicos). Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sof/Renovacao_Outorga/SeriedeHidrologicos-SistemaCantareira-2004-2012-SABESP.xlsx>. Acesso em : 14 nov. 2014.
- ARBER, A. **Water plants: a study of aquatic angiosperms**. Cambridge: Cambridge University Press, 1920.
- BARROSO, G. M. **Sistemática das angiospermas do Brasil**. 2. ed. Viçosa: UFV, 2002. v. 1, 309 p.
- BARROSO, G. M.; PEIXOTO, A. L.; ICHASO, C. L. F.; COSTA, C. G.; GUIMARÃES, E. F. **Sistemática de angiospermas do Brasil**, Viçosa: UFV/ Imprensa Universitária, 1991. v. 2 e 3.
- BREMER, B.; BREMER, K.; CHASE, M. W.; FAY, M. F.; REVEAL, J. L.; SOLTIS, D. E.; GRP, A. P. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, n. 2, p. 105-121, Oct. 2009. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1095-8339.2009.00996.x/full>>. Acesso em: 03 nov. 2014.
- BEYRUTH, Z. Macrófitas aquáticas de um lago marginal ao rio Embu-mirim. **Revista Saúde Pública**, São Paulo, v. 26, n. 4, p. 272-282. 1992.
- BINI, L. M.; THOMAZ, S. M.; MURPHY, K.; CAMARGO, A. F. M., Aquatic macrophyte distribution in relation to water and sediment conditions in the Itaipu Reservoir, Brazil. **Hidrobiologia**, v. 415, p. 147-157, 1999.
- BRANDÃO, M.; LACA-BUENDIA, J. P.; GAVILANES, M. L. Plantas palustres e aquáticas que se comportam como invasoras, no estado de Minas Gerais. **Acta botânica brasiliense**, Belo Horizonte, v. 2, n. 1, p. 255-265, set. 1989.
- CAMARGO, A. F. M.; ESTEVES, F. A. Biomass and productivity of aquatic macrophytes in Brazilian lacustrine ecosystems. In: TUNDISI, J. G; BICUDO, C. E. M.; MATSUMURA - TUNDISI, T. (Eds.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995. p. 137-149.
- CARDOSO-SILVA, S. **Metais-traço em sedimentos do reservatório Paiva Castro (Mairiporã- São Paulo): histórico por meio da geocronologia do 210 Pb, biodisponibilidade e uma proposta para a gestão dos recursos hídricos**. 2013. 166 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.
- CARVALHO, F. T., GALO, M. L. B. T., VELINI, E. D.; MARTINS, D. Plantas aquáticas e nível de infestação das espécies presentes no reservatório de Barra Bonita, no rio Tietê. **Planta daninha**, Viçosa-MG, v. 21, n. esp., p. 15-19, mar. 2003.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO - SABESP. Água: nível das represas e situação dos mananciais. São Paulo: SABESP, 2014. Disponível em: <<http://www2.sabesp.com.br/mananciais/DivulgacaoSiteSabesp.aspx>. Nov./2014>. Acesso em: 03 nov. 2014.

COOK, C. D. K. **Aquatic plant book**. The Hague: SPB Academic Publishing, 1996.

DELLELO, D. **Composição e distribuição (Espacial e Temporal) de macrófitas aquáticas no reservatório do Lobo (Broa) Itirapina/ Brotas, SP**. 2008. 135 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

ESTEVES, F. A. (Org.). **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 790 p.

FIDALGO, O.; BONONI, V. R. L. **Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico**. São Paulo: Instituto de Botânica, 1989. 62 p.

FRANÇA, F.; MELO, E.; ARISTÓTELES, G. N.; ARAÚJO, D.; BEZERRA, M. G.; RAMOS, H. M.; CASTRO, I.; GOMES, D. Flora vascular de açudes de uma região do semi-árido da Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasiliense**, Feira de Santana, v. 17, n. 4, p. 549-559, mai. 2003.

GIL, A. S. B.; BOVE, C. P. *Eleocharis* R. Br. (Cyperaceae) no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Biota Neotropica**, Rio de Janeiro, v. 7, n. 1, p. 1-31. 2007.

GIL, A. S. B.; BOVE, C. P. O gênero *Eleocharis* R. Br. (Cyperaceae) nos ecossistemas aquáticos temporários da planície costeira do Estado do Rio de Janeiro. **Arq. Mus. Nac.**, v. 62, p. 131-150, 2004.

HAYNES, R. R. Techniques for collecting aquatic and marsh plants. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 71, p. 229-231, 1984.

HUTCHINSON, G.E. **A treatise on limnology**. Limnological botany. New York: John Wiley & Sons, 1975. v. 3, 660p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico: inventário das formações florestais e campestres: técnicas e manejo de coleções botânicas: procedimentos para mapeamentos**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 272 p. (Série Manuais Técnicos em Geociências, 1). Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>>. Acesso em: 03 nov. 2014.

IRGANG, B. E.; GASTAL JR., C. V. S. **Plantas aquáticas da planície costeira do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Ed. dos autores, 1996.

IRGANG B. E.; PEDRALLI, G.; WAECHTER, J. L. Macrófitas aquáticas da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. **Roesleria**, v. 6, n. 1, p. 935 – 404, 1984.

JUDD, W. S.; CAMPBELL, C. S.; KELLOGG, E. A.; STEVENS P. F.; DONOGHUE, M. J. **Plant systematic: a phylogenetic approach**. 2. ed. Sunderland: Sinauer Associates, 2002. 576 p.

KISSMANN, K. G. **Plantas infestantes e nocivas**. 2. ed. São Paulo: BASF, 1997. Tomo I.

LOLIS, S. D. F. **Macrófitas aquáticas do reservatório Luís Eduardo Magalhães - Lajeado - Tocantins: biomassa, composição da comunidade e riqueza de espécies**. 2008. 93 p. Tese (Doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.

LONGHI-WAGNER, H. M.; BITTRICH, V.; WANDERLEY, M. G.; SHEPHERD, G. J. Poaceae. In: WANDERLEY, M. G.; SHEPHERD, G. J.; GIULIETTI, A. M. (Eds.). **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: FAPESP/HUCITEC, 2001. v. 1.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais**. 2. ed. Nova Odessa: Ed. Plantarum, 2000. 425 p.

MACEDO, C. C. L. **Heterogeneidade espacial e temporal das águas superficial e das macrófitas aquáticas do Reservatório Paiva Castro (Mairiporã – SP- Brasil)**. 2011. 124 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” - UNESP, Sorocaba, 2011.

MARTINS, D.; COSTA, N. V.; TERRA, M. A.; MARCHI, S. R. Caracterização da comunidade de plantas aquáticas de dezoito reservatórios pertencentes a cinco bacias hidrográficas do Estado de São Paulo. **Planta Daninha**, v. 26, p. 17-32, 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-83582008000100003&nrm=iso>. Acesso em: 03 nov. 2014.

- MARTINS, D.; PITELLI, R. A.; TOMAZELLA, M. S.; TANAKA, R. H.; RODRIGUES, A. C. P. Levantamento da infestação de plantas aquáticas em Porto Primavera antes do enchimento final do reservatório. **Planta Daninha**, v. 27, p. 879-886, 2009. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-83582009000500001&nrm=iso >. Acesso em: 03 nov. 2014.
- MATIAS, L. Q.; AMADO, E. R.; NUNES, E. P. Macrófitas aquáticas da Lagoa de Jijoca de Jericoacoara, Ceará, Brasil. **Acta Bot. Bras.**, v. 17, n. 4, p. 623-631, 2003.
- MENEZES, C. F. S. **Biomassa e produção primária de três espécies de macrófitas aquáticas da represa do lobo (Broa), SP**. 1984. 253 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1984.
- MOURA JÚNIOR, E. G.; ABREU, M. C.; SEVERI, W. LIRA, G. A. S.T. O gradiente rio-barragem do reservatório de Sobradinho afeta a composição florística, riqueza e formas biológicas das macrófitas aquáticas? **Rodriguésia**, v. 62, n. 4, p. 731-742, 2011.
- PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas: técnicas e métodos de estudos. **Est. Biol.**, v. 26, p. 5-24, 1990.
- PEDRALLI, G.; TEIXEIRA, M. C. B. Macrófitas aquáticas como agentes filtradores de materiais particulados, sedimentos e nutrientes. In: RAOUL, H. **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: RiMa., 2003. p. 177-183.
- PEDRALLI, G.; MEYER, S. T.; TEIXEIRA, M. C.; STEHMANN, J. R. Levantamento das macrófitas aquáticas e da mata ciliar do reservatório de Volta Grande, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia. Série Botânica**, Porto Alegre, n. 43, p. 29-40, jun.1993a.
- PEDRALLI, G.; STEHMANN, J. R.; TEIXEIRA, M. C.; OLIVEIRA, V. L.; MEYER, S. T. Levantamento da vegetação aquática (macrófitos) na área da EPDA-Peti, Santa Bárbara, MG. **Iheringia. Série Botânica**, Porto Alegre, n. 43, p. 15-28, jun.1993b.
- PEREIRA, M. C. T. **Distribuição e abundância de macrófitas aquáticas em relação às características limnológicas em cinco áreas da bacia do rio Itanhaém, litoral sul do estado de São Paulo**. 2002. 79 p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho" - UNESP, Rio Claro, 2002.
- PÉREZ, G.R. **Fundamentos de limnologia neotropical**. Medellin: Editora da Universidade de Antioquia, 1992. 529 p.
- POMPÊO, M. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas, **Oecol. Bras.**, v. 12, n. 3, p. 406-424, 2008.
- POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perifíton: aspectos ecológicos e metodológicos**. São Carlos: RiMa, 2003. 130 p.
- POTT, V. J.; BUENO, N. C.; PEREIRA, R. A. C.; DE SALIS, S. M.; VIEIRA, N. L. Distribuição de macrófitas aquáticas numa lagoa na fazenda Nhumirim, Nhecolândia, Pantanal, MS. **Acta Botanica Brasílica**, Pantanal, v. 3, n. 2, p. 153-168, 1989.
- POTT, V. J.; POTT, A. **Plantas aquáticas do Pantanal**. Brasília: Embrapa. 2000.
- RODRIGUES, M. E. F. **Levantamento florístico e distribuição de macrófitas aquáticas na Represa Guarapiranga, São Paulo, Brasil**. 2011. 217 p. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.
- SCREMIN-DIAS, E.; POTT, V. J.; DA HORA, R. C.; SOUZA, P. R. **Nos jardins submersos da Bodoquena**. Campo Grande: Editora da UFMS, 1999. 160 p.
- SMITH, A. L.; PRYER, K. M.; SCHUETTPELZ, E.; KORALL, P. S., H. ; WOLF, P. G. A classification for extant ferns **Táxon: International Bureau for Plant Taxonomy and Nomenclature**, v. 55, n. 3, p. 705-731, 2006.
- SOLTIS, D. E.; SOLTIS, P. S.; ENDRESS, M. W. **Phylogeny and evolution of Angiosperms**. Sunderland: Sinauer Associates, 2005. 370 p.
- SOUZA, V. C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II**. Nova Odessa: Ed. Plantarum, 2005. 640 p.

TANAKA, R. H.; CARDOSO, L. R.; MARTINS, D.; MARCONDES, D. A. S.; MUSTAFÁ, A. L. Ocorrência de plantas aquáticas nos reservatórios da Companhia Energética de São Paulo. **Planta Daninha**, v. 20, p. 101-111, 2002. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-83582002000400012&nrm=iso>. Acesso em: 03 nov. 2014.

TAVARES, K. S. **A comunidade de macrófitas aquáticas em reservatórios do Médio e Baixo Tiete (SP) e em lagoas da Bacia do Médio Rio Doce (MG)**. 2003. 123p. Dissertação (Mestrado) - Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2003.

TAVARES, K. S.; ROCHA, O.; ESPINDOLA, E. L. G.; DORNFELD, C. B. **Composição taxonômica de macrófitas aquáticas do reservatório Salto Grande (Americana, SP): caracterização Impactos e Propostas de Manejo**. São Carlos: RiMa, 2004.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. **A Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidos no Brasil**. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Maringá: Eduem, 2003. p. 19-35.

THOMAZ, S. M.; ESTEVES, F. A. Comunidades de macrófitas aquáticas. In: ESTEVES, F. A. (Org.). **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 790 p.

VIANA, S. M. **Riqueza e distribuição de macrófitas aquáticas no rio Monjolinho e tributários (São Carlos, SP) e análise de sua relação com variáveis físicas e químicas**. 2005. 135 p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

VIANA, S. M.; LUVIZOTTO-SANTOS, R.; MONTAGNOLLI, W.; ESPINDOLA, E. L.G. Macrófitas aquáticas do rio Itaqueri, Itirapina, SP. **Arquivo do Instituto Biológico**, v. 71, n. supl., p. res.176, 2004. (CD-ROM).

WANDERLEY, M. G. L.; SHEPHERD, G. J.; GIULLIETTI, A. M. **Flora fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: FAPESP/HUCITEC, 2002. v. 2.

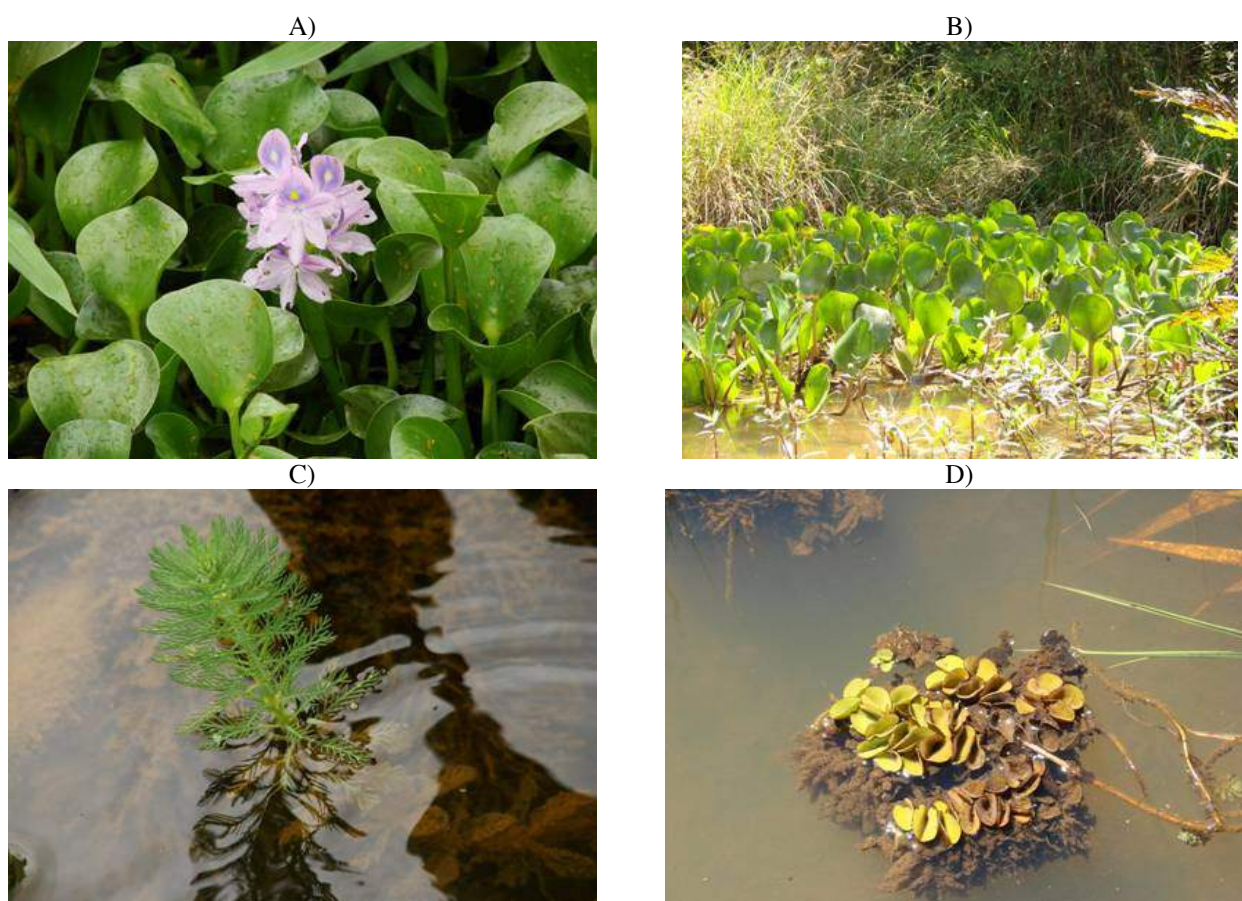
WANDERLEY, M. G. L.; SHEPHERD, G. J.; MELHEM, T. S.; GIULLIETTI, A. M. **Flora fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: FAPESP/RiMa. 2003. v. 3.

WANDERLEY, M. G. L.; SHEPHERD, G. J.; MELHEM, T. S.; GIULLIETTI, A. M. **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: FAPESP/RiMa, 2005. v. 4.

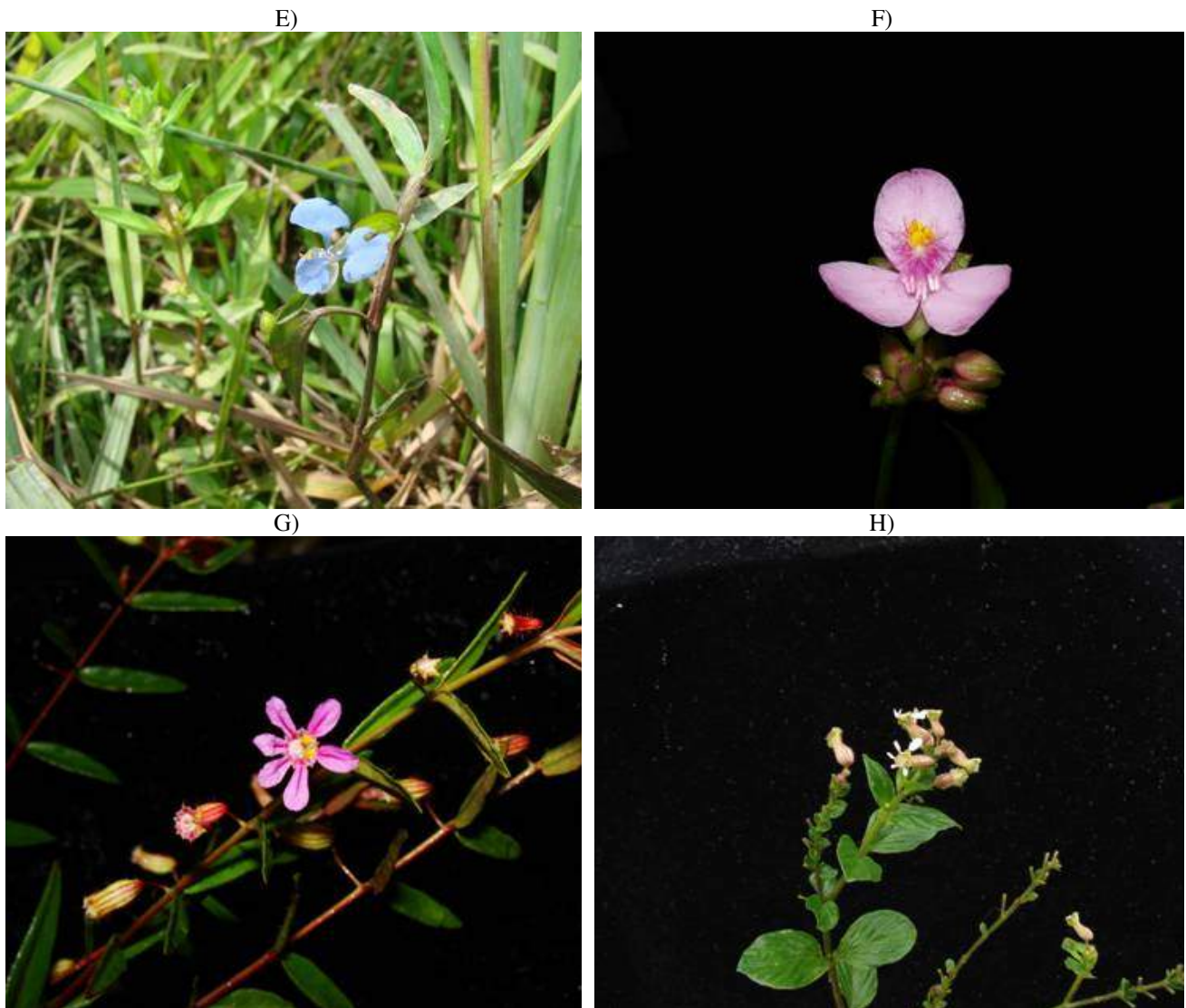
WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analyses**. 3. rd. New York: Springer, 2000. 429 p. Disponível em: <<http://www.loc.gov/catdir/enhancements/fy0816/99042459-d.html>><http://www.loc.gov/catdir/enhancements/fy0816/99042459-t.html>>. Acesso em: 03 nov. 2014.

WETZEL, R. G. **Limnologia**. Barcelona: Ediciones Omega, 1981. 679 p.

WHATELY, M.; CUNHA, P. **Cantareira 2006: um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo - SP: Resultados do Diagnóstico Socioambiental Participativo do Sistema Cantareira**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2007. 68 p. Disponível em: <http://www.socioambiental.org/banco_imagens/pdfs/10289.pdf>. Acesso em: 01 out. 2014.



Figuras: (A) *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, (B) banco de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, (C) *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verda, (D) *Salvinia auriculata* Aubl. (Fotos: grupos de estudo Lablimno – USP – Universidade de São Paulo).



Figuras: **(E)** *Commelina erecta* L., **(F)** *Tripogandra diuretica* (Mart.) Handlos, **(G)** *Cuphea ingrata* Cham., **(H)** *Cuphea polymorpha* A.St.- Hil. & Schltldl.



Figuras: **(I)** *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchc., **(J)** *Pontederia cordata* L., **(L)** *Hedychium coronarium* J. König.



Figuras: (M) *Habenaria johannensis* Barb.Rodr., (N) *Eichhornia azurea* (SW.) Kunth, (O) banco e exemplar de *Eichhornia azurea* (SW.) Kunth.

CAPÍTULO 19

APLICAÇÕES DE SULFATO DE COBRE NO RESERVATÓRIO GUARAPIRANGA, SP: DISTRIBUIÇÃO NO MEIO E EFEITOS SOBRE A COMUNIDADE PLANCTÔNICA

Frederico G. de Souza Beghelli¹, André Henrique Rosa¹, Paula Yuri Nishimura², Patrícia do Amaral Meirinho², Bruna F. Leonardi¹, Fábio Sicca Guiduce¹, Julio Cesar Lopez-Doval², Marcelo Pompêo² & Viviane Moschini-Carlos¹

1 - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Sorocaba, Sorocaba, Brasil. 2- Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.
E-mail: fred_sb@hotmail.com

RESUMO

Dentre os problemas reportados para a manutenção da qualidade de ambientes aquáticos e da água para abastecimento, a eutrofização artificial é um dos mais recorrentes e preocupantes devido a múltiplos fatores, inclusive pelo risco de proliferação de cianobactérias produtoras de toxinas. Uma prática comum de manejo para se evitar o crescimento descontrolado do fitoplâncton é a utilização de algicidas, dentre outros o sulfato de cobre. Tais aplicações são recorrentes em reservatórios paulistas, dentre os quais o reservatório Guarapiranga com potenciais efeitos adversos como contaminação dos sedimentos, águas e biota e alterações nas comunidades. O presente estudo verificou a distribuição do cobre nas águas e sedimentos do reservatório Guarapiranga e sua interação com variáveis físico-químicas e comunidades planctônicas. Foram detectados valores elevados de cobre nas águas e nos sedimentos com uma distribuição espacial marcada. Além disso, foram observados efeitos adversos sobre as comunidades zooplancônica e fitoplanctônica com alterações em sua estrutura e composição. Recomenda-se o estudo de formas alternativas de se combater o crescimento do fitoplâncton no reservatório e, principalmente, a tomada de medidas que atuem na redução das causas da eutrofização.

1 INTRODUÇÃO

Como ambientes artificiais, os reservatórios exibem características próprias a sua condição que pode ser teoricamente definida como intermediária a de rios – que é a original – e a de lagos. Esta situação pode resultar na compartimentalização do reservatório que, a princípio, pode ser dividido em duas ou três zonas, conforme influências a montante, ocorrendo a progressiva alteração de condições de um ambiente lótico para lêntico, exibindo um gradiente na turbulência, taxa de sedimentação, extensão da zona eufótica, oxigenação – especialmente do fundo – composição dos sedimentos e concentração de nutrientes (THORNTON et al., 1982; KARMAKAR et al., 2011).

Dado as interações entre a biota e os fatores abióticos no ambiente, as diferentes comunidades respondem a estes gradientes frequentemente exibindo estrutura e composição características de cada compartimento (VANÍČKOVÁ et al. 2010; RYCHTECKY; ZNACHOR, 2011; BEGHELLI et al., 2012; 2014a). Mas a situação real torna-se mais complexa, pois este gradiente pode ser alterado de forma mais ou menos permanente quando o reservatório é receptor de múltiplos rios e córregos ou ainda de outros reservatórios. Além disso, é de grande importância a operação da barragem que controla não somente o fluxo dentro do reservatório, mas também a altura da tomada de água na zona mais a jusante (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; RIGOSI; RUESA, 2012; SMOLAR-ZVANUT; MIKOS, 2014).

Um dos principais problemas relatados no Brasil e no mundo em ambientes aquáticos continentais é a eutrofização acelerada das águas, especialmente em reservatórios, que ocorre devido a uma somatória de fatores sendo os principais a entrada de fertilizantes utilizados em culturas ao longo das bacias hidrográficas, o enriquecimento orgânico por material lixiviado de áreas de pastagem e o despejo de efluentes domésticos e industriais, ricos em nitrogênio e fósforo.

Este aporte excessivo de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, leva a um rápido aumento na abundância do fitoplâncton reduzindo a penetração da luz na coluna da água e promovendo a morte dos organismos mais sensíveis (CORRELL, 1998; DANIEL, SHARPLEY; LEMUNYON, 1998; FONTANA et al., 2014; QUIRÓS et al., 2006; KHAN et al., 2014).

O processo gera duas consequências imediatas: a alteração da comunidade fitoplanctônica que passa a ser dominada por espécies mais resistentes e com vantagens adaptativas sob tais condições (O'NEIL et al., 2012; PADISÁK; REYNOLDS, 1998) e o acúmulo de matéria orgânica – proveniente da morte deste grande número de algas (ZIMMERMAN; CANUEL, 2000).

A maior disponibilidade de matéria morta favorece a rápida proliferação de bactérias aeróbicas que acabam por consumir grande quantidade de oxigênio, provocando a depleção do gás. Como consequência, pode ocorrer grande mortalidade de organismos aeróbios, como peixes (ESCOBAR et al., 2013), além da produção de mau cheiro resultante das atividades de decomposição anaeróbia (MÜEZZINOĞLU et al., 2000) bem como a possibilidade de produção de gosto ruim na água como consequência da produção de compostos orgânicos como geosmina e 2-metilisoborneol produzidos por diferentes grupos de organismos associados às condições de eutrofização (PARINET; RODRIGUEZ; SÉRODES, 2010). Outra consequência de grande relevância é a proliferação de cianobactérias potencialmente tóxicas (CODD, 2000).

Diante dos prejuízos ecológicos, sociais e econômicos que a eutrofização pode acarretar (PRETTY et al., 2003), órgãos ambientais e as empresas distribuidoras de água trabalham monitorando as concentrações de clorofila-a nas águas e muitas vezes utilizam algicidas para controlar a proliferação do fitoplâncton (CETESB, 2011; 2012), largamente ainda em uso no Brasil. No país é comum a aplicação de sulfato de cobre pentahidratado por ser de baixo custo e apresentar rápida resposta. Porém, o Cu é um elemento essencial aos seres vivos em baixas concentrações, mas que tende a provocar danos em concentrações elevadas (WHO, 2004).

Aplicações periódicas podem gerar uma série de efeitos adversos tais como acúmulo de grandes concentrações nos sedimentos (ARSLAN et al., 2010) com potencial de contaminação das águas (ATKINSON; JOLLEY; SIMPSON, 2007), alteração na composição e abundância de diferentes comunidades (HAVENS, 1994; LE JEUNE et al., 2006; SANTORO et al., 2009) e bioacumulação (CHIBA et al., 2011; YOUSAFZAI et al., 2011).

As aplicações tendem a se tornar pouco efetivas ao longo do tempo devido às alterações provocadas na estrutura das comunidades fitoplanctônicas e seleção artificial de cianobactérias resistentes ao tratamento, implicando na necessidade de concentrações cada vez maiores para um tratamento progressivamente menos eficaz (GARCÍA-VILLADA et al., 2004).

Em relação à ingestão por humanos, o limite para Cu dissolvido é de $0,009 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para corpos d'água classes I e II e de $0,013$ para classe III (Resolução CONAMA 357/2005). A Organização Mundial de Saúde (OMS) e o Ministério da Saúde (Portaria MS nº 2914/11) não recomendam ingestão de água com concentrações superiores a $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ observado o limite máximo de $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ por dia (WHO, 2004). Ainda segundo a OMS, dentre os efeitos agudos observados estão principalmente problemas gastrintestinais como náuseas, vômitos e diarreia, mas em casos mais graves, hematúria, hemólise intravascular, metahemoglobina, toxicidade hepatocelular, insuficiência renal e oligúria. Porém, estudos mais recentes têm demonstrado maior preocupação com a ingestão de Cu e seus efeitos crônicos relacionando-a ao mal de Alzheimer (BREWER, 2012) e outras disfunções neurológicas. Desta forma, Pal et al. (2014) recomenda rever os níveis de segurança para valores substancialmente inferiores a $0,17 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Diante do exposto, foram objetivos deste trabalho: determinar as concentrações de Cu dissolvido ou aderido a material particulado em suspensão e sedimento bem como verificar sua distribuição na represa de Guarapiranga (Estado de São Paulo) e sua interação com variáveis físico-químicas. Procurou-se também verificar relações entre as concentrações de Cu e a estrutura das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica.

2 ÁREA DE ESTUDO

2.1 RELEVÂNCIA E CONTEXTO REGIONAL

A Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) é a região metropolitana mais populosa do Brasil (e da América do Sul) com população superior a 19,6 milhões de habitantes, 99% deles vivendo em área urbana ou urbanizada, conforme Censo do ano de 2010 (IBGE, 2010). Está inserida quase na sua totalidade em uma das bacias com menor disponibilidade hídrica por habitante do país, a bacia do Alto Tietê necessitando, portanto, transpor água de outras bacias como a dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (WHATELY; DINIZ, 2007).

Um fator agravante na região é a intensa poluição de seus corpos d'água e mananciais como os rios Tietê (MORTATTI et al., 2013), Pinheiros (ROCHA et al., 2011), Rio Grande (FURLAN, 2013), represas Guarapiranga (FONTANA et al., 2014; POMPEO et al., 2013) e Billings (MOSCHINI-CARLOS et al., 2009).

A Represa de Guarapiranga teve sua construção iniciada em 1906 visando à produção de energia elétrica e regularização da vazão do rio Tietê, além de atividades de recreação. Em 1929 foi inaugurada a primeira adutora na represa que passou a ser a principal fornecedora de água para abastecimento da cidade de São Paulo. Diante de sucessivos episódios de escassez hídrica ela passou a receber água do rio Capivari-Monos em 1963 e em 2000 foi implantado o sistema de transferência das águas do braço Taquaquecetuba, da represa Billings, para a Guarapiranga.

Atualmente o sistema Guarapiranga-Taquaquecetuba é o segundo maior fornecedor de águas para a RMSP com produção média de $14 \text{ m}^3/\text{s}$. A represa ocupa uma área intensamente urbanizada de 630 km^2 sendo responsável pelo abastecimento de cerca de 20% da população da RMSP, o que corresponde a 3,7 milhões de pessoas (SABESP, 2008).

2.2 O USO DE SULFATO DE COBRE NO RESERVATÓRIO GUARAPIRANGA

De acordo com dados da SABESP, publicados pela CETESB (2007; 2008; 2009; 2011; 2012), a represa de Guarapiranga é o manancial paulista que mais recebeu aplicação de algicidas ao longo dos anos. Entre os anos 2010 e 2011, houve aumento de aproximadamente 22 toneladas por

ano nas aplicações de sulfato de cobre (Figura 1). Não houve a publicação destes valores nos relatórios referentes aos anos de 2009, 2012 e 2013.

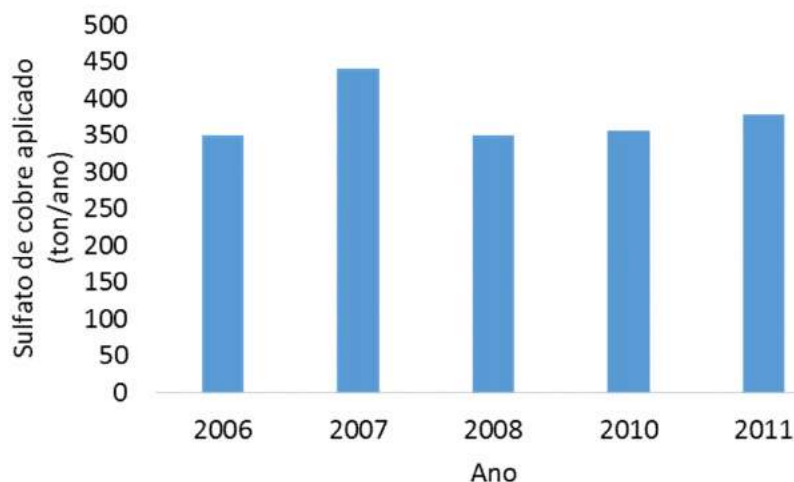


Figura 1: Quantidade de sulfato de cobre aplicado por ano no reservatório de Guarapiranga, SP. Valores estimados a partir dos gráficos publicados em CETESB (2007; 2008; 2009; 2010; 2011).

Observa-se que a despeito de tais aplicações, não há qualquer indicativo de melhora na qualidade das águas da Guarapiranga, tendo ocorrido, inclusive a piora em todos os índices ao longo dos anos. Considerando-se o índice de preservação da vida aquática - IVA, utilizado pela CETESB e que inclui além do estado trófico, a concentração de substâncias tóxicas - cobre, zinco, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, cádmio e surfactantes – e variáveis chamadas como essenciais como pH, oxigênio dissolvido e toxicidade, a qualidade variou de regular a péssima (CETESB, 2013).

A CETESB (2013) tem registrado sedimentos com qualidade “péssima” na represa Guarapiranga, onde as concentrações de Cu encontram-se acima dos valores de PEL – “probable effect level” – faixa de concentração em que há grande probabilidade - em geral, acima de 50% - de efeitos tóxicos sobre os organismos (CEQG, 2001). Pompêo et al. (2013) obtiveram valores muito acima de PEL para o sedimento da Guarapiranga corroborando com os dados da CETESB.

3 MATERIAL E MÉTODOS

Amostras para análises de Cu na água e nos sedimentos bem como leituras *in situ* foram realizadas em outubro de 2010 ao longo do reservatório Guarapiranga em nove pontos amostrais. Para comparação com dados biológicos, os pontos utilizados foram os mesmos utilizados no trabalho de Nishimura et al. (2014): EG1, EG2 e EG3 próximos à entrada do rio Embu-Guaçu; P1 e P3 próximos a entrada do rio Parelheiros; EM próximo a entrada do rio Embu-Mirim; C1 e C2 correspondendo ao corpo central do reservatório e o ponto B, mais próximo a barragem (Figura 2).

Foram realizadas leituras *in situ* das seguintes variáveis: oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica, com sonda YSI modelo 556. As medidas foram tomadas a cada 50 cm. As médias por ponto foram utilizadas nas análises.

Amostras integradas da coluna d’água foram coletadas utilizando-se um tubo de PVC com 3 m x 0,72 cm. A determinação das formas particulada (Cu_{pag}) e dissolvida (Cu_{dag}) de Cu na água deu-se por meio de filtração através de membrana de acetato de celulose com 0,2 μm de abertura de poro. A digestão ácida para liberação dos metais das amostras de água foi realizada conforme metodologia descrita em APHA (2005).

Com relação ao Cu do sedimento (Cu_{sed}), foram coletadas amostras com uma draga do tipo Ekman de 225 cm², e uma alíquota da parte central foi retirada para as análises. As amostras foram secas em estufa a 40 °C e maceradas. A digestão ácida foi realizada conforme metodologia 3050B

descrita em US-EPA (1996). As leituras foram realizadas em aparelho de ICP-OES (Agilent Technologies 700).

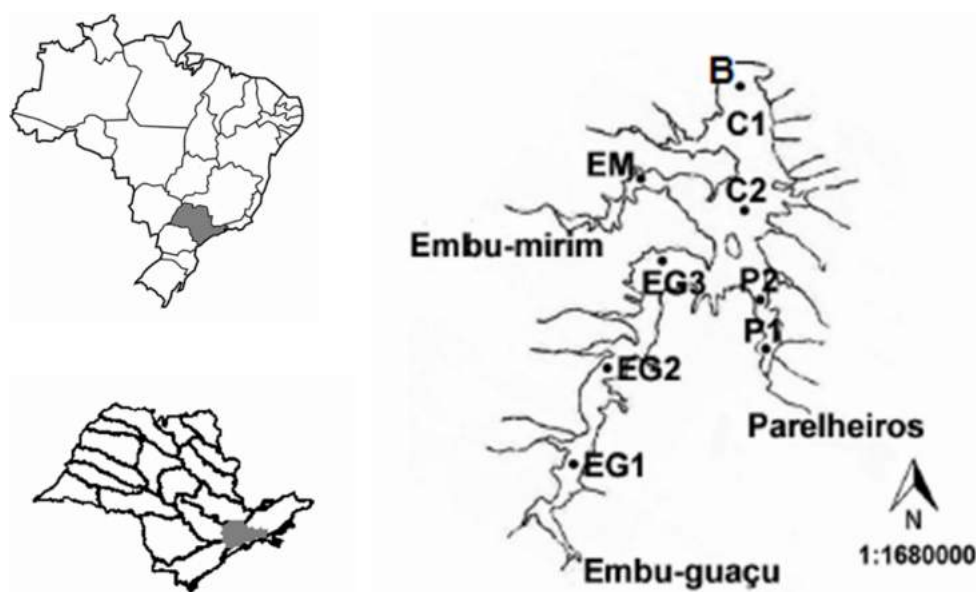


Figura 2: Mapas destacando o Estado de São Paulo a bacia hidrográfica, a qual pertence a represa de Guarapiranga. Na esquerda, mapa da represa com os pontos amostrados, baseado no mapa de Nishimura et al. (2014).

Dados de abundância, abundância relativa, riqueza de espécies e dominância em relação às comunidades zooplânctônica e fitoplânctônica foram obtidos a partir dos dados publicados por Nishimura et al. (2014).

Foram realizadas análises de cluster pelo método de Ward a partir de matrizes de dados abióticos padronizados em escores z e dados bióticos de abundância relativa por espécie de forma a se obterem três dendrogramas: um referente às variáveis abióticas - pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, Cu dissolvido, Cu particulado na água e Cu total do sedimento - um ao zooplâncton e outro ao fitoplâncton. A partir destes dendrogramas foram determinados os grupos mínimos a serem considerados para análises de efeito do Cu sobre as comunidades e entre o metal e variáveis físico-químicas correlacionadas.

A partir de uma matriz de dados abióticos padronizados por meio de escores z por variável, foram realizadas análises de variância (ANOVA) considerando-se os grupos obtidos pela análise de cluster.

A seguir foram realizadas análises de variância (ANOVA) fatorial para verificar a ocorrência de diferenças entre os dois grupos, um a “montante” e outro a “jusante”, em relação às variáveis abióticas. Uma segunda ANOVA, desta vez com design em bloco, foi realizada para testar as relações entre as variáveis preditoras pH, oxigênio dissolvido e profundidade, em função das concentrações de Cu na água e nos sedimentos. Posteriormente foram realizadas análises de regressão linear entre as formas de Cu e as variáveis significativas da análise anterior com o objetivo de identificar como se dão tais relações (LOGAN, 2010).

Com relação ao componente biótico foram calculadas as abundâncias relativas por ponto amostral além de riqueza (número de espécies), dominância de Simpson e densidade de organismos. Com os dados de abundância relativa, foram realizadas análises de componentes principais – uma em relação ao fitoplâncton e outra em relação ao zooplâncton - considerando-se todos os táxons identificados a fim de se obterem as espécies distintivas dos grupos obtidos na análise de cluster.

Foram então verificadas as relações entre as variáveis biológicas e as diferentes formas de Cu no ambiente bem como inter-relações entre as variáveis biológicas por meio de *dotplots*. A partir desta análise prévia, foram realizadas as seguintes análises: ANOVA em bloco quando havia uma

relação não contínua entre as variáveis, mas que demonstrava a distinção entre os dois grupos e análises de regressão linear quando a relação observada era linear.

Os seguintes softwares foram utilizados para as análises: PAST 2.17c, 2013 (HAMMER et al., 2001), R (R CORE TEAM, 2013) e Excel 2013 (MICROSOFT CORPORATION).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Considerando-se a distribuição das diferentes formas de Cu no reservatório e as variáveis físicas e químicas que podem influenciar sua disponibilidade, observa-se que, pelo menos dois grupos são fortemente distintos. Estes grupos correspondem, aproximadamente, à divisão espacial do reservatório em um ambiente mais a montante, representado pelo (EG1, EG2, EG3, P1 e P2), com características mais lóticicas, por estar sob maior influência de rios, e um ambiente mais a jusante, com características mais lênticas (EM, C1, C2 e B) (Figura 3, Abiótico), localizados mais próximos à barragem.

Esta distinção parece se refletir na composição da comunidade zooplancônica onde há ainda a distinção entre as áreas de maior influência de cada rio formador, sendo visível um segundo nível de distinção entre pontos sob influência do rio Embu-Guaçu (EG1, EG2 e EG3) e do córrego Parelheiros (P1 e P2) bem como entre os pontos mais centrais da represa (C1, C2 e B) e o ponto sob influência do rio Embu-Mirim (Figura 3, Zooplâncton).

Já com relação ao fitoplâncton, este mesmo padrão não é observado com exceção do agrupamento entre EG1 e EG2 recorrente nos três dendrogramas indicando a situação particular destes dois pontos (Figura 3, Fitoplâncton).

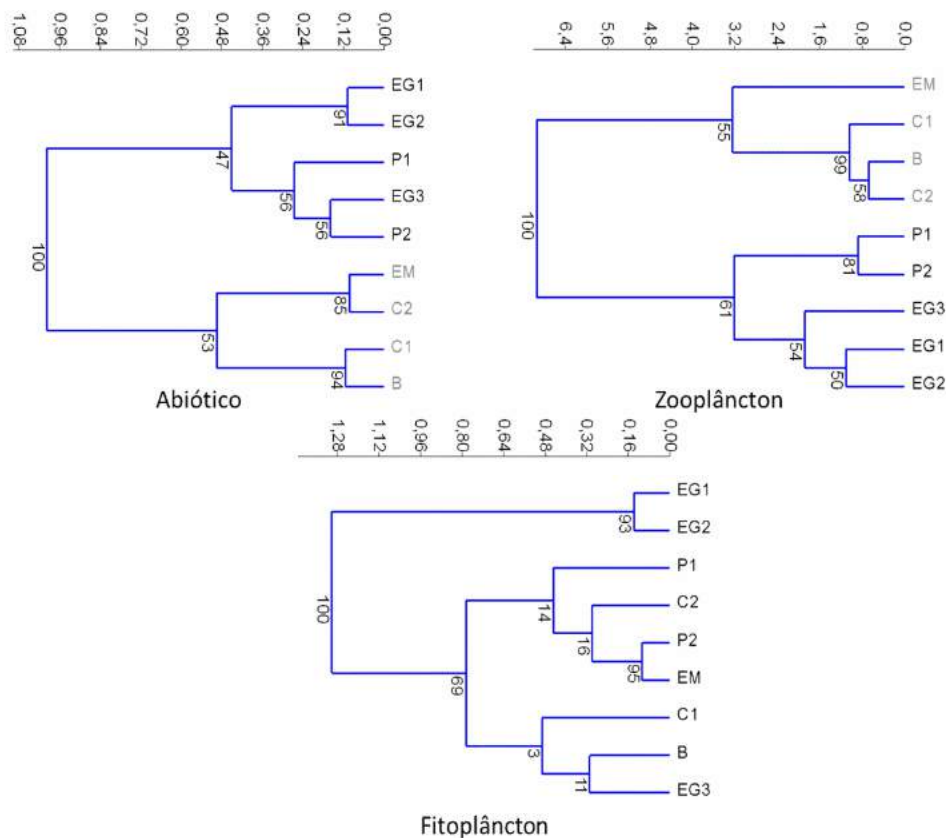


Figura 3: Análises de cluster a partir de dados abióticos padronizados (Cu na água e no sedimento, oxigênio dissolvido, pH e profundidade) e a partir da abundância relativa das diferentes espécies de zooplâncton e fitoplâncton, baseado em Nishimura et al. (2014).

Considerando-se as variáveis oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, extensão da zona eufótica, diferentes formas de nitrogênio e fósforo, Nishimura et al. (2014) delimitaram três grupos distintos ao invés de dois. A principal diferença entre os trabalhos consiste no fato de que o presente visa compreender a distribuição do Cu e sua influência sobre as comunidades de forma que o conjunto de dados abióticos é diferente: no presente estudo foram incluídas as concentrações de Cu na água e nos sedimentos e profundidade não consideradas no estudo de Nishimura. Porém, não foram consideradas variáveis relacionadas a eutrofização e produtividade como nitrogênio, fósforo e clorofila-a.

Com relação à caracterização abiótica, a região denominada aqui como “montante” (EG1, EG2, EG3, P1 e P2) em comparação com a região “jusante” apresentou valores significativamente menores para Cu particulado na água (Cu_{pag} , $p=0,029$) e no sedimento (Cu_{sed} , $p=7,27 \times 10^{-5}$) além de pH ($p=0,004$), oxigênio dissolvido ($p=0,049$) e profundidade ($p=0,046$). Não foi observada diferença significativa em relação ao Cu dissolvido (Cu_{dag} , $p=0,138$).

Apenas um ponto amostral (EG3, grupo “montante” $Cu_{dag} = 0,005\text{mg/L}$) teve concentrações de Cu dissolvido condizentes com os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005 para corpos d’água classes I e II. Os demais pontos apresentaram concentrações superiores, sendo que o ponto EM possui concentrações acima da estabelecida para classe III, que prevê a necessidade de tratamento avançado das águas em classes inferiores a II para distribuição à população e a destinação das águas das classes III e IV apenas para navegação e harmonia paisagística (Figura 4).

Por outro lado, os valores encontram-se ainda abaixo do limite de 2 mg/L determinado pelo Ministério da Saúde para água potável (portaria MS 2914/11), ressaltando-se, porém, a necessidade de se rever este limite de forma que os valores registrados na região a montante estão acima do que poderia ser considerado seguro à saúde humana considerando-se efeitos crônicos e associações com distúrbios neurológicos (PAL et al., 2014).

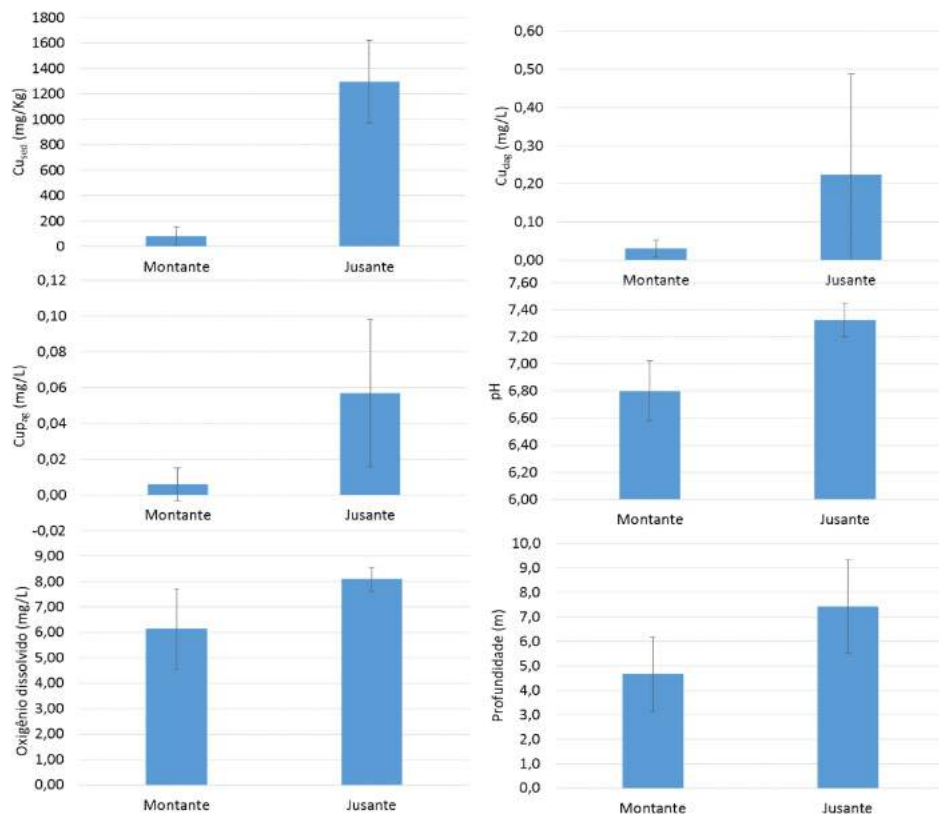


Figura 4: Médias e desvios-padrão das variáveis abióticas considerando-se as regiões “montante” e “jusante” determinadas por análise de cluster.

Considerando-se a variação dos fatores abióticos nos grupos a “montante” e a “jusante”, foram observadas relações significativas entre as formas de Cu particulado e dissolvido na água, mas não com o Cu do sedimento (Tabela 1). A ausência de relação com o Cu do sedimento, provavelmente é reflexo dos seguintes fatores: fluxo d’água, diferenças nas condições que favorecem a sedimentação e acúmulo histórico nos sedimentos frente às condições mais efêmeras das águas. Assim, as concentrações de Cu no sedimento não refletem diretamente nas concentrações da água, mas tornam-se importantes indicadores históricos e de contaminação potencial (VAROL; ŞEN, 2012).

As formas particulada e acumulada nos sedimentos relacionaram-se às variações de pH. Por outro lado, apenas as concentrações de Cu nos sedimentos exibiram correlação com a profundidade e oxigênio (Tabela 1). Estes fatores são geralmente reconhecidos como determinantes da distribuição do Cu no meio (BECK; SAÑUDO-WILHELMY, 2007; MUÑOZ et al., 2012), mas os padrões desta influência no meio ainda não são claros. Erickson et al. (1996) observaram um padrão que corrobora com nossas observações para pH: a pH variando entre 6,53 a 7,40 há um acréscimo nas espécies orgânicas e complexos inorgânicos com o aumento do pH, o que justificaria as relações positivas observadas entre as frações Cu_{sed} e Cu_{pag} havendo consequentemente efeito do pH sobre a toxicidade do Cu.

Já com relação ao oxigênio, Muñoz et al. (2012) destacam a importância da complexação com óxidos na sedimentação do Cu e outros metais sendo, portanto, a oxigenação um fator determinante das concentrações de Cu nos sedimentos.

Regressões lineares puderam ser obtidas a partir das relações entre Cu no sedimento e pH (modelo exponencial, $R^2 = 0,80$) ou profundidade (modelo linear, $R^2 = 0,63$) (Figura 5).

Tabela 1: valores p para ANOVA em bloco considerando-se a distribuição das variáveis Cu dissolvido (Cu_{dag}), Cu particulado em suspensão (Cu_{pag}), Cu total nos sedimentos (Cu_{sed}), oxigênio dissolvido (OD), pH e profundidade (Prof) dentro dos grupos “montante” e “jusante”. Os valores destacados indicam relação significativa ($\alpha = 0,05$).

	Cu_{dag}	Cu_{pag}	Cu_{sed}
Cu_{dag}	---	---	---
Cu_{pag}	<u>< 0,01</u>	---	---
Cu_{sed}	0,75	0,46	---
OD	0,33	0,15	<u>< 0,01</u>
pH	0,14	<u>0,03</u>	<u>< 0,01</u>
Prof	0,75	0,46	<u>< 0,01</u>

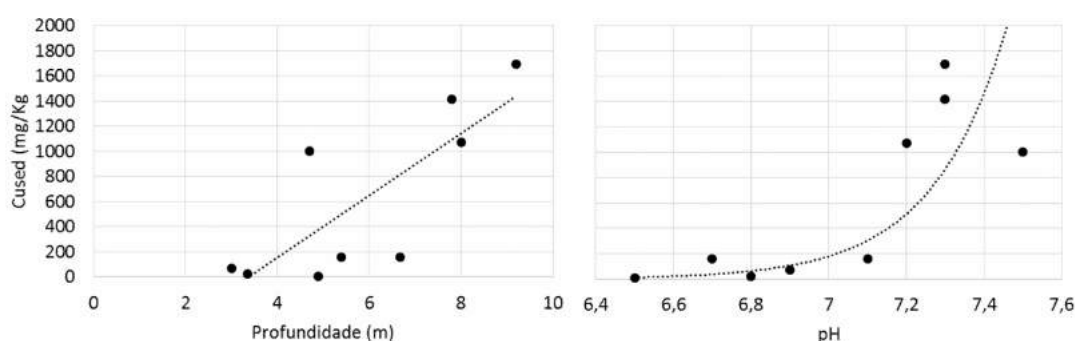


Figura 5: Regressões lineares mostrando as relações do Cu_{sed} com variações de profundidade e pH.

Estas relações sugerem alguns fatores responsáveis pelo acúmulo de Cu nos sedimentos e no material particulado, de forma que condições opostas poderiam contribuir para a ressuspensão do metal que se tornaria mais disponível a valores menores de pH e OD. Tal hipótese corrobora com resultados já documentados em outros trabalhos onde foi registrado um incremento na liberação de

Cu para a coluna d'água em resposta a redução destas variáveis (WEN; ALEN, 1999; ATKINSON; JOLLEY; SIMPSON, 2007).

Além disso, outras variáveis não abordadas neste estudo tendem a afetar a distribuição do Cu e outros metais no meio, conforme registrado nos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro por Da Silva (2013), sendo que o menor tamanho das partículas bem como maiores teores de matéria orgânica favorecem o acúmulo de Cu nos sedimentos (BEGHELLI et al., 2014b).

Apesar de não terem sido abordadas diretamente, tais relações auxiliam a compreender a correlação observada entre Cu nos sedimentos e profundidade dado a tendência de acúmulo de partículas finas e matéria orgânica onde há menor fluxo de água. Ademais, a sazonalidade deve ser considerada, pois foram observadas, anteriormente, alterações significativas em variáveis relacionadas à distribuição do Cu neste estudo como pH e OD (DA SILVA, 2013).

4.1 INTERAÇÕES COM AS COMUNIDADES PLANCTÔNICAS

4.1.1 Fitoplâncton

Com relação ao fitoplâncton, não foram observadas relações significativas entre a abundância relativa dos principais táxons distintivos dos grupos, densidade, riqueza ou dominância, proporção de grupos funcionais e qualquer uma das três formas do Cu no ambiente, porém, foi observada relação positiva entre a proporção de cianobactérias e o teor de Cu nos sedimentos ($p = 0,0027$; Figura 6).

A relação positiva entre proporção de cianobactérias e teor de Cu nos sedimentos indica que as aplicações de sulfato de cobre para redução das populações de cianobactérias devem ser repensadas.

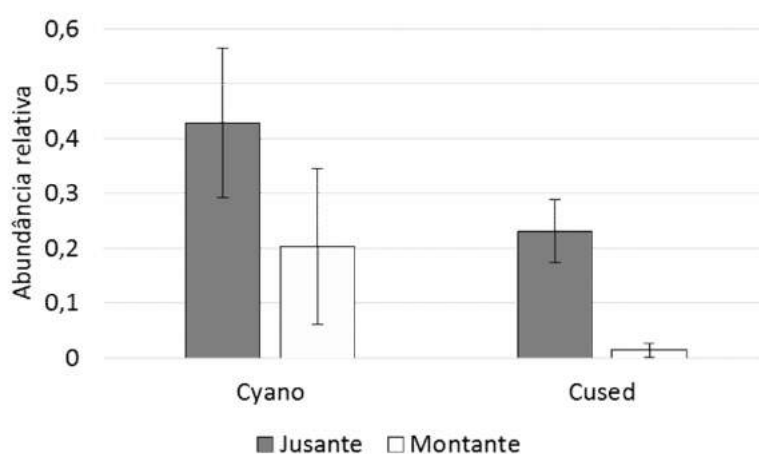


Figura 6: Abundância relativa à abundância total por ponto de cianobactérias (Cyano) e abundância relativa à somatória do Cu nos sedimentos (Cused) registrado nos pontos analisados com respectivos desvios-padrão.

Há duas hipóteses que podem explicar esta situação, sendo que ambas apontam para a necessidade de melhor manejo para controle de cianobactérias: a primeira hipótese seria a de que o tratamento simplesmente não funciona mais ou tem uma eficácia reduzida no ambiente em questão. Esta hipótese é apoiada na ausência de relação entre o fitoplâncton e as formas dissolvidas de Cu observadas e baseia-se nos processos de adaptação da comunidade ante as aplicações periódicas (ROUCO et al., 2014) considerando-se os sedimentos como testemunhos dos lançamentos ao longo do tempo (SHAFIE et al., 2013), mas desconsiderando-se eventuais diferenças na taxa de sedimentação do Cu e sua disponibilidade aos organismos.

A outra hipótese, não excludente da primeira, seria que devido às diferenças espaciais em variáveis como fluxo d'água, composição do sedimento, teor de oxigênio dissolvido e pH, o Cu fica menos tempo disponível nos compartimentos onde há condições favoráveis a adsorção do material a

partículas e sua sedimentação, de forma que a aplicação do algicida atuaria não reduzindo a concentração total de cianobactérias mas, basicamente, favorecendo o seu predomínio nas áreas de sedimentação mais intensa. Apenas o estudo destas variáveis associado às informações contínuas sobre a aplicação de algicidas no reservatório ao longo dos anos poderia confirmar estas hipóteses.

4.1.2 Zooplâncton

Com relação ao zooplâncton, foram observadas relações lineares com as concentrações de Cu em relação aos táxons *Conochilus unicornis* (Rousselet, 1892) e *Brachionus calyciflorus* (Bryce, 1931) bem como em relação ao índice de dominância de Simpson (HAMMER et al., 2001) calculado (Tabela 2, Figura 7).

Tabela 2: Valores de R^2 obtidos pela relação entre os táxons e dominância e as diferentes formas do Cu analisadas. Os valores em negrito estão fora do intervalo de confiança de 95%. $Cu_{\text{agua}} = Cu_{\text{pag}} + Cu_{\text{dag}}$

	<i>C. unicornis</i>	<i>B. calyciflorus</i>	Dominância
Cu_{dag}	0,67	0,21	< 0,01
Cu_{pag}	0,68	0,40	0,12
Cu_{agua}	0,76	0,24	0,01
Cu_{sed}	0,67	0,72	0,66

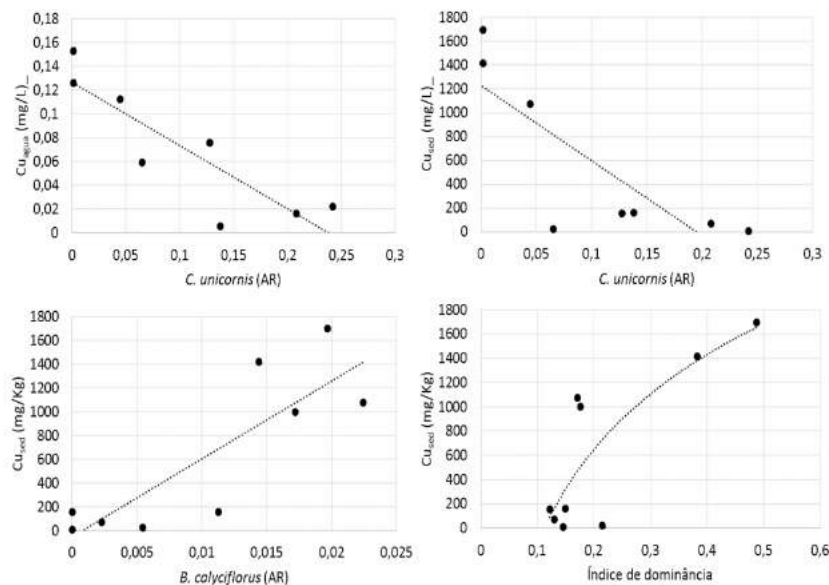


Figura 7: Relações significativas entre abundância relativa (AR) de duas espécies de rotíferos e teores de Cu nos sedimentos (Cu_{sed}) e na água (Cu_{agua}) bem como da dominância em relação ao Cu nos sedimentos.

Estes resultados indicam claramente os efeitos das concentrações de Cu nos diferentes compartimentos do sistema sobre a comunidade zooplancônica. Há provavelmente efeitos diferenciais de toxicidade e competição com o favorecimento da espécie mais tolerante, no caso, *B. calyciflorus*. Tal inferência baseia-se ainda nas relações negativas observadas entre as duas espécies ($R^2=0,67$, $p=0,007$) e entre a espécie mais afetada pelo Cu – *C. unicornis* – e a dominância ($R^2=0,92$) (Figura 8).

Em geral, concentrações elevadas de Cu na água tendem a reduzir as populações de *B. calyciflorus* (GAMA-FLORES et al., 2007; SARMA, 2000). Porém, há indícios de que concentrações de Cu nos níveis registrados neste estudo possam colaborar para um aumento na população deste rotífero como foi observado no reservatório de Guarapiranga. Gama-Flores et al.

(2007) realizaram ensaios de toxicidade com diferentes concentrações de sulfato de cobre sobre *B. calyciflorus*. Apesar do efeito geral de redução do crescimento populacional, foi observada a tendência oposta nas menores concentrações utilizadas no ensaio: 0,0375 e 0,075 mg·L⁻¹ dado ao efeito estimulante de baixas concentrações de Cu sobre a reprodução destes organismos.

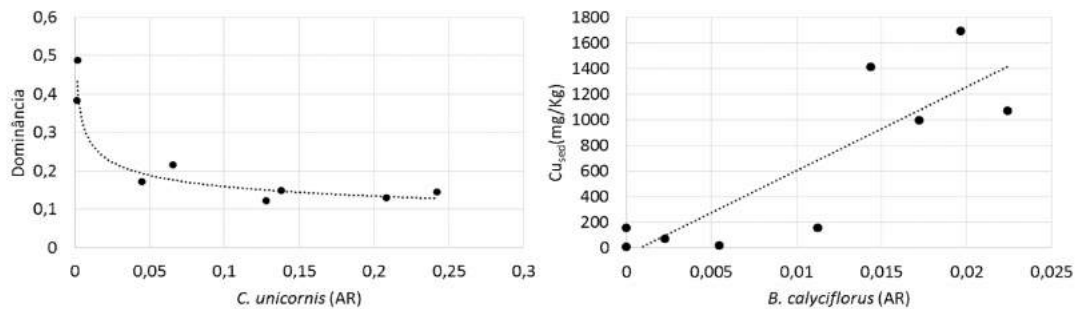


Figura 8: Relações entre dominância e abundância relativa de *C. unicornis* e entre *C. unicornis* e *B. calyciflorus*.

Observa-se ainda que no experimento em questão, ocorreu um rápido incremento da população também nas concentrações mais elevadas nos primeiros dias, apesar do resultado final ser a redução em relação ao controle. Assim sendo, é provável que no presente caso, as aplicações periódicas terminem por apresentar um efeito estimulante para *B. calyciflorus* por agregar dois elementos: exposição curta a concentrações mais elevadas seguida por exposição prolongada às concentrações menores - mas ainda tóxicas além de eventual efeito em relação à competição com espécies mais sensíveis.

Já com relação ao rotífero *C. unicornis* não há estudos que o relacionem diretamente a concentrações de Cu ou metais no meio, sua ocorrência parece estar relacionada aos ambientes menos impactados (HABERMAN; HALDNA, 2014). Nossos dados indicam ser esta uma espécie sensível à contaminação por Cu.

Estes resultados corroboram e complementam o estudo realizado no mesmo reservatório por Da Silva (2013) que realizou ensaios de toxicidade aguda e crônica. O autor registrou toxicidade aguda dos sedimentos sobre *Daphnia similis* em 60% das amostras e efeitos crônicos sobre *Chironomus xanthus* em 40% das amostras tendo atribuído os efeitos tóxicos às elevadas concentrações de Cu registradas com possibilidade de efeitos adicionais por outros poluentes, como Zn e poluentes orgânicos.

5 CONCLUSÕES

O reservatório Guarapiranga possui elevadas concentrações de Cu nas águas e nos sedimentos. Também pode ser observado um padrão espacial, estando mais contaminada a região a jusante, a partir do rio Embu-Mirim, indicando condições favoráveis ao acúmulo de Cu neste trecho e provavelmente contribuições adicionais provenientes deste tributário onde foram registradas as maiores concentrações. Dentre as variáveis que podem influenciar a distribuição do metal no meio, os presentes dados sugerem que a distribuição do Cu no reservatório está correlacionada a fatores físicos e químicos como pH, oxigênio dissolvido e profundidade.

Com relação aos efeitos sobre o plâncton, foram observadas maiores concentrações de cianobactérias na região onde há maior acúmulo de Cu, sugerindo adaptação da comunidade ao algicida. Além disso, espécies não alvo no zooplâncton foram afetadas bem como a estrutura da comunidade com possibilidade de efeitos em cascata sobre os organismos que habitam a represa.

Recomenda-se a substituição da aplicação de sulfato de Cu por outro produto não acumulativo além da elaboração de planos de ação que visem solucionar as causas da eutrofização, como recuperação de vegetação ripária, tratamento adequado dos esgotos lançados no reservatório e rios afluentes bem como disciplinamento dos usos do solo no entorno da bacia.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à FAPESP pelo apoio financeiro (processos n. 2013/03494-4; 2013/08272-0; 2012/11890-4).

REFERÊNCIAS

- APHA – American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and waste water**. Washington, DC. 2005.
- ARSLAN, N.; KOÇ, B.; ÇIÇEK, A. Metal Contents in Water, Sediment, and Oligochaeta-Chironomidae of Lake Uluabat, a Ramsar Site of Turkey. **The Scientific World Journal**, v. 10, p. 1269–1281, 2010.
- ATKINSON, C. A.; JOLLEY, D. F.; SIMPSON, S. L. Effect of overlying water pH, dissolved oxygen, salinity and sediment disturbances on metal release and sequestration from metal contaminated marine sediments. **Chemosphere**, v. 69, n. 9, p. 1428–1437, nov. 2007.
- BECK, A. J.; SAÑUDO-WILHELMY, S. A. Impact of Water Temperature and Dissolved Oxygen on Copper Cycling in an Urban Estuary. **Environmental Science & Technology**, v. 41, n. 17, p. 6103–6108, set. 2007.
- BEGHELLI, F. G. S. et al. Relationship between space distribution of the benthic macroinvertebrates community and trophic state in a Neotropical reservoir (Itaparanga, Brazil). **Biota Neotropica**, v. 12, n. 4, p. 114–124, 2012.
- BEGHELLI, F.G.S. et al. Spatial and temporal heterogeneity in a subtropical reservoir and their effects over the benthic macroinvertebrate community. **Acta Limnologica Brasiliensia**, no prelo. 2014a.
- BEGHELLI, F. G. S. et al. Caracterização e análise de metais nos sedimentos da região litorânea de represas do Sistema Cantareira/SP. In: **Anais dos Congressos Brasileiros de Gestão Ambiental**, v.5. 2014b.
- BREWER, G. J. Copper toxicity in Alzheimer's disease: Cognitive loss from ingestion of inorganic copper. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 26, n. 2-3, p. 89–92, jun. 2012.
- CEQG – Canadian Environmental Quality Guidelines, **Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life**, Canadian Council of Ministers of the Environment, 3p. 2001.
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, **Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2006**, São Paulo: Série Relatórios, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 327 pg., 2007.
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, **Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2007**, São Paulo: Série Relatórios, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 537 pg., 2008.
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, **Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo 2008**, São Paulo: Série Relatórios, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 528 pg., 2009.
- CETESB - Companhia Ambiental do Estado De São Paulo (São Paulo). 2011. **Qualidade das Águas Superficiais no Estado de São Paulo**. 2010. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acessado em: 19/01/2015.
- CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (São Paulo). 2012. **Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo**. 2011. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acessado em: 19/01/2015.
- CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (São Paulo). 2014. **Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo**. 2013. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acessado em: 19/01/2015.
- CHIBA, W.; PASSERINI, M.; TUNDISI, J. Metal contamination in benthic macroinvertebrates in a sub-basin in the southeast of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 2, p. 391–399, 2011.
- CODD, G. A. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. **Ecological Engineering**, v. 16, n. 1, p. 51–60, 2000.

- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **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. Diário Oficial da União., p. 58-63. 2005.
- CORRELL, D.L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. **Joenvq.** 27:261–266. 1998.
- DA SILVA, D.C.V.R. **Toxicidade da água e sedimento dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, na Região Metropolitana de São Paulo-SP.** Dissertação. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 2013, 165p.
- DANIEL, T.C., SHARPLEY, A.N.; LEMUNYON, J.L. Agricultural Phosphorus and Eutrophication: A Symposium Overview. **Joenvq.** 27:251–257. 1998
- ERICKSON, R. J. et al. The effects of water chemistry on the toxicity of copper to fathead minnows. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 15, n. 2, p. 181–193, 1996.
- ESCOBAR, M. T. L. et al. Eutrophic conditions during the 2010 fish kill in Bolinao and Anda, Pangasinan, Philippines. **Journal of Environmental Science and Management**, 2013.
- FONTANA, L. et al. The eutrophication history of a tropical water supply reservoir in Brazil. **Journal of Paleolimnology**, v. 51, n. 1, p. 29–43, jan. 2014.
- FURLAN, N.; ESTEVES, K. E.; QUINÁGLIA, G. A. Environmental factors associated with fish distribution in an urban neotropical river (Upper Tietê River Basin, São Paulo, Brazil). **Environmental Biology of Fishes**, v. 96, n. 1, p. 77–92, 2013.
- GAMA-FLORES, J. L. et al. Effect of pulsed exposure to heavy metals (copper and cadmium) on some population variables of *Brachionus calyciflorus* Pallas (Rotifera: Brachionidae: Monogononta). **Hydrobiologia**, v. 593, n. 1, p. 201–208, 2007.
- GARCÍA-VILLADA, L. et al. Occurrence of copper resistant mutants in the toxic cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*: characterisation and future implications in the use of copper sulphate as algicide. **Water Research**, v. 38, n. 8, p. 2207–2213, 2004.
- HABERMAN, J.; HALDNA, M. Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long term study of Lake Vörtsjärvi. **Journal of Limnology**, v. 73, n. 2, 2014.
- HAMMER, O.; HARPER, D.A.T. & RYA, P.D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Paleontologia Eletrônica**, v. 4, n. 1. 9p., 2001.
- HAVENS, KE. An experimental comparison of the effects of two chemical stressors on a freshwater zooplankton assemblage. **Environmental Pollution**, v.84, p. 245 251, 1994.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, **Sinopse do censo demográfico 2010**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/sinopse/sinopse_tab_rm_zip.shtm>. Acessado em 09 de janeiro de 2015.
- KARMAKAR, S., et al. Water quality of Kaptai reservoir in Chittagong Hill Tracts of Bangladesh. **Journal of Forestry Research**, v. 22, n. 1, p. 87-92. 2011.
- KHAN, F.A. et al. Eutrophication: Global Scenario and Local Threat to Dynamics of Aquatic Ecosystems. p 17-27 . **Springer**. 2014.
- LE JEUNE, A.-H. et al. Effect of copper sulphate treatment on natural phytoplanktonic communities. **Aquatic Toxicology**, v. 80, n. 3, p. 267–280, 2006.
- LOGAN, M. Biostatistical design analysis using R: A practical guide. Wiley-Blackwell, UK, 577p. 2010.
- MS – MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria nº 2914** 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. Disponível em: <http://site.sabesp.com.br/uploads/file/asabesp_doctos/kit_arsesp_portaria2914.pdf>. Acessado em 4 de fevereiro de 2015.

- MORTATTI, J.; DE MORAES, G.N.; PROBST, J.L. Heavy metal distribution in recent sediments along the Tietê river basin (São Paulo, Brazil), **Geochemical Journal**, v. 46, p. 13-19, 2012.
- MOSCHINI-CARLOS, V. et al. Cyanobacteria and cyanotoxin in the Billings reservoir (São Paulo, SP, Brazil). **Limnetica**, v. 28, n. 2, p. 273-282, 2009.
- MÜEZZINOĞLU, A. et al. Hydrogen sulfide and odor control in Izmir Bay. **Water, air, and soil pollution**, v. 123, n. 1-4, p. 245-257, 2000.
- MUÑOZ, P. et al. Geochemistry of trace metals in shelf sediments affected by seasonal and permanent low oxygen conditions off central Chile, SE Pacific (~36°S). **Continental Shelf Research**, v. 33, p. 51-68, 2012.
- NISHIMURA, P.Y. et al. Does the plankton community follow the horizontal water quality heterogeneity in a tropical urban reservoir (Guarapiranga reservoir, São Paulo, Brazil)?, **Limnética**, v. 33, n.2, p. 263-280, 2014.
- O'NEIL, J. M. et al. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. **Harmful Algae**, v. 14, p. 313-334, 2012.
- PADISÁK, J.; REYNOLDS, C. S. Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokaryotes. **Hydrobiologia**, v. 384, n. 1-3, p. 41-53, 1998.
- PAL, A.; JAYAMANI, J.; PRASAD, R. An urgent need to reassess the safe levels of copper in the drinking water: Lessons from studies on healthy animals harboring no genetic deficits. **NeuroToxicology**, v. 44, p. 58-60, 2014.
- PARINET, J.; RODRIGUEZ, M. J.; SÉRODES, J. Influence of water quality on the presence of off-flavour compounds (geosmin and 2-methylisoborneol). **Water Research**, v. 44, n. 20, p. 5847-5856, 2010.
- POMPÊO, M.; PADIAL, P. R.; MARIANI, C. F.; CARDOSO-SILVA, S.; MOSCHINI-CARLOS, V.; SILVA, D. C. V. R.; PAIVA, T. C. B.; BRANDIMARTE, A. L. Biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano (reservatório Guarapiranga – São Paulo (SP), Brasil): há toxicidade potencial e heterogeneidade espacial? **Geochimica Brasiliensis**, v. 27, n. 2, p. 104-119, 2013.
- PRETTY, J. N. et al. Environmental costs of freshwater eutrophication in England and Wales. **Environmental Science & Technology**, v. 37, n. 2, p. 201-208, 2003.
- QUIRÓS, R.; BOVERI, M. B.; PETRACCHI, C. A.; RENNELLA, A. M.; ROSSO, J. J.; SOSNOVSKY, A.; VONBERNARD, H. T. Los efectos de la agriculturización del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas the effects of the pampa wetlands agriculturization on shallow lakes eutrophication. In: TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; GALLI, C. S., **Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle**, Instituto Internacional de Ecologia, Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental, Academia Brasileira de Ciências, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, InterAcademy Panel on International Issues, InterAmerican Network of Academies of Sciences. 2006.
- R CORE TEAM, **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2013.
- ROCHA, P. S. et al. Sediment-contact fish embryo toxicity assay with *Danio rerio* to assess particle-bound pollutants in the Tietê River Basin (São Paulo, Brazil). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 74, n. 7, p. 1951-1959, 2011.
- ROUCO, M. et al. The limit of the genetic adaptation to copper in freshwater phytoplankton. **Oecologia**, v. 175, n. 4, p. 1179-1188, 2014.
- RYCHTECKÝ, P.; ZNACHOR, P. Spatial heterogeneity and seasonal succession of phytoplankton along the longitudinal gradient in a eutrophic reservoir. **Hydrobiologia**, v. 663, n. 1, p. 175-186, 2011.
- SANTORO, A. et al. Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macroinvertebrates along the Basento River in the South of Italy. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 201, n. 1-4, p. 19-31, 2009.
- SABESP (2008). **Dossiê. Sistema Guarapiranga**. Disponível em: <http://memoriasabesp.sabesp.com.br/acervos/dossies/pdf/9_sistema_guarapiranga.pdf>. Acessado em 09 de janeiro de 2015.

- SARMA, S. S. S. Comparison of the sensitivity of *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus patulus* (Rotifera) to selected heavy metals under low and high food (*Chlorella vulgaris*) levels. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 64, n. 5, p. 735–739, 2000.
- SHAFIE, N. A. et al. Application of geoaccumulation index and enrichment factors on the assessment of heavy metal pollution in the sediments. **Journal of Environmental Science and Health**, Part A, v. 48, n. 2, p. 182–190, 2013.
- SMOLAR-ŽVANUT, N.; MIKOŠ, M. The impact of flow regulation by hydropower dams on the periphyton community in the Soča River, Slovenia. **Hydrological Sciences Journal**, v. 59, n. 5, p. 1032–1045, 2014.
- THORNTON, K.W. et al. Reservoir water quality sampling design. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 18, n. 3, p. 471–480, 1982.
- TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo : Oficina de Textos, 2008 632p.
- US-EPA – Environmental Protection Agency of USA. **Method 3050-b: acid digestion for sediments, sludges and soils**. 12 p. 1996.
- VANÍČKOVÁ, I.; SEDA, J.; PETRUSEK, A. The stabilizing effect of resting egg banks of the *Daphnia longispina* species complex for longitudinal taxon heterogeneity in long and narrow reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 643, n. 1, p. 85–95, 2010.
- VAROL, M.; ŞEN, B. Assessment of nutrient and heavy metal contamination in surface water and sediments of the upper Tigris River, Turkey. **Catena**, v. 92, p. 1–10, 2012.
- WEN, X.; ALLEN, H. E. Mobilization of heavy metals from Le An River sediment. **Science of the Total Environment**, v. 227, n. 2, p. 101–108, 1999.
- WHATELY, M.; DINIZ, L.T. **Água e esgoto na grande São Paulo: situação atual, nova lei de saneamento e programas governamentais propostos**. São Paulo Instituto Socioambiental. 80 p., 2009.
- WHO – World Health Organization. **Copper in drinking water: background document for development of who guidelines for drinking-water quality**. 31 p., 2004.
- YOUSAFZAI, AM et al. Bioaccumulation of heavy metals in common carps: Implications for human health. **Pakistan J. Zool.**, v. 44, n. 2, p. 489–494, 2012.
- ZIMMERMAN, A.R.; CANUEL, E.A. A geochemical record of eutrophication and anoxia in Chesapeake Bay sediments: anthropogenic influence on organic matter composition. **Marine Chemistry**, v. 69, p. 117–137, 2000.

CAPÍTULO 20

COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS BENTÔNICOS EM RESERVATÓRIOS DO ESTADO DE SÃO PAULO: ASPECTOS TEMPORAIS E ESPACIAIS

Ana Lúcia Brandimarte¹, Maurício Anaya², Carolina Fiorillo Mariani¹, Daniel da Silva Bispo¹, Marcelo Pompêo¹

1 - Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. Rua do Matão, Travessa 14, 321, Cidade Universitária, São Paulo, SP. CEP: 05508-900. 2 - Universidade Cidade de São Paulo. Rua Cesário Galeno, 448/475, Tatuapé, São Paulo, SP. CEP: 03071-000.
E-mail: anabrand@ib.usp.br

RESUMO

Neste capítulo são analisados aspectos referentes à estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em três reservatórios do Estado de São Paulo, considerando-se diferentes dimensões e o efeito de eutrofização. No reservatório de Paraibuna, as dimensões lateral e temporal foram mais importantes na estruturação da comunidade litoral que da sublitoral, sendo que a primeira variou mais em função da vegetação terrestre perimetral e dos períodos de seca e chuva. A dimensão longitudinal também é um fator importante, resultando em maiores densidades e riquezas no trecho superior do reservatório, como observado no reservatório Rio Grande. Quanto ao efeito de eutrofização, observou-se que a riqueza de táxons não diminuiu e que não houve dominância de táxons indicadores deste processo no reservatório de Mogi-Guaçu. Tal resultado foi relacionado ao fato deste ser um impacto recente no local estudado, não tendo havido tempo para o desenvolvimento de condições anóxicas e alteração substancial do teor de matéria orgânica no substrato, o que favoreceria táxons indicadores de eutrofização.

1 INTRODUÇÃO

A comunidade de invertebrados bentônicos, por ser composta por muitas espécies detritívoras, representa um elo fundamental entre as cadeias de detritos e de pastejo. Graças à ação destes invertebrados, os detritos são transformados em partículas menores, aumentando a área disponível para colonização por microrganismos decompositores (POMEROY, 1980). Deste modo, indiretamente, aceleram a decomposição dos detritos e, portanto, a disponibilização de nutrientes minerais para os produtores (ANDERSON; CARGILL, 1987).

Devido à sua grande dependência dos detritos, não apenas como alimento, mas também como habitat, a disponibilidade e a qualidade da matéria orgânica estão entre os principais fatores que interferem na estrutura daquela comunidade (RICH; WETZEL, 1978; MOORE, 1980), juntamente com a concentração de oxigênio dissolvido na água e a granulometria do substrato (BRINKHURST, 1970).

Sobretudo a partir da década de 70, com a crescente preocupação com a avaliação da qualidade da água e com o monitoramento ambiental, o interesse pela comunidade de invertebrados bentônicos deixou de ser essencialmente relacionado à sua estrutura em diferentes habitats, evoluindo para seu emprego como uma ferramenta de avaliação ambiental. Estes organismos se sobressaem como indicadores biológicos, pois sua utilização tem muitas vantagens evidentes tanto intrínsecas à biologia e diversidade dos organismos como relacionadas à relativa facilidade e baixo custo da amostragem (FRIEDRICH et al., 1992; ROSENBERG; RESH, 1993; BRANDIMARTE et al., 2004). Neste sentido, os macroinvertebrados têm sido usados como bioindicadores desde o nível de organismos até o de comunidades (JOHNSON et al., 1993).

Este capítulo tem como objetivo discutir aspectos relacionados à estrutura da comunidade de invertebrados em reservatórios, considerando-se além da composição taxonômica, métricas como densidade de indivíduos, abundância relativa e riqueza. A variação da estrutura da comunidade é discutida em função do tempo, de diferentes dimensões espaciais e do grau de trofia dos reservatórios, a partir de resultados de pesquisas desenvolvidas em reservatórios do Estado de São Paulo.

2 COLETA DE DADOS

Os trabalhos tratados neste capítulo foram desenvolvidos nos reservatórios de Paraibuna, Rio Grande (Complexo Billings) e Mogi-Guaçu, situados na região leste do Estado de São Paulo em diferentes Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHs) (Figura 1; Tabela 1). Uma vez que são apresentados resultados de diferentes pesquisas, a descrição da metodologia de amostragem da comunidade seria muito extensa e, algumas vezes, repetitiva. Por este motivo, optou-se por citar referências bibliográficas, nas quais informações detalhadas podem ser encontradas, como Brandimarte (1991, 1996a, 1996b) e Kuhlmann (1993) para o reservatório de Paraibuna; Anaya (1997), Brandimarte (1997) e Brandimarte et al. (1999) para o de Mogi-Guaçu. Com relação ao reservatório Rio Grande (Complexo Billings), a comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi amostrada com pegador Ekman-Birge (área de 225 cm²), retirando-se de cada ponto três unidades amostrais, e selecionada em rede de 500 µm. O tratamento das amostras em laboratório seguiu o descrito para os demais trabalhos.

A densidade de indivíduos por metro quadrado foi calculada com base na média de três unidades amostrais; a abundância relativa (%) de táxons pela razão entre o número de indivíduos de um determinado táxon em relação ao total de indivíduos na amostra; e a riqueza foi considerada como a simples somatória de todos os táxons presentes nas unidades amostrais.

3 ESTRUTURA DAS COMUNIDADES: DIMENSÕES TEMPORAL E ESPACIAIS

Ecossistemas lóticos apresentam um alto nível de heterogeneidade espaço-temporal que se manifesta como vias interativas em quatro dimensões: longitudinal, lateral, vertical e temporal

(WARD, 1989). Esta afirmação também se aplica aos reservatórios, sendo que no caso específico das comunidades de invertebrados bentônicos dos ambientes analisados no presente capítulo, a heterogeneidade será tratada em função das dimensões lateral, longitudinal e temporal.

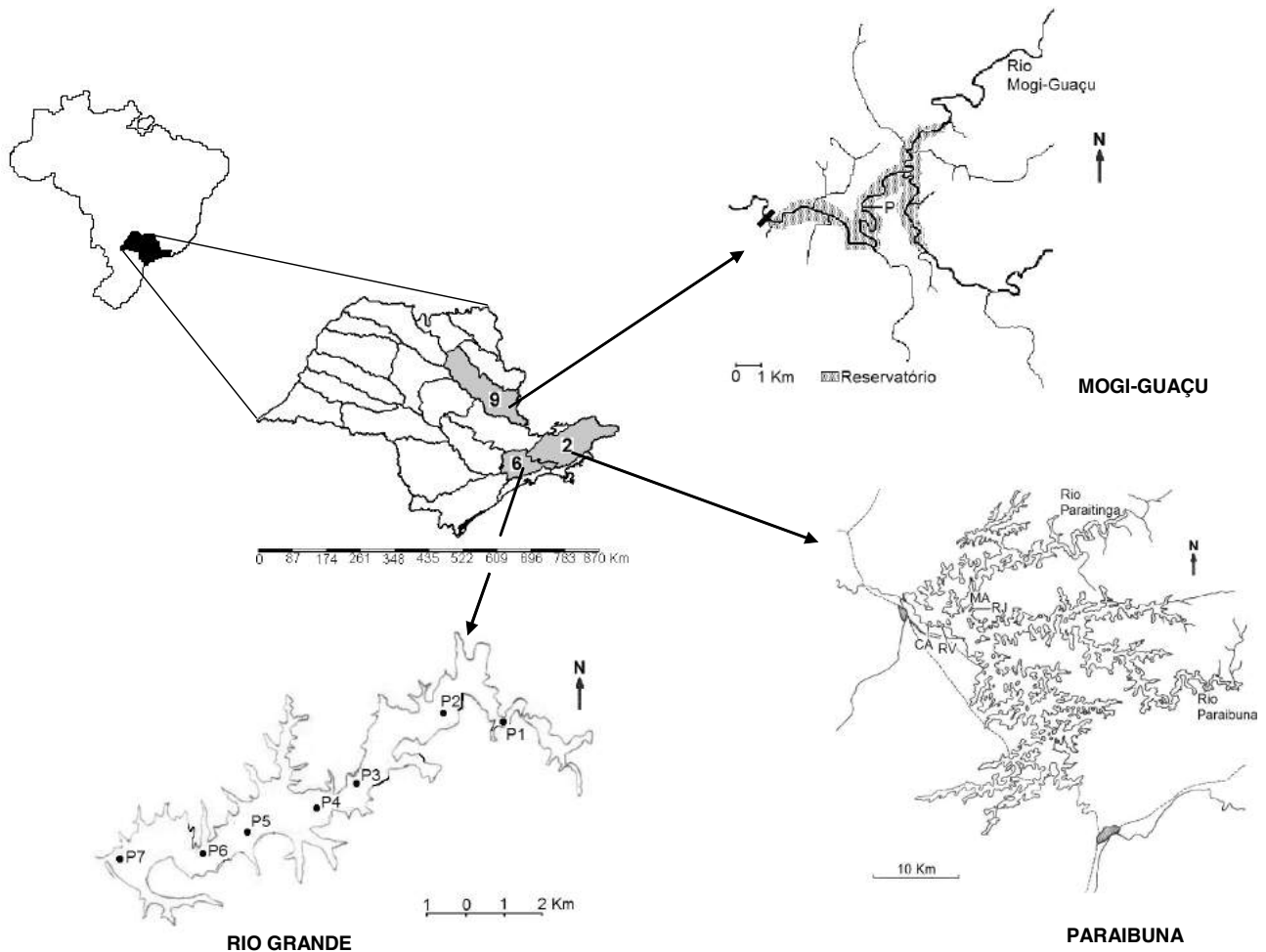


Figura 1: Localização dos reservatórios no Estado de São Paulo. (P, MA, RV, RJ, CA: pontos de coleta; 2,6,9: Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos).

Tabela 1: Ano de conclusão, função, variáveis morfométricas (H – altura da barragem; V – volume) e tempo de residência (TR) dos reservatórios estudados no Estado de São Paulo. (UGRH: Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos)

reservatório	ano	função	H (m)	V ($10^6 m^3$)	TR (dias)	Fonte
Mogi-Guaçu (UGRH 9)	1995	controle de cheias e produção de energia	15	12,56	3,1	Brandimarte et al., (2005), CBDB (2007)
Paraibuna (UGRH 2)	1977	controle de cheias e produção de energia	9	4.740,00	800	Arcifa et AL., (1981), Froehlich; Arcifa (1984), CDBD (2007)
Rio Grande (UGRH 6)	1981	abastecimento	13	7,40	-	Mariani (2006)

3.1 DIMENSÃO LATERAL

A dimensão lateral interfere no funcionamento e estrutura dos ecossistemas em função da ocorrência de trocas de energia e material entre o corpo de água e o sistema ripário. A estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos é influenciada pela entrada de detritos vegetais de origem terrestre, tanto em função da qualidade como da quantidade dos detritos (FRANCE, 1995; BRANDIMARTE, 1996b). Com base nesta premissa, foi desenvolvido um projeto de pesquisa no reservatório de Paraibuna, no qual foi analisada a variação temporal da estrutura das comunidades

bentônicas, levando-se em consideração a dimensão lateral. Para tanto foram estudadas as comunidades litoral ($2,0 \pm 0,5$ m) e sublitoral ($10,5 \pm 2,0$ m) associadas a quatro tipos de vegetação terrestre perimetral: mata natural residual (MA), reflorestamento misto de espécies nativas com 7 anos de idade no início das coletas (RV); reflorestamento misto de espécies nativas com 4 anos de idade no início das coletas (RJ); campo abandonado coberto pela gramínea *Imperata brasiliensis*, conhecida popularmente como sapé (CA). Os dados referentes à comunidade sublitoral foram extraídos de Kuhlmann (1993).

A consideração da dimensão lateral em ambientes lacustres tem como amplamente aceito o fato de que as intensas relações com o ambiente terrestre e a existência de macrófitas conferem maior variedade de habitats à zona litoral, resultando em maior riqueza da fauna (BRINKHURST, 1970; BAXTER, 1977). No caso de reservatórios, esta previsão nem sempre se confirma, pois devem ser levados em consideração fatores como a declividade das margens e a variação do nível de água em virtude da operação do sistema. Estes dois fatores limitam a produção autóctone marginal de macrófitas e algas (MCLACHLAN, 1974) e, portanto, em determinadas situações os invertebrados bentônicos são altamente dependentes da disponibilidade de detritos alóctones. Além disso, alterações dos habitats em função de variações do nível de água podem levar à redução da diversidade da comunidade bentônica da zona litoral (BAXTER, 1977).

No caso do reservatório de Paraibuna, a zona litoral localiza-se em margens relativamente íngremes, sujeita a grande variação no nível da água, tornando o habitat instável ao longo do ano. Assim, a zona sublitoral apresentaria maior homogeneidade ao longo do tempo, permitindo manter populações mais numerosas. Comparando-se a densidade total de indivíduos ao longo do período de amostragem (Figura 2), percebe-se que, de fato, esta tendeu a ser maior na zona sublitoral.

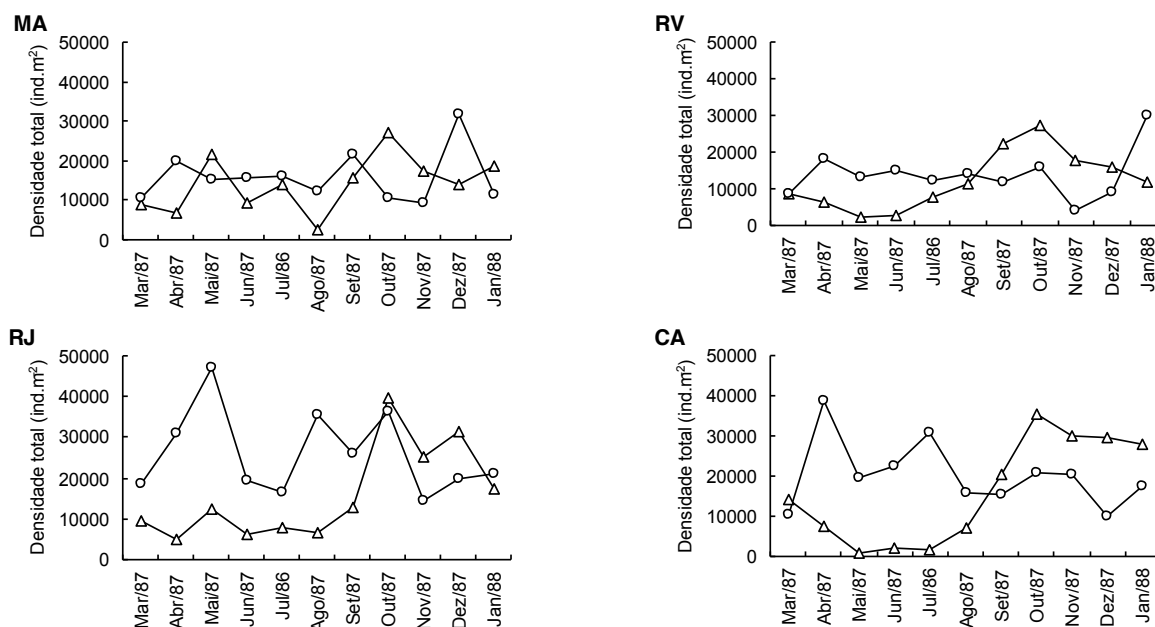


Figura 2: Densidade média total (ind.m⁻²) de invertebrados bentônicos nas zonas litoral (triângulos) e sublitoral (círculos) do reservatório de Paraibuna (SP).

O regime pluviométrico teve maior efeito sobre a comunidade litoral, visto que as densidades apresentaram queda pronunciada no período seco e aumentaram rapidamente com o início das chuvas em setembro (Figura 2). Salienta-se que esta queda foi maior no campo que nas demais áreas, nas quais as fontes alimentares alóctones são mais variadas. O aumento de densidade com o início das chuvas foi relacionado a dois fatores. Em primeiro lugar, à maior produção de folheto durante o período seco, sendo que este material foi carregado para o interior do reservatório com o aumento de escoamento superficial devido ao início das chuvas. Em segundo lugar, durante o período de queda do nível de água, as margens expostas foram ocupadas por gramíneas terrestres,

um evento característico de regiões tropicais (BAXTER, 1977). Assim, com o início das chuvas a entrada de folheto e a inundação de gramíneas e outros materiais orgânicos representaram uma oferta maior de alimento e de abrigo para a fauna bentônica, resultando no aumento de densidade e também de riqueza (BRANDIMARTE, 1996a).

Em função das dificuldades encontradas pela comunidade litoral em relação às variações no habitat, assim como a densidade, a riqueza de táxons tendeu a ser maior na zona sublitoral (Figura 3).

Ainda com relação a variações do habitat e sua interferência sobre a estrutura da comunidade, empregou-se o índice de similaridade de Jaccard como uma forma de avaliar a persistência da comunidade ao longo do tempo (TOWNSEND et al., 1987). Confirmando o fato de as condições ambientais serem menos variáveis na zona sublitoral, no geral o coeficiente de Jaccard apresentou maiores valores e menor variação nesta zona (Figura 4).

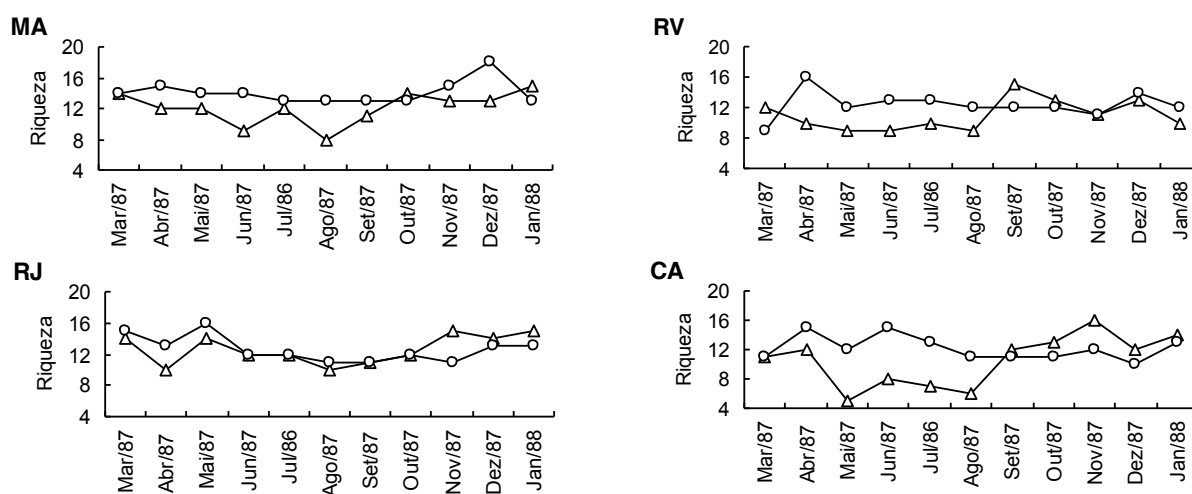


Figura 3: Riqueza de invertebrados bentônicos nas zonas litoral (triângulos) e sublitoral (círculos) do reservatório de Paraibuna (SP).

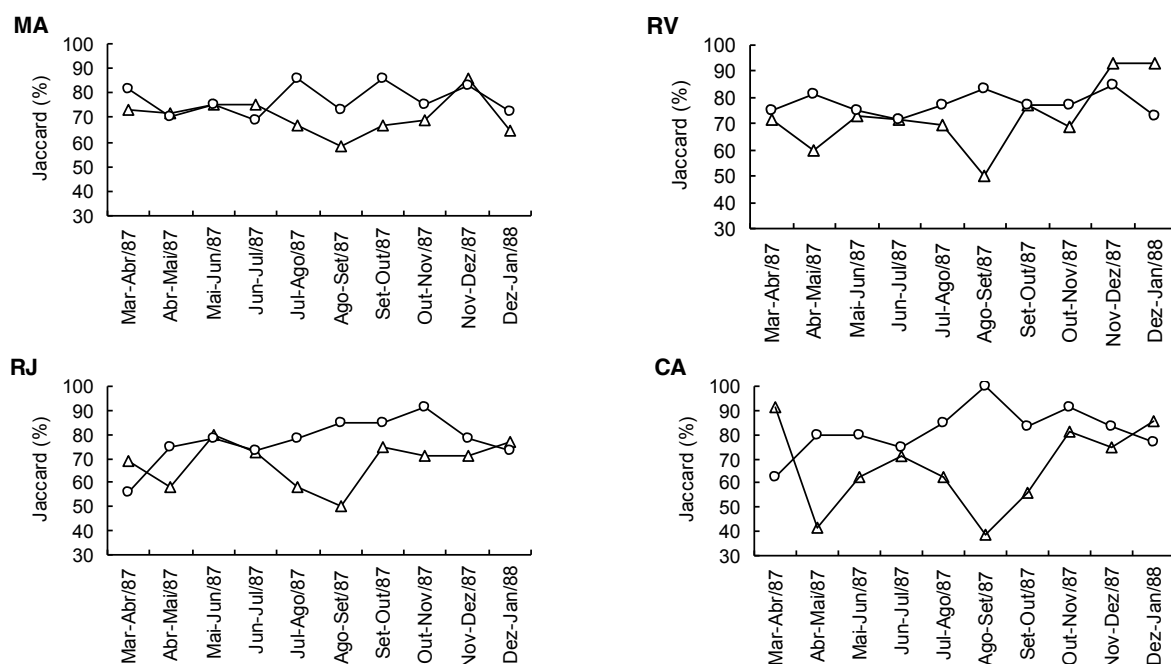


Figura 4: Similaridade de Jaccard nas zonas litoral (triângulos) e sublitoral (círculos) do reservatório de Paraibuna (SP).

Em geral, a concentração de matéria orgânica no substrato foi maior no litoral (BRANDIMARTE, 1991; KUHLMANN, 1993), mas este fato por si só não garantiu maior

densidade de indivíduos nesta zona. Tomando-se a fauna litoral como exemplo, percebe-se que apesar de haver maior quantidade de matéria orgânica no substrato do reflorestamento mais velho, a riqueza de invertebrados tendeu a ser mais baixa neste local. Esta situação foi explicada (BRANDIMARTE, 1991; BRANDIMARTE, 1996b) pela influência conjunta de fatores como: a) ocorrência de maior quantidade de elementos arbóreos com folhas grandes e coriáceas, cujos detritos se acumulam por serem mais refratários e menos palatáveis para detritívoros (BARLOCHER, 1979); b) menor riqueza de espécies vegetais terrestres que na mata residual. Estes fatos indicam que a qualidade do folheto também é fundamental para a estruturação da comunidade bentônica. Brinkurst (1970) chama a atenção para o fato que, em um determinado momento, a matéria orgânica contida no sedimento reflete o acúmulo de resíduos produzidos pela fauna ou rejeitados por ela e não necessariamente uma fonte de alimento, de modo que, ao contrário do esperado, um alto conteúdo de matéria orgânica pode indicar atividade bacteriana relativamente baixa e mínimo potencial de produção bentônica.

Uma análise mais detalhada das frações de matéria orgânica no substrato do reservatório de Paraibuna mostrou variações entre as áreas e zonas de amostragem, e em diferentes épocas do ano (BRANDIMARTE, 1991; KUHLMANN, 1993). Este fato também deve ser levado em consideração na análise da comunidade, pois diversas frações de detritos orgânicos são aproveitadas por diferentes grupos de organismos aquáticos (ANDERSON; CUMMINS, 1979; BAKER; MCLACHLAN, 1979).

A maior heterogeneidade da zona litoral, principalmente em relação ao tipo e tamanho dos detritos disponíveis, no entanto, resultou em estrutura mais diferenciada da fauna entre as quatro áreas de amostragem (Figura 5). Já na zona sublitoral, a estrutura da comunidade foi mais similar e a homogeneidade ambiental, o substrato arenoso e o fracionamento do material detrítico foram levados em consideração para explicar o domínio de organismos epibentônicos pequenos e intersticiais naquela zona (KUHLMANN, 1993).

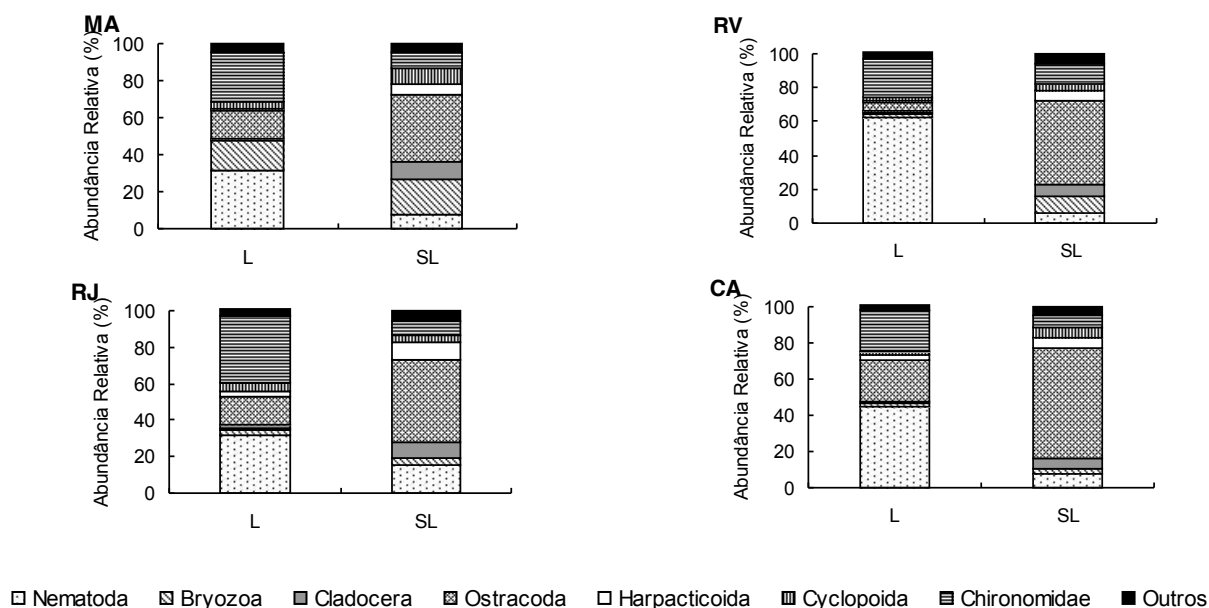


Figura 5: Abundância relativa de táxons nas zonas litoral (L) e sublitoral (SL) do reservatório de Paraibuna (SP).

3.2 DIMENSÃO LONGITUDINAL

A variação da velocidade da água ao longo do eixo longitudinal de um reservatório implica em alterações da disponibilidade de nutrientes na coluna de água e da quantidade de material em suspensão e, portanto, da transparência da água, levando à partição longitudinal do reservatório em três zonas: lótica, transicional e lântica (THORNTON, 1990).

Teoricamente, a maior transparência e presença de nutrientes ainda em quantidade adequada resultariam em maior produtividade primária na zona de transição, sendo que o zooplâncton apresentaria maior densidade neste local em consequência da combinação entre a disponibilidade ainda alta de recursos alimentares trazidos pelo rio e a menor velocidade da corrente em relação à zona lótica (KIMMEL et al., 1990; MARZOLF, 1990; THORNTON, 1990). No entanto, em relação à comunidade zoobentônica pouco é postulado, a não ser que os detritos terrestres poderiam suportar uma cadeia alimentar detritica formada por organismos retalhadores e pastadores na zona lótica (THORNTON, 1990).

A influência da dimensão longitudinal sobre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi avaliada, em fevereiro de 2005, no reservatório Rio Grande, no qual foram estabelecidos sete pontos de amostragem ao longo do eixo rio-barragem (Figura 1). Nesse trabalho observou-se maior densidade total média de indivíduos nos pontos P1 e P2 situados na porção superior do reservatório (Figura 6). Maiores valores de riqueza de famílias também foram encontrados nestes dois pontos (5 em P1 e 4 em P2), sendo que nos demais pontos ocorreram apenas as famílias Tubificidae e Chaoboridae. Situação semelhante de queda de densidade e riqueza em direção à barragem também foi observada em um estudo realizado nos reservatórios em cascata do rio Paranapanema (NOGUEIRA et al., 2006) e, principalmente no período seco, no reservatório de Rosana (KUDO, 2007). A diminuição da densidade e riqueza abaixo de P2 não tiveram relação com os teores de oxigênio dissolvido da água de fundo, visto que, pelo menos durante a coleta, foram observados valores baixos em P1 e P2 (2,6 e 2,3 mg.L⁻¹, respectivamente) e mais altos em P6 e P7 (5,0 e 5,2 mg.L⁻¹, respectivamente) (MARIANI, 2006).

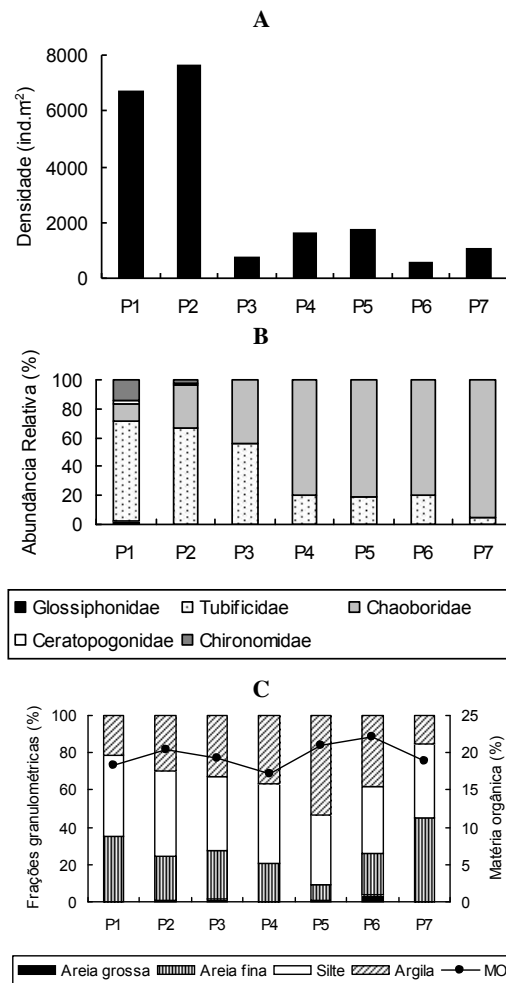


Figura 6: Densidade média total (A), abundância relativa de táxons (B), frações granulométricas e teor de matéria orgânica do substrato (C) no reservatório Rio Grande (Complexo Billings) (SP).

A granulometria do substrato não apresentou grande variação entre os pontos e a concentração de matéria orgânica foi alta e semelhante para todos eles (Figura 6C), de forma que não houve relação direta entre estes resultados e as variações observadas na fauna. Como no caso de Paraibuna, o tamanho e a palatabilidade dos detritos devem ser os principais fatores que explicam a ocorrência de maior densidade e riqueza de táxons na porção superior do reservatório. A simples observação dos detritos vegetais durante o processo de triagem dos organismos demonstrou que estes eram maiores e menos decompostos em P1 e P2, fornecendo um indicativo que auxilia a explicar os resultados obtidos. Esta observação está em concordância com a afirmação de que a matéria orgânica grosseiramente particulada geralmente sedimenta na região mais a montante do reservatório, devido à diminuição do fluxo na região lótica (THORNTON, 1990). Uma vez condicionado, ou seja colonizado por micro-organismos decompositores, este material pode ser a base de uma cadeia detritica, o que explicaria, pelo menos parcialmente, os resultados observados no reservatório Rio Grande.

Todas as famílias encontradas no Rio Grande são características de ambientes eutrofizados, ocorrendo uma substituição da família dominante no sentido rio-barragem. Tubificidae foi dominante, ou seja, apresentou abundância relativa acima de 50%, de P1 a P3, enquanto Chaoboridae passou a ser dominante a partir de P4 (Figura 6B).

A variação da estrutura da comunidade bentônica poderia, ainda, ser parcialmente explicada pela presença de metais no sedimento, cuja determinação foi realizada a partir de coletas realizadas nos mesmos pontos e simultaneamente à amostragem dos macroinvertebrados (MARIANI; POMPÊO, 2008). De um modo geral, houve aumento das concentrações de vários metais em direção à barragem, mas não foi observada relação direta entre tal fato e a diminuição da densidade e riqueza da fauna. Além disso, o excesso de sulfetos, em relação aos metais, e o sedimento rico em silte, argila e matéria orgânica resultaria em menor disponibilidade dos metais, indicando um baixo potencial tóxico no reservatório (MARIANI; POMPÊO, op cit.). Entretanto, esta discussão não está finalizada, pois em estudo de toxicidade em cinco estações de coletas localizadas próxima à zona da barragem no braço Rio Grande, Rego-Silva (2013) observou toxicidade aguda da água para *Daphnia similis* e ausência de toxicidade crônica da água para *Ceriodaphnia dubia* no período seco (maio de 2011). Também observou toxicidade aguda do sedimento para *Daphnia similis* em todas as estações de coleta, tanto para o período seco como para o chuvoso (janeiro de 2012), além de toxicidade crônica do sedimento para *Chironomus xanthus* em três estações no período seco e em duas estações no período chuvoso. O autor conclui que, no geral, os dados sugerem que o sedimento tem maior potencial tóxico do que a água e considera que os metais presentes no sedimento provavelmente explicam a toxicidade potencial observada.

4 ESTRUTURA DAS COMUNIDADES: EFEITO DA EUTROFIZAÇÃO

Como é amplamente reconhecido, a ocorrência de eutrofização tende a causar diminuição da riqueza da comunidade de invertebrados bentônicos, acompanhada pelo aumento da densidade de táxons resistentes (HARPER, 1992; HAVENS et al., 1996).

A estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos foi analisada antes e após a formação do reservatório de aproveitamento múltiplo do Rio Mogi-Guaçu, com o objetivo de avaliar possíveis impactos sobre a fauna em decorrência do represamento. No entanto, como rapidamente iniciou-se um processo de eutrofização no reservatório, foi possível avaliar a eventual alteração da fauna em resposta a este processo.

Foram estabelecidas quatro fases de amostragem (Figura 7): Fase I referente ao ano de 1994 e anterior ao represamento, com amostragens realizadas em fevereiro, abril, junho e agosto; Fase II referente a 1995 (novembro, quando ocorreu o enchimento do reservatório) e 1996 (fevereiro, maio, agosto e novembro); Fase III referente a 1997 (março, julho e novembro); Fase IV referente a 1998 (maio e novembro). Em cada fase, a composição do substrato foi caracterizada visualmente para cada unidade amostral, calculando-se a porcentagem de amostras contendo cada uma das seguintes

frações: pedras (agrupando cascalho e pedras maiores), areia, lama (agrupando substratos mais finos, não necessariamente lodosos) e matéria orgânica grosseiramente particulada.

Após o seu enchimento, algumas áreas do reservatório passaram por um rápido processo de acúmulo de sedimento, no qual se desenvolveram bancos de macrófitas. O ambiente tornou-se eutrófico, conforme avaliado pelo Índice de Estado Trófico modificado por Toledo (TOLEDO, 1990) (Figura 7C). No entanto, no período analisado, a eutrofização não foi suficiente para provocar queda da riqueza de táxons (Figura 7D) e dominância de táxons característicos de águas eutrofizadas, como aqueles encontrados em Rio Grande. Este fato poderia, em parte, ser explicado pelo fato do oxigênio dissolvido não ter se tornado um fator limitante para a fauna durante o período analisado. Oligochaeta, por exemplo, um dos táxons que passam a dominar em resposta à eutrofização, reage lentamente ao aumento das concentrações de fósforo, a menos que surjam condições anóxicas (LANG, 1989). Além disso, o teor de matéria orgânica no substrato não aumentou substancialmente, o que seria favorável para este táxon (Figura 7A).

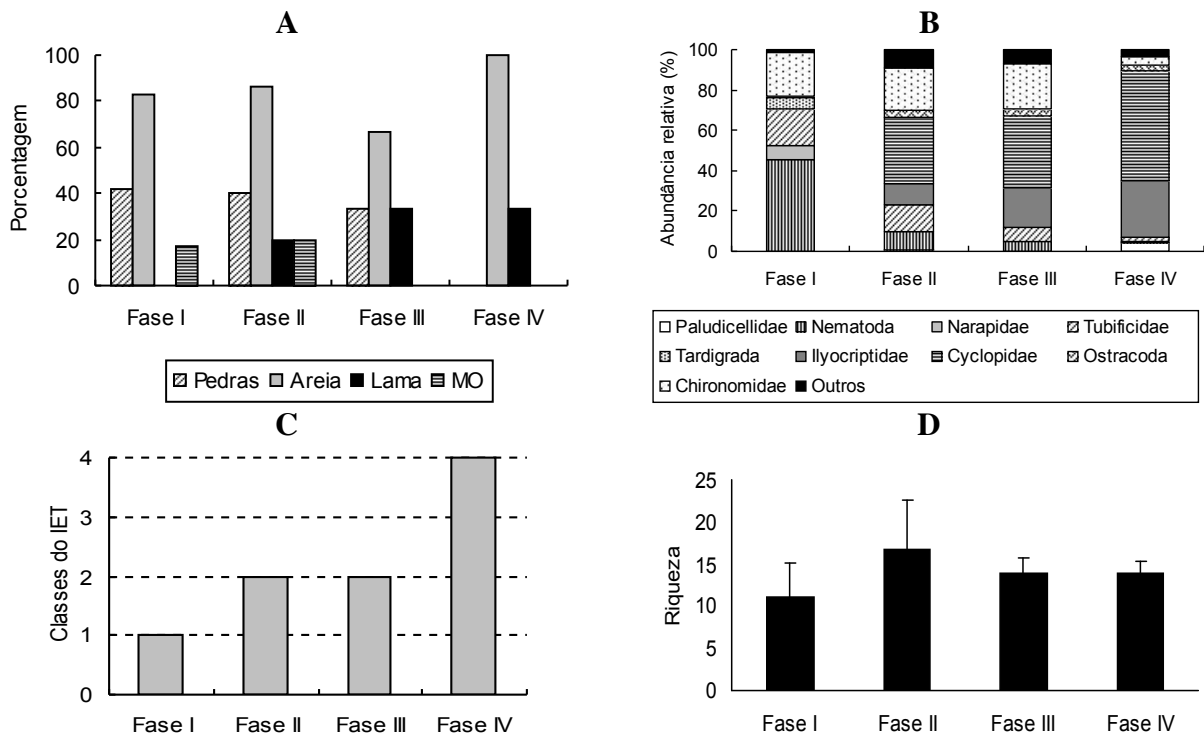


Figura 7: Composição do substrato (A), abundância relativa de táxons (B), Índice de Estado Trófico (IET) (C) e riqueza de táxons de invertebrados bentônicos (D) no reservatório de Mogi-Guaçu (SP).

A alteração mais evidente da fauna, ou seja, a maior abundância relativa de microcrustáceos (Cyclopidae, Ilyocryptidae e Ostracoda) observada a partir da Fase II (Fig. 7B), não parece ser diretamente relacionada à eutrofização, mas sim à formação de um ambiente mais lântico, caracterizado por menor velocidade da corrente e pela tendência do substrato conter maior fração de material inorgânico mais fino (Figura 7A).

Esta pesquisa não evidenciou alteração na composição de *taxa* relacionada à eutrofização. No entanto, a partir de um trabalho realizado em seis reservatórios da Região Metropolitana de São Paulo, sujeitos a diferentes graus de eutrofização, foi possível observar que a comunidade de macroinvertebrados pode ser realmente diferenciada, conforme o processo de eutrofização avança (COELHO-BOTELHO et al., 2006). Neste trabalho os autores observaram maiores valores de densidade total e riqueza em Ponte Nova, um reservatório oligotrófico, e na zona sublitoral (4,0 ± 1,0 m) que na profunda (estabelecida a 2 km da barragem). Além disso, reservatórios oligotrófico (Ponte Nova) e hipereutrófico (Pirapora) encontraram-se em extremos quanto à riqueza e densidade de indivíduos. A sazonalidade também foi importante na estruturação da comunidade,

principalmente em reservatórios mais profundos. Em Ponte Nova, cuja barragem tem 41 metros de altura, a coluna de água permaneceu estratificada durante parte do ano, com surgimento de anoxia. Como resultado, a zona profunda permaneceu azóica neste período. No caso específico de Pirapora, no qual a coluna de água é anóxica durante todo o ano, ocorreram animais apenas na zona profunda que foram considerados contaminantes por não serem comumente associados a esta região (COELHO-BOTELHO et al., 2006).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O conjunto dos resultados revisados neste capítulo indica que a grande heterogeneidade espacial e temporal dos reservatórios, mencionada em literatura para outras comunidades e variáveis limnológicas (e.g. KIMMEL et al., 1990; STRASKRABA et al., 1993), é refletida na estrutura das comunidades de invertebrados bentônicos. Dependendo das características morfológicas do reservatório, da vegetação de entorno e do grau de trofia do ecossistema, a variação espacial e temporal do zoobentos pode ser mais ou menos conspícua. Deste modo, entende-se que estudos futuros sobre comunidades bentônicas em reservatórios não podem desconsiderar esta complexidade. Caso contrário, corre-se o risco de extrapolar erroneamente as conclusões obtidas pela análise pontual da comunidade de um único período ou local como sendo válidas para todo o reservatório.

REFERÊNCIAS

- ANAYA, M. **Impacto de um represamento sobre a comunidade de invertebrados bentônicos do rio Mogi-Guaçu e de seu tributário, Rio do Peixe (SP, Brasil)**. 1997. 140 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.
- ANDERSON, N. H.; CARGILL, A. S. Nutritional ecology of aquatic detritivorous insects. In: SLANSKY, JR., F.; RODRIGUEZ, J.G. (Eds.). **Nutritional ecology of insects, mites, spiders, and related invertebrates**. New York: Wiley, 1987. p. 903-925.
- ANDERSON, N. H.; CUMMINS, K. W. Influences of diet on the life histories of aquatic insects. **J. Fish. Res. Board. Can.**, v. 36, p. 335-342, 1979.
- ARCIFA, M. S.; FROELICH, C. G.; GIANESELLA-GALVÃO, S. M. F. Circulation patterns and their influence on physico-chemical and biological conditions in eight reservoirs in Southern Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 21, p. 1054-1059, 1981.
- BAKER, A. S.; MCLACHLAN, A. J. Food preference of Tanypodinae larvae (Diptera: Chironomidae). **Hydrobiologia**, v. 62, p. 283-288, 1979.
- BARLOCHER, F. On the trophic interactions between microorganisms and animals. **Am. Natur.**, v. 114, p. 147-148, 1979.
- BAXTER, R. M. Environmental effects of dams and impoundments. **Annu. Rev. Entomol.**, v. 19, p. 441-453, 1977.
- BRANDIMARTE, A. L. **Macrofauna bentônica da zona litoral da represa de Paraibuna (SP): a influência de diferentes ecossistemas terrestres perimetrais**. 1991. 161 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1991.
- BRANDIMARTE, A. L. **Impactos limnológicos da construção do reservatório de aproveitamento múltiplo do rio Mogi-Guaçu (SP, Brasil) sobre a comunidade de invertebrados bentônicos**. 1997. 97 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.
- BRANDIMARTE, A. L.; SHIMIZU, G. Y. Temporal and spatial variations in littoral benthic communities of Paraibuna reservoir (São Paulo, Brazil). **Tropical Ecology Varanas**, v. 37, p. 215-222, 1996a.
- BRANDIMARTE, A. L.; SHIMIZU, G. Y. Littoral benthic communities of Paraibuna reservoir (São Paulo, Brazil): indicators of seral stages of terrestrial vegetation. **Tropical Ecology Varanas**, v. 37, p. 277-280, 1996b.

- BRANDIMARTE, A. L.; ANAYA, M.; SHIMIZU, G. Y. Comunidades de invertebrados bentônicos nas fases pré- e pós-enchimento em reservatórios: um estudo de caso no reservatório de aproveitamento múltiplo do rio Mogi-Guaçu (SP). In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP, 1999, p. 375-408.
- BRANDIMARTE, A. L.; SHIMIZU, G. Y.; ANAYA, M.; KUHLMANN, M. L.. Amostragem de invertebrados bentônicos. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. (Orgs.). **Amostragem em limnologia**. São Carlos: Rima, 2004. p. 213-230.
- BRANDIMARTE, A. L.; ANAYA, M.; SHIMIZU, G. Y. Downstream impact of Mogi-Guaçu River damming on the benthic invertebrates (São Paulo State, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 17, p.27-36, 2005.
- BRINKHURST, R. O. **The benthos of lakes**. London: MacMillan, 1970. 190 p.
- COELHO-BOTELHO, M. J.; KUHLMANN, M. L.; SALVADOR, M. E. P.; SOUZA, R. C. R.; WATANABE, H. M.; ARAÚJO, R. P. A.; BRESSAN JR., H.; BRANDIMARTE, A. L.; ANAYA, M.; GUERESCHI, R. M. **Desenvolvimento de índices biológicos para o biomonitoramento em reservatórios do Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2006. 258 p. (Relatório Técnico).
- COMITÊ BRASILEIRO DE BARRAGENS. **CDBD**. Rio de Janeiro: CDBD, 2007. Disponível em: <<http://www.cbdb.org.br/site/cadastrobarragens.asp>>. Acesso em: 01 abr. 2007.
- FRANCE, R. L. Macroinvertebrate standing crop in littoral regions of allochthonous detritus accumulation: implications for forest management. **Biol. Conserv.**, v. 71, p. 35-39, 1995.
- FRIEDRICH, G.; CHAPMAN, D.; BEIM, A. The use of biological material. In: CHAPMAN, D. (Ed.). **Water quality assessments**. London: Chapman & Hall, 1992. p. 171-238.
- FROEHLICH, C. G.; ARCIFA, M. S. An oligomictic man-made lake in Southeastern Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 22, p. 1620-1624, 1984.
- HARPER, D. M. **Eutrophication of freshwaters: principles, problems, and restoration**. London: Chapman & Hall, 1992. 327 p.
- HAVENS, K. E.; AUMEN, N. G.; JAMES, R. T.; SMITH, V. H. Rapid ecological changes in a large subtropical lake undergoing cultural eutrophication. **Ambio**, v. 25, p. 150-155, 1996.
- JOHNSON, R. K.; WIEDERHOLM, T.; ROSENBERG, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Eds.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993. p. 40-158.
- KIMMEL, B. L.; LIND, O. T.; PAULSON, L. J. Reservoir primary production. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Eds.). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: Wiley & Sons, 1990. p. 133-193.
- KUDO, F.A. **Distribuição espacial longitudinal das associações zoobentônicas no reservatório de Rosana (rio Paranapanema, SP/PR) e nas lagoas marginais associadas e análise toxicológica da água e do sedimento**. 2007. 153 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências da Universidade Estadual de São Paulo - UNESP, Botucatu, 2007.
- KUHLMANN, M. L. **Estudo da comunidade de invertebrados bentônicos da zona profunda da represa de Paraibuna (SP)**. 1993. 158 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1993.
- LANG, C. Eutrophication of Lake Neuchâtel indicated by the oligochaete communities. **Hydrobiologia**, v. 174, p. 57-65, 1989.
- MARIANI, C. F. **Reservatório Rio Grande: caracterização limnológica da água e biodisponibilidade de metais-traço no sedimento**. 2006. 126 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.
- MARIANI, C. M.; POMPÊO, M. Potentially bioavailability metals in sediment from a tropical polymictic environment, Rio Grande Reservoir, Brazil. **J. Soils Sediments**, v. 8, p. 284-288, 2008.

- MARZOLF, G. R. Reservoirs as environments for zooplankton. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Eds.). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: Wiley & Sons, 1990. p.195-208.
- MCLACHLAN, A. J. Development of some lakes ecosystems in tropical Africa, with special reference to the invertebrates. **Biol. Rev.**, v. 49, p. 365-397, 1974.
- MOORE, J. W. Factors influencing the composition, structure and diversity of a population of benthic invertebrates. **Arch. Hydrobiol.**, v. 88, p. 202-218, 1980.
- NOGUEIRA, M. G.; JORCIN, A.; VIANNA, N. C.; BRITTO, Y. C. T. Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos) – um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. (Orgs.). **Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. 2 ed. , São Carlos: Rima, 2006. p. 83-125.
- POMEROY, L.R. Detritus and its roles as a food source. In: BARNES, R. S. K.; MANN, K. H. (Eds.). **Fundamentals of aquatic ecosystems**. Oxford: Blackwell, 1980. p. 84-102.
- RÊGO-SILVA, D. C. V. **Toxicidade da água e sedimento dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, na Região Metropolitana de São Paulo**. 2013. 141 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.
- RICH, P. H.; WETZEL, R. G. Detrites in lake ecosystems. **Am. Natur.**, v. 112, p. 57-71, 1978.
- ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Eds.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993. p. 1-9.
- STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. & DUNCAN, A. State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. In: STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G.; DUNCAN, A. (Eds.). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Dordrecht: Kluwer, 1993. p. 213-288.
- THORNTON, K. W. Sedimentary processes. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. (Eds.). **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: Wiley & Sons, 1990. p. 43-69.
- TOLEDO JR., A. P. **Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação simplificada do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1990. 12 p.
- TOWNSEND, C. R.; HILDREW, A. G.; SCHOFIELD, K. Persistence of stream invertebrate communities in relation to environmental variability. **J. Anim. Ecol.**, v. 56, p. 597-613, 1987.
- WARD, J. W. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. **J. N. Am. Benth. Soc.**, v. 8, p. 2-8, 1989.

CAPÍTULO 21

CIANOTOXINAS: CARACTERÍSTICAS GERAIS, HISTÓRICO, LEGISLAÇÃO E MÉTODOS DE ANÁLISES

Stella Bortoli & Ernani Pinto

Laboratório de Toxinas e Produtos Naturais de Algas, Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.
E-mail: sbortoli@usp.br

RESUMO

Cianobactérias são microrganismos procariontes e fotossintéticos presentes nos mais diversos ambientes terrestres. Os representantes planctônicos são de especial interesse, pois como resultado do sucesso ecológico e estratégias competitivas estão entre os organismos pioneiros da vida terrestre e presentes até os dias atuais, produzindo uma gama de metabólitos secundários que cada vez mais despertam o interesse científico. As cianotoxinas são alguns dos metabólitos secundários produzidos pelas cianobactérias. Compõem várias classes, com diferentes mecanismos de ação e características próprias, podem ser hepatotóxicas, neurotóxicas, citotóxicas e dermatotóxicas. A principal preocupação referente às cianotoxinas é em consideração aos reservatórios destinados ao abastecimento público. O crescimento acelerado das cianobactérias e a formação de florações ou *blooms* acarretam um potencial aumento da concentração de toxinas na água, o que representa um sério risco de saúde pública. Nem todas as cianobactérias produzem toxinas, por isso o desenvolvimento de métodos que sejam rápidos, confiáveis e úteis na identificação e quantificação desses compostos é extremamente importante. Portanto, existe hoje uma portaria do Ministério da Saúde (nº 2914 de 2011) que estabelece os procedimentos relativos ao monitoramento dos reservatórios e valores de referência para diferentes classes de toxinas. Este capítulo compila as cianotoxinas mais comumente encontradas e estudadas no mundo, bem como seus principais aspectos químicos, bioquímicos e toxicológicos. Ainda dedica uma parte à toxicidade e a avaliação de risco as microcistinas e os principais métodos de detecção.

1 INTRODUÇÃO

Florações de cianobactérias se tornaram comuns nos dias atuais e são reportadas no mundo todo. Muitas vezes estão relacionadas como uma das consequências do aumento da concentração de nutrientes, como compostos de nitrogênio e fósforo nos corpos d'água. O excesso desses compostos é em grande parte, resultado da ação antropogênica, principalmente na forma de efluentes domésticos, industriais, cargas difusas urbanas e agrícolas, além de outros contaminantes que se acumulam dentro de rios, lagos e oceanos (ANTONIOU et al., 2005). As florações conferem cor, odor e sabor diferenciado à água, acarretando uma série de problemas para o abastecimento público. Entretanto, um aspecto bastante relevante das florações é que elas representam potencial risco para os animais, inclusive os seres humanos, pelo fato das cianobactérias produzirem compostos tóxicos que comprometem a qualidade dos recursos hídricos (CHORUS; BARTRAM, 1998). As cianotoxinas produzidas pelas cianobactérias em uma floração podem ser acumuladas pelos organismos que compõe a comunidade aquática e ser transferida para outros níveis (CAMPOS; VASCONCELOS, 2010).

Cianobactérias são produtores primários e desempenham um papel importante nos ecossistemas aquáticos. Os aspectos que designam risco acerca desses organismos devem ser considerados levando-se em consideração o benefício que eles representam ao ambiente, a outros organismos e animais (DITTMANN; WIEGAND, 2006).

Desta forma, em função dos riscos potenciais que a presença de cianobactérias nos corpos d'água representam, a principal medida preventiva é o controle de seu crescimento desordenado. Este é o motivo da importância de diminuir o enriquecimento dos ecossistemas aquáticos, especialmente no que diz respeito ao nitrogênio e ao fósforo. Esses elementos são os principais responsáveis pelo intenso crescimento do fitoplâncton, particularmente as cianobactérias.

Algumas espécies de cianobactérias principalmente as planctônicas que predominam em florações, podem produzir toxinas também chamadas de cianotoxinas. As cianotoxinas são alguns dos produtos do metabolismo secundário das cianobactérias, ou seja, não são necessárias para o metabolismo básico destes organismos como crescimento e reprodução, mas são essenciais para seu desenvolvimento. As cianotoxinas podem ser classificadas de acordo com seu mecanismo de ação em: (i) hepatotóxicas, que são as microcistina e nodularinas; (ii) neurotóxicas, representadas pela anatoxina-a, homoanatoxina-a, anatoxina-a(s) e um grande grupo chamado saxitoxinas; (iii) citotóxica, a cilindrospermopsina; e (iv) as dermatotoxinas que são as toxinas lipopolissacarídicas, comuns a várias espécies de cianobactérias. (CHORUS; BARTRAM, 1998; VAN APELDOORN et al., 2007). Existem ainda outras toxinas: aplysiatoxina, debromoaplysiatoxina e a lyngbiatoxina-a, com ações distintas, tal como dermatotóxicos, promotores de tumor e irritantes gástricos, porém ainda não totalmente elucidados (MSAGATI et al., 2006; VAN APELDOORN et al., 2007). As estruturas químicas das principais cianotoxinas estão representadas na Figura 1. A Tabela 1 demonstra a relação entre as toxinas, principais organismos produtores, mecanismo de ação, toxicidade e sintomatologia da exposição aguda. Essas toxinas foram responsáveis em várias ocasiões pela exposição aguda e crônica de animais selvagens e domésticos e também de humanos (CHORUS; BARTRAM, 1998).

A função das cianotoxinas ainda é bastante discutida. Alguns autores acreditam que esses compostos atuam como mecanismo de defesa, outros sugerem que eles auxiliam na melhor captação da luz solar e ainda mais recentemente existem os que tentam provar que as toxinas são moléculas de sinalização que colaboram na comunicação entre as cianobactérias (CHORUS; BARTRAM, 1998; LYCK, 2004).

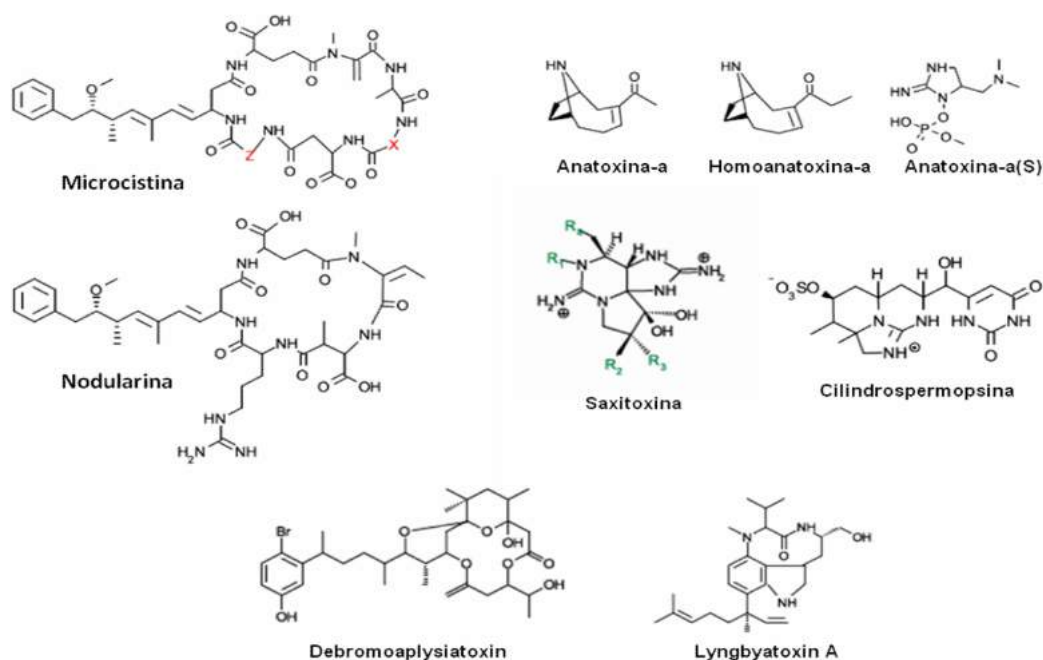


Figura 1: Estruturas químicas das principais cianotoxinas (desenhado com auxílio do software BKchem® 0.13.0).

Tabela 1: Relação das cianotoxinas, sua classe química, organismos produtores, mecanismo de ação, toxicidade e sintomatologia da exposição aguda (CHORUS; BARTRAM, 1998; FALCONER, 2005; VAN APELDOORN et al., 2007; JAMES et al., 2008; PEGRAM et al., 2008)

Toxina	Organismos Produtores (Gêneros)	Mecanismo de ação	DL50 *	Sintomatologia a exposição aguda
Microcistinas	<i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Planktothrix</i> , <i>Nostoc</i> , <i>Hapalosiphon</i> , <i>Synechocystis</i> , <i>Aphanocapsa</i> , <i>Oscillatoria</i>	Inibição das proteínas fosfatases 1 e 2A	50 - >1200 µg/Kg i.p. ratos	Prostração ao, pilo ereção, anorexia, vômitos, dor abdominal, diarreia, choque hipovolêmico e hemorragia intra-hepática.
Nodularinas	<i>Nodularia</i>	Inibição das proteínas fosfatases 1 e 2A	30 – 50 µg/Kg i.p. ratos	Prostração, pilo ereção, anorexia, vômitos, dor abdominal, diarreia, choque hipovolêmico e hemorragia intra-hepática.
Saxitoxinas (PSPs)	<i>Aphanizomenon</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Lyngbya</i> , <i>Cylindrospermopsis</i> e também algumas espécies de dinoflagelados	Bloqueio dos canais de sódio	10 µg/Kg i.p. ratos	Paralisia progressiva dos músculos, diminuição dos movimentos, exagerada respiração abdominal, cianose, convulsão, parada respiratória e morte.
Anatoxina-a	<i>Anabaena</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Cylindrospermum</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Microcystis</i>	Agonista nicotínico irreversível	200 – 250 µg/Kg i.p. ratos	Paralisia progressiva, forte respiração abdominal, cianose, convulsão, morte por asfixia.
Anatoxina-a (S)	<i>Anabaena</i>	Inibição da acetilcolinesterase	20 µg/Kg i.p. ratos	Paralisia progressiva, fraqueza muscular, diminuição da frequência respiratória e convulsões. Salivação intensa. Morte ocorre por falência respiratória.
Cilindrospermopsina	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> , <i>Umezakia</i> , <i>Aphanizomenon</i> , <i>Raphidiopsis</i> , <i>Anabaena</i> .	Inibição da síntese proteica	2100 µg/Kg i.p. ratos em 24h; e 200 µg/Kg i.p. ratos em 72h	Desestruturação e necrose do fígado, danos em células renais, cardíacas, pulmonares e também da mucosa gástrica.
Dermatotoxinas	Cianobactérias em geral	Induz inflamação e também resposta imune do tipo IgE	-	Dermatites em geral e prurido. Irritação nos olhos, pele, febre tontura, fadiga e gastroenterite.
Lyngbyatoxina	<i>Lyngbya majuscula</i>	Efeitos gastrointestinais	250 µg/Kg i.p. ratos	Aumento da secreção gástrica, promove a inflamação, edema pulmonar, irritação gastrointestinal e promoção de tumor dérmico.
Aplysiatoxina	<i>Stylocheilus longicauda</i> , <i>Lyngbya majuscula</i>	Potentes promotores de tumor e ativa a proteína quinase C	-	Irritação gastrointestinal.
Debromoaplysiatoxina	<i>Schizotrix calcicola</i> e <i>Oscillatoria nigroviridis</i>	Potentes promotores de tumor e ativa a proteína quinase C	-	Irritação gastrointestinal.

* A DL₅₀ representa o valor da dose de toxina letal a 50% dos animais expostos. Representada por µg de toxina/Kg de peso corpóreo. (i.p. – via de administração intra peritoneal).

2 CLASSES DE CIANOTOXINAS

2.1 HEPATOTOXINAS

As cianotoxinas classificadas como hepatotoxinas são os peptídeos cíclicos: microcistina e nodularina. Ambas são famílias de toxinas de cianobactérias mais comumente encontradas em florações em todo o mundo (CHORUS; BARTRAM, 1998).

2.1.1 Microcistinas

As microcistinas (MCs) constituem uma família de cianotoxinas, que são hepatotóxicas e produzidas por diversos gêneros de cianobactérias, como *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Anabaenopsis*, *Nostoc*, *Hapalosiphon* (cianobactéria terrestre), *Synechocystis* e *Lyngbya* (DAWSON, 1998; MSAGATI et al., 2006; SIVONEN, 2006).

A primeira microcistina (MC) foi descrita por Bishop e colaboradores em 1959, a partir de uma cultura da cepa *Microcystis aeruginosa* NRC-1 e era chamada de *Microcystis fast death factor* ou fator de morte rápida de *Microcystis* (BISHOP et al., 1959). Outros nomes já foram usados para designar as microcistinas, tais como: *cyanoginosin*, *aeroginosin* e *microcystis toxin* (KONST et al., 1965; ELLEMAN et al., 1978; BOTES et al., 1982). Somente em 1988, Carmichael e colaboradores, a fim de padronizar a nomenclatura, propuseram o termo *microcystin* ou em português microcistina, além de enfatizarem o útil aspecto do uso do sufixo alfabético (XY) indicando os aminoácidos que mais variam na estrutura da molécula (CARMICHAEL et al., 1988).

A microcistina é um heptapeptídeo cíclico com massa molecular variando entre 895 a 1150 Da. Foram reportadas até o momento 95 variantes desta molécula (BORTOLI; VOLMER, 2014), mas especula-se que este número pode ser maior.

A estrutura básica da microcistina é a sua forma mais encontrada na natureza e pode ser denominada como ciclo (D-Ala¹-X²-D-MeAsp³-Z⁴-Adda⁵-D-Glu⁶-Mdha⁷). Essa estrutura envolve cinco aminoácidos praticamente invariáveis, D-alanina (1), *D-MeAsp* (ácido D-metilaspártico) (3), *Adda* (ácido 3-amino-9-metoxi-2,6,8-trimetil-10-fenil-4,6dienóico) (5), ácido D-glutâmico (6) e *Mdha* (N-metildeidroalanina) (7). E dois L-aminoácidos variáveis *X* e *Z* (2 e 4). Além de diferentes radicais nos aminoácidos das posições (3) e (7), *R*¹ e *R*² que podem ser H (hidrogênio) ou CH₃ (grupamento metil) (CHORUS; BARTRAM, 1998; SIVONEN, 2006).

A presença do aminoácido *Adda* é bastante característica desses compostos. Este aminoácido é formado por vinte carbonos e essencial à toxicidade da molécula. Outra particularidade é a presença de *D*-aminoácidos. Estes estereoisômeros dos comumente encontrados *L*-aminoácidos, são não proteinogênicos, ou seja, não são sintetizados como os outros peptídeos e proteínas durante a tradução do RNA mensageiro pelos ribossomos (FUREY et al., 2008), mas através de grandes complexos enzimáticos de síntese de peptídeos e policetídeos, os NRPKS (*non-ribosomal peptide synthetase*) e PKS (*polyketide synthetase*) (TILLET et al., 2000).

A principal diferença entre as variantes da microcistina é a toxicidade. Diferentes variações na posição dos aminoácidos, desmetilações e isômeros de aminoácidos atribuem diferente toxicidade às moléculas, como pode ser visto na Tabela 2.

2.1.2 Nodularinas

A nodularina é também uma classe de hepatotoxinas, produzida principalmente pela *Nodularia spumigena* (MSAGATI et al., 2006). Geralmente encontrada em regiões estuarinas e de água salobra. A floração desses organismos é um problema em especial para o hemisfério norte, com recorrência anual no Mar Báltico (PEARSON et al., 2010). A nodularina é um pentapeptídeo cíclico cujos aminoácidos são semelhantes aos das microcistinas. Sua estrutura é denominada como ciclo -(D-MeAsp¹-L-Arg²-Adda³-D-glutâmico⁴-Mdhb⁵), no qual o Mdhb é o ácido 2-metilamino-2-butírico. Existem variantes também dessa molécula dependendo dos aminoácidos que se ligam na

sua estrutura na posição 2, ou ainda outras modificações, porém somente 7 variantes foram até agora reportadas (VAN APELDOORN et al., 2007).

Tabela 2: Toxicidade de algumas variantes de microcistina (CHORUS; BARTRAM, 1998; FUREY et al., 2008)

Microcistina	Peso molecular	DL ₅₀ *
MC-LR	994	50
[D-Asp ³] MC-LR	980	160 - 300
[Dha ⁷] MC-LR	980	250
MC-RR	1037	600
[D-Asp ³] MC-RR	1023	250
[Dha ⁷] MC-RR	1023	180
MC-YR	1044	70

* Toxicidade determinada por via intraperitoneal em ratos (μg de toxina/kg de peso corpóreo).

A DL₅₀ representa o valor da dose de toxina letal a 50% dos animais expostos.

Os mecanismos de ações dessas toxinas, microcistinas e nodularinas, são os mesmos. A presença do aminoácido Adda é essencial para a expressão da atividade biológica (CARMICHAEL, 1992). O principal mecanismo de ação é a inibição das proteínas fosfatases (PPs) 1 e 2A (PP1 e PP2A) (CHORUS; BARTRAM, 1998; VAN APELDOORN et al., 2007). Essas proteínas têm o papel importante na manutenção da homeostase celular. O radical Mdha das microcistinas se liga covalentemente à cisteína das fosfatases (cys-237 das PP1 cys-266 das PP2A), enquanto o aminoácido raro, ADDA, é responsável pela inibição específica das PPs (MACKINTOSH et al., 1995; DITTMANN; WIEGAND, 2006). A inibição dessas enzimas é resultado de uma interação inicialmente não-covalente mediada pelo Adda com a parte apolar do triptofano das PPs (VAN APELDOORN et al., 2007). A ligação do Mdha oferece estabilidade adicional ao complexo formado, entretanto não é necessária para a inibição enzimática (DITTMANN; WIEGAND, 2006).

Como resultado da inibição das fosfatases, há o aumento da fosforilação das proteínas celulares. Esta é a principal causa de mudanças na morfologia celular, principalmente dos hepatócitos. Os danos às células hepáticas incluem desorganização de citoesqueleto, peroxidação lipídica, perda da integridade da membrana, fragmentação de DNA, apoptose, dilaceração celular, necrose e sangramento intra-hepático, os quais podem levar a morte por choque hemorrágico (CHORUS; BARTRAM, 1998; DITTMANN; WIEGAND, 2006; KUJBIDA et al., 2008).

A hiperfosforilação também pode ser o mecanismo responsável pela promoção de tumores devido a: (i) formação de nódulos nos hepatócitos associados às mudanças morfológicas e (ii) inativação dos produtos dos genes supressores de tumor (retinoblastoma e P53) (DITTMANN; WIEGAND, 2006; CAMPOS; VASCONCELOS, 2010).

Os problemas humanos causados por intoxicação às microcistinas estão mais relacionados com a exposição crônica de baixas concentrações da toxina. Isso ocorre através do consumo de água e alimentos contaminados, tais como: produtos agrícolas, peixes e moluscos. Em todo caso, os efeitos atribuídos a exposição crônica a microcistinas são gastroenterites, outras doenças relacionadas e reações alérgicas. Algumas lesões mais graves são tumores hepáticos e colo-retais (CAMPOS; VASCONCELOS, 2010; PEARSON et al., 2010).

2.2 NEUROTOXINAS

Representadas pelos alcalóides tal como anatoxina-a, homoanatoxina-a e anatoxina-a(s). Outro grande grupo de toxinas também neurotóxicas, são as saxitoxinas, alcalóides carbamatos divididos em três classes distintas: as não sulfatadas, que são as saxitoxinas propriamente ditas; as mono sulfatadas – gonialtoxinas e as dissulfatadas - C toxinas (VAN APELDOORN et al., 2007).

O mecanismo de ação geral das neurotoxinas produzidas por cianobactérias é interromper a propagação normal do estímulo nervoso aos músculos, causando desse modo paralisia muscular e possível morte por falência respiratória (CHORUS; BARTRAM, 1998; VAN APELDOORN et al.,

2007). Os alvos das neurotoxinas produzidas por cianobactérias incluem: (i) sinapses colinérgicas: anatoxina-a e homoanatoxina-a, ambas são potentes agonistas nicotínicos de receptores da acetilcolina musculares e neuronais; a anatoxina-a(S) é um potente inibidor irreversível da acetilcolinesterase; (ii) canais de sódio: as saxitoxinas são um grande grupo de neurotoxinas que bloqueiam os canais de sódio voltagem dependentes. Outras neurotoxinas, mais recentemente estudadas como alguns lipopeptídeos purificados de cianobactérias marinhas, kalkitoxina e jamaicamidas também parecem ser bloqueadoras dos canais de sódio. Ainda neste sentido, supõe-se que o aminoácido BMAA (*L*-beta-*N*-metilamina) pode estar associado ao desenvolvimento da esclerose lateral amiotrófica e Parkinsonismo, ambas são doenças neurodegenerativas, porém tanto o fato deste aminoácido ser produzido por cianobactérias, quanto sua atividade neurotóxica ainda são bastante discutidos (ARAOZ et al., 2010).

2.2.1 Anatoxina-a e Homoanatoxina-a

Anteriormente à identificação da anatoxina-a, a mesma era reportada como VFDF (*very fast death factor* ou fator de morte muito rápida) nos casos de fatalidade de animais observados e relacionados como induzidos por cianobactérias (JAMES et al., 2008). Primeiramente isolada de uma cepa de *Anabaena flos-aquae* no Canadá, esta toxina é um alcalóide de baixo peso molecular, com a estrutura química de uma amina secundária bicíclica produzida exclusivamente pelas cianobactérias (PEARSON et al., 2010). Sua molécula denominada de 2-acetil-9-azabicyclo[4.2.1]non-2 ene, é um análogo estrutural da cocaína. Outros países, como Finlândia, Irlanda, Escócia, Itália, Alemanha e Japão também já detectaram sua presença. A anatoxina-a é produzida por diversas espécies de *Anabaena* sp (*A. planctônica*, *A. spiroides*, *A. circinalis*), *Oscillatoria* sp, *Cylindrospermum* sp e *Aphanizomenon* sp. Também foi detectada em pequenas concentrações em uma cepa de *Microcystis* sp (VAN APELDOORN et al., 2007).

O homólogo desta toxina, a homoanatoxina-a, cuja estrutura é 2-(propano-1-oxo-1-il) 9-azabicyclo [4.2.1] non-2-eno (VAN APELDOORN et al., 2007) foi primeiramente isolada na Noruega da cianobactéria *Oscillatoria formosum* e também na Irlanda da *Anabaena* sp (ARAOZ et al., 2010). Outras espécies produtoras desta toxina são: *Raphidiopsis* sp e *Phormidium* sp (VAN APELDOORN et al., 2007). Namikoshi e colaboradores encontraram em 2003 uma cepa de *Raphidiopsis* sp produtora de anatoxina-a, homoanatoxina-a e uma nova variante dessa última, a 4-hidroxi-homoanatoxina-a, que demonstrou não ser tóxica como as anteriores, em doses de até 2 mg/kg em ratos por via intraperitoneal (NAMIKOSHI et al., 2003).

A proliferação maciça de cianobactérias produtoras de anatoxina-a e homoanatoxina-a próxima a margens de lagos e rios provou ser fatal para animais selvagens e domésticos, como exemplo vacas no Canadá, cães na Escócia, França e Nova Zelândia e flamingos no Quênia (ARAOZ et al., 2010). A anatoxina-a foi encontrada em suplementos alimentares a base de *Spirulina* sp tanto para alimentação animal (pássaros e peixes), quanto para humanos. Portanto, o controle de qualidade para produtos alimentares a base de cianobactérias deve ser mais severo, a fim de se prevenir possíveis efeitos tóxicos causados por esta toxina tanto aos animais quanto aos humanos (RELLAN et al., 2009).

O mecanismo de ação da anatoxina-a é bloquear a transmissão elétrica neuronal. A toxina é um potente agente bloqueador neuromuscular, cuja estrutura é um isômero ótico da nicotina e, portanto se liga aos receptores nicotínicos da acetilcolina, causando estimulação persistente, uma vez que a toxina não é degradada pelas acetilcolinesterases. Esta ligação aos receptores nicotínicos induz a abertura dos canais receptores de íons positivos, permitindo a passagem dos mesmos. Isto resulta na despolarização da membrana e a exposição prolongada causa dessensibilização dos receptores nicotínicos, com estimulação permanente e consequente bloqueio da transmissão elétrica neuromuscular (ARAOZ et al., 2010). Como a transmissão de estímulos é essencial para a atividade da musculatura esquelética, altas doses o suficiente pode causar paralisia muscular levando a morte por asfixia (VAN APELDOORN et al., 2007). A toxina é rapidamente absorvida quando ingerida e a toxicidade aguda é caracterizada por rápida paralisia dos músculos esqueléticos e respiratórios,

resultando em tremores, alterações no andar, convulsões e morte por falência respiratória (ROGERS et al., 2005). Outros efeitos observados à exposição de doses sub letais em ratos foram alterações da pressão arterial, frequência cardíaca e trocas gasosas, causando hipóxia e diminuição da frequência respiratória, severa acidose e morte (ARAOZ et al., 2010).

A homoanatoxina-a demonstrou ser um potente análogo da anatoxina-a (ARAOZ et al., 2010). Também é um potente agente bloqueador neuromuscular que aumenta o fluxo de íons Ca^{2+} nos terminais nervosos colinérgicos (RODRIGUEZ et al., 2006a; VAN APELDOORN et al., 2007).

2.2.2 Anatoxinas-a(S)

A anatoxina-a(S) foi primeiramente identificada numa cepa de *Anabaena flos-aquae* nativa de lagos da América do Norte e *Anabaena lemmermanii* (JAMES et al., 2008). Posteriormente foi encontrada em cepas Brasileiras de *Anabaena spiroides* (MOLICA et al., 2005) e reclassificadas como *Anabaena oumiana* (WERNER; LAUGHINGHOUSE, 2009).

Estruturalmente a anatoxina-a(S) não é relacionada com a anatoxina-a. A anatoxina-a(S) é um organofosforado natural, cuja atividade é semelhante aos organofosforados e inseticidas carbamatos como o paroxon, fisostigmina e piridostigmina e também ao gás sarin. Os sintomas observados na intoxicação por anatoxina-a(S) são semelhantes aos da anatoxina-a, incluindo novos sinais como salivação intensa, excesso de lacrimação em camundongos, ratos e galinhas e ainda cromodacriorréia em ratos. Portanto, essa toxina foi nomeada como anatoxina-a(S), sendo este S a designação para salivação (JAMES et al., 2008).

Sua estrutura química é um éster fosfato metil hidroxiguanidina e o mecanismo de ação desta toxina é a inibição irreversível da acetilcolinesterase, o que por sua vez promove o bloqueio dos estímulos nervosos e musculares, causando falência respiratória e morte (VAN APELDOORN et al., 2007).

Esta toxina foi detectada em diversos lugares do mundo, como América do Norte, Dinamarca (JAMES et al., 2008) e também no Brasil em cepas isoladas de um reservatório em Recife usado para abastecimento público que se mostraram inibidoras de acetilcolinesterase (MOLICA et al., 2005).

2.2.3 PSPs (Paralytic Shellfish Poisoning)

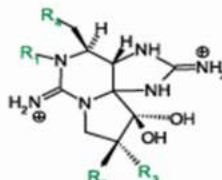
Paralytic Shellfish Poisoning (PSPs) é uma classe de toxinas que possuem uma estrutura tricíclica única com anéis de hidropurinas. Todas as toxinas que compõem esta classe compartilham a característica de serem alcalóides carbamatos, podendo ser: (i) alcalóides carbamatos não sulfatados – saxitoxinas e neosaxitoxinas; (ii) monosulfatados – goniatotoxinas ou (iii) dissulfatados – toxinas-C. Ainda existem os derivados decarbamoil dc(-), que podem estar presentes nas variantes monossulfatadas e não sulfatadas. As principais variações desta molécula estão esquematizadas na Figura 2. Várias novas toxinas, como *Lyngbya-wollei* toxins (LWTXs) que também fazem parte desta classe, foram identificadas em cepas de cianobactérias (VAN APELDOORN et al., 2007).

As saxitoxinas são produzidas tanto por cianobactérias quanto por dinoflagelados marinhos. Geralmente estão associadas às florações de dinoflagelados marinhos e foi primeiramente purificado do marisco *Saxidomus giganteus* no Alasca, em 1957, outras espécies de dinoflagelados também demonstraram ser produtores de saxitoxinas, tais como *Alexandrium* (*A. andersoni*, *A. cantanella*, *A. excavatum*, *A. fundyense*, *A. minutum*, *A. ostenfeldii*, *A. tamarense*, *A. tamiyavanichi*), *Gymnodinium catenatum* e *Pyrodinium bahamense* (ARAOZ et al., 2010). As florações destes organismos já levaram a maciça mortandade de peixes e outros animais, bem como a contaminação de recursos hídricos. Tipicamente, as saxitoxinas acumulam na cadeia alimentar em organismos consumidos pelos homens como frutos do mar (mariscos e ostras). Esses organismos se alimentam do fitoplâncton e são resistentes à toxina, por isso acumulam grandes concentrações de PSPs. Estima-se que ocorram 2000 casos de intoxicação em humanos por ano, com uma taxa de

mortalidade de 15% em todo o mundo (PEARSON et al., 2010). A maior epidemia atribuída a exposição às PSPs ocorreu em 1987, na Guatemala, onde 187 pessoas foram afetadas e 26 delas foram a óbito (RODRIGUE et al., 1990).

As PSPs são produzidas por diferentes espécies de cianobactérias, tais como *Anabaena sp* (*A. circinalis*, *A. lemmermanii*, *A. perturbata*, *A. flos-aquae*, *A. spiroides*), *Cylindrospermopsis sp* (*C. raciborskii*), *Planktothrix sp*, *Lyngbya wollei*, *Aphanizomenon flos-aquae* and *A. isatschenkoi*. Já foram reportadas em diversos lugares do mundo, como América do Norte, Austrália, Brasil, Dinamarca e Itália (VAN APELDOORN et al., 2007).

O mecanismo de ação desta classe de cianotoxinas é o mesmo para todas as variantes, e idêntico ao da tetrodotoxina, uma toxina marinha produzida pela família *Tetraodontiformes*, cujo representante baiacu é bastante consumido pelos seres humanos, principalmente na região asiática. São consideradas neurotoxinas, pois a transmissão nervosa é bloqueada quando a porção guanidínica da toxina se liga ao sítio 1 dos canais de sódio voltagem dependentes dos neurônios, impedindo sua abertura e induzindo a paralisia muscular (KALAITZIS et al, 2011).



Toxina	Variação química			
	R1	R2	R3	R4
STX	H	H	H	CONH ₂
GTX2	H	H	OSO ₃ ⁻	CONH ₂
GTX3	H	OSO ₃ ⁻	H	CONH ₂
GTX5	H	H	H	CONHSO ₃ ⁻
C1	H	H	OSO ₃ ⁻	CONHSO ₃ ⁻
C2	H	OSO ₃ ⁻	H	CONHSO ₃ ⁻
C3	OH	H	OSO ₃ ⁻	CONHSO ₃ ⁻
C4	OH	OSO ₃ ⁻	H	CONHSO ₃ ⁻
Neo STX	OH	H	H	CONH ₂
GTX1	OH	H	OSO ₃ ⁻	CONH ₂
GTX4	OH	OSO ₃ ⁻	H	CONH ₂
GTX6 (B2)	OH	H	H	CONHSO ₃ ⁻
dcSTX	H	H	H	H
dcneoSTX	OH	H	H	H
dcGTX1	OH	H	OSO ₃ ⁻	H
dcGTX2	H	H	OSO ₃ ⁻	H
dcGTX3	H	OSO ₃ ⁻	H	H
dcGTX4	OH	OSO ₃ ⁻	H	H

Figura 2: Estrutura química da Saxitoxina e os radicais que denominam suas possíveis variações. Alcalóides carbamatos não sulfatados, saxitoxina (STX), neosaxitoxina (NEO); Alcalóides carbamatos monossulfatados, goniatoxina (GTX1 – GTX4); Alcalóides carbamatos dissulfatados (C), toxina N-sulfocarbamail (B1); Derivados decarbamoil - toxinas decarbamail (dcGTX2, dc GTX3 e dcSTX) (DIENER et al., 2006).

Os sintomas que seguem a exposição geralmente se iniciam após 30 minutos e começam com o formigamento ou queimação nos lábios, língua e garganta, evoluindo para total dormência do rosto. Outros sintomas incluem sudorese, vômitos e diarreia. Nos casos de intoxicação aguda, a dormência pode se espalhar para o pescoço e extremidades progredindo para fraqueza muscular, perda da coordenação motora e finalmente paralisia. Doses letais de saxitoxina geralmente resultam em falência cardiorrespiratória devido à paralisia muscular. Até agora não existe antídoto para a intoxicação por saxitoxinas e o tratamento aplicado nos primeiros estágios da intoxicação é a remoção da toxina ainda não absorvida com o uso de carvão ativado e respiração artificial. A meia vida da toxina no organismo é cerca de 90 minutos e as chances de sobrevivência aumentam significativamente se o tratamento for iniciado até 12 h da exposição (PEARSON et al., 2010).

2.3 CITOTOXINA

2.3.1 Cilindrospermopsina

A cilindrospermopsina é um alcalóide tricíclico, cuja estrutura molecular é composta por uma guanina tricíclica combinada com um hidroximetiluracil (VAN APELDOORN et al., 2007). São

conhecidos dois análogos da molécula, a 7-deoxicilindrospermopsina e a 7-epicilindrospermopsina (VAN APELDOORN et al., 2007; PEARSON et al., 2010). Diferentes espécies de cianobactérias já foram reportadas como produtoras desta toxina, tais como: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Aphanizomenon ovalisporum*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Umezakia natans*, *Raphidiopsis curvata*, *Anabaena bergii*, *Anabaena lapponica* e *Lyngbya wollei* (PEARSON et al., 2010).

Esta toxina foi descoberta em 1979 em extratos de *Cylindrospermopsis raciborskii* provenientes do reservatório de Solomon em Palm Island, Queensland, Austrália ao se investigar uma epidemia, até então com causas não identificadas, que levou 148 pessoas serem hospitalizadas com hepatenterite. Os estudos realizados com esses extratos demonstraram em animais os mesmos sintomas observados na população exposta (GRIFFITHS; SAKER, 2003).

O efeito dessa toxina nos organismos é devido a sua citotoxicidade e ocorrem por duas maneiras: (i) inibição da síntese protéica e (ii) efeito do metabólito tóxico gerado após a biotransformação no sistema do citocromo P450 (FALCONER, 2005).

A toxina cilindrospermopsina sem alteração causa inibição da síntese de proteínas na etapa de alongação durante a tradução ribossomal. A presença do radical hidroximetil na uracila promove a possibilidade de ligação do hidrogênio com a adenina (por pareamento de bases) nos RNAs mensageiro, tradutor e ribossomal. Os metabólitos gerados a partir da biotransformação da cilindrospermopsina pelo citocromo P450 causam morte celular. Culturas de hepatócitos tratados com cilindrospermopsina mostram ser dose e tempo dependentes. Há perda da viabilidade celular calculada pela saída de lactato desidrogenase, o que indica perda da integridade da membrana celular. A mudança celular observada é o arredondamento de células de aderência anteriormente planas das monocamadas lipídicas e também irregularidades de contorno (HUMPAGE; FALCONER, 2003). Para determinar a possibilidade dos metabólitos da cilindrospermopsina serem os responsáveis pelas alterações e morte celular, enquanto a toxina inalterada é responsável pela inibição da síntese protéica, foram realizados experimentos com substâncias sabidamente inibidoras do citocromo P450, tais como, α -nafoflavona, cimetidina e cetoconazol em culturas de hepatócitos de ratos. A adição de inibidores do citocromo P450 proporcionou proteção às células impedindo a morte celular. Confirma-se assim que a toxicidade da cilindrospermopsina sobre as células requer uma etapa de biotransformação para gerar o metabólito tóxico. O aumento da toxicidade observada ao decorrer do tempo (7 dias) provavelmente reflete a inibição da síntese protéica, enquanto o metabólito tóxico é responsável pela toxicidade imediata (observada dentro de 8h a 24h) (FALCONER, 2005).

2.4 OUTRAS TOXINAS

Outras toxinas, como a aplysiatoxina, uma bislactona fenólica, que é encontrada na cianobactéria *Lyngbya majuscula* e no seu maior predador, a lesma do mar *Stylocheilus longicauda*. A debromoaplysiatoxina é encontrada na *Schizothrix calcícola* e *Oscillatoria nigroviridis*. E ainda a lyngbiatoxina-a é encontrada em diferentes espécies de *Lyngbya*, cuja estrutura é idêntica ao isômero da teleocidina-A, encontrada no micélio do actinomiceto *Streptomyces* sp.

Ainda existem as toxinas lipopolissacarídicas (LPSs) que são constituintes da membrana externa tanto de cianobactérias quanto de bactérias gram-negativas heterotróficas e podem ser responsáveis por gastroenterites e dermatites em humanos (NICHOLSON; BURCH, 2001; VAN APELDOORN et al., 2007).

3 HISTÓRICO E OCORRÊNCIAS

É difícil apurar a primeira ocorrência de floração de cianobactérias, justamente por elas estarem entre os primeiros organismos vivos do planeta. Apesar da falta de evidências, existe uma forte especulação sobre a primeira das dez pragas do Egito: “e todas as águas do rio se transformaram em sangue” (Exodus, 7:20) (BÍBLIA, 2002). Uma possível explicação a este fato é a

ocorrência de um bloom de fitoplâncton (maré vermelha) que explicaria as pragas seguintes (NORTON; LYONS, 2002).

O primeiro relato de intoxicação de animais por cianobactérias data de 1878, no sul da Austrália no lago Alexandrina. Onde se observou a formação incomum de uma espuma em todo o reservatório, o que causou a morte de ovelhas, cavalos, porcos, patos e cães (FRANCIS, 1878). Outros casos relacionados com cianotoxinas em todo o mundo são reportados e relatam exposição de animais que bebem diretamente da água contaminada, sofrendo os sintomas de intoxicação e até mesmo óbito. Há casos relacionados às exposições de origem recreativa, quando as pessoas entram em contato direto com as cianotoxinas ao se banharem em águas com altas concentrações de cianobactérias (CHORUS; BARTRAM, 1998).

Em fevereiro de 1996, em Caruaru, no Estado de Pernambuco, 110 pacientes apresentaram sintomas de intoxicação por hepatotoxinas após tratamento de hemodiálise de rotina. Subsequentemente 100 pacientes desenvolveram insuficiência hepática aguda e 76 deles morreram. Em outubro de 1997, 53 destas mortes foram atribuídas a “Síndrome de Caruaru”. As vítimas foram intoxicadas pela água oriunda de um açude contaminada com microcistinas (JOCHIMSEN et al., 1998; POURIA et al., 1998). A média do valor da concentração de microcistinas encontrada no tecido hepático de 39 das vítimas que entraram em óbito entre Fevereiro e Dezembro era 233 ng/g. A concentração estimada de microcistina na água de origem foi de 19,5 µg/l, levando-se em consideração os 120 litros de água necessários para realizar um tratamento de hemodiálise padrão e também, assumindo-se que 100% da toxina passa intacta através do sistema de filtragem (CARMICHAEL et al., 2001). Os sinais e sintomas observados nos pacientes intoxicados foram distúrbios visuais (90% dos pacientes afetados), náusea e vômito (73%), dores de cabeça (65%), fraqueza muscular (54%), dor epigástrica (46%) confusão (30%), sangramento nasal e do trato gastrointestinal (27%). Este foi o primeiro relato de um episódio de epidemia fatal de exposição à microcistina (FALCONER; HUMPAGE, 2005).

Outra ocorrência no Brasil, relacionada à presença de cianobactérias na água utilizada para consumo humano, aconteceu em 1988 na represa de Itaparica, região de Paulo Afonso na Bahia. Cerca de 2000 casos de gastroenterite foram relatados e resultaram na morte de 88 pessoas num período de 42 dias (TEIXEIRA et al., 1993).

4 LEGISLAÇÃO

Frente a este cenário e à potencialidade tóxica das cianobactérias, o Ministério da Saúde brasileiro lançou a portaria número 2914 em 12 de dezembro de 2011. Esta portaria dispõe sobre os procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e padrão de potabilidade.

As instituições fiscalizadoras são responsáveis pela realização do monitoramento de cianobactérias nas águas de mananciais. Segundo o capítulo VI (dos planos de amostragem), artigo 40º, §1º, o monitoramento de cianobactérias deve identificar os diferentes gêneros no ponto de captação e segundo o Anexo XI deve obedecer frequência mensal quando o número de cianobactérias não exceder 10.000 células/mL e semanal quando o número de cianobactérias exceder este valor, acompanhadas de análises de cianotoxinas. No capítulo V (do padrão e potabilidade) o artigo 37º, define que a água potável deve estar em conformidade com o padrão de substâncias químicas que representam risco à saúde e cianotoxinas. No tocante às cianotoxinas, o Anexo VIII determina como valor máximo permitido de 1 µg/l para microcistina, sendo este valor representado como o somatório das concentrações de todas as variantes detectadas e 3 µg de equivalente de saxitoxina por litro. Sendo que essas concentrações devem representar as contribuições das frações intra e extracelulares nas amostras analisadas. Esse artigo ainda estabelece como complemento que quando for detectada a presença de gêneros potencialmente produtores de cilindrospermopsina ou anatoxina-a(S) recomenda-se a análise da referida cianotoxina, observando valor máximo aceitável de 1 µg/L de cilindrospermopsina, porém não se refere a concentração de anatoxina-a(S), somente recomendando-se a análise da presença da mesma (BRASIL, 2011).

Esta Portaria ainda preconiza que as técnicas para análise e metodologias analíticas para a determinações dos parâmetros previstos na portaria devem atender normas como: (i) *Standard Methods for the Examination of the Water and Wastewater* da APHA (*American Public Health Association*) e WEF (*Water Environment Federation*); (ii) *United States Environmental protection Agency* (USEPA); (iii) normas publicadas pela International Standardization Organization (ISO); e (iv) metodologias propostas Organização Mundial da Saúde (OMS).

Finalmente, esta nova portaria nº 2914 em seu capítulo VIII, artigo 53º revoga a portaria nº 518 de 25 de março de 2004 (BRASIL, 2004) que estabelecia os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano, padrão de potabilidade entre outros.

Outros países também adotaram a indicação da OMS na sua publicação de 1998 referida anteriormente que compila vários estudos sobre as cianobactérias e defende um valor provisório para o monitoramento de microcistina-LR como 1 µg/l em água destinada ao abastecimento público. A justificativa para esse valor ser provisório, é o fato de ser específico para a variante MC-LR, pelos dados toxicológicos ainda serem limitados para as outras variantes. Na Tabela 3 podem ser observadas as concentrações de cianotoxinas monitorados em diferentes países.

Tabela 3: Valores das concentrações de diferentes cianotoxinas adotados para o monitoramento em diversos países (BURCH, 2008; BRASIL, 2011)

País	Cianotoxina
Brasil	1 µg/L MCs 3 µg de equivalente de STX/L
África do Sul	0 – 0,8 µg/L MC
Austrália	1,3 µg/L MC-LR ou equivalente
Canadá	1,5 µg/L MC-LR
China, Coreia, França, Japão, Noruega, Polônia e República Tcheca	1 µg/L MC-LR
Espanha	1 µg/L MCs
Itália	0,84 µg/L MCs
Nova Zelândia	6 µg/L anatoxina; 1 µg/L anatoxina-a(S); 1 µg/L cilindrospermopsina; 2 µg/L homoanatoxina-a; 1 µg/L MC-LR ou equivalente; 1 µg/L nodularina e 3 µg/L STX ou equivalente.

MC – microcistina; MCs – microcistinas (refere-se a somatória das variantes encontradas); STX - saxitoxina

5 EXPOSIÇÃO

A exposição humana e possível intoxicação por cianotoxinas são maiores quanto maior for a proliferação e lise das células de cianobactérias. A intoxicação pode ocorrer por diferentes vias: (i) ao beber a água contaminada; (ii) durante o uso recreacional da água, principalmente na presença de floração, através do contato da pele e também ao beber a água não intencionalmente; (iii) pela inalação de partículas em aerossol, potencialmente possível durante duchas, ao praticar esportes aquáticos, como esquí ou semelhante; (iv) pelo consumo de alimentos expostos à uma floração de cianobactérias, sejam peixes, frutos do mar ou semelhante e; (v) por hemodiálise, se a água não for propriamente tratada (CHORUS; BARTRAM, 1998).

6 TOXICIDADE E AVALIAÇÃO DE RISCO À MICROCISTINA

A microcistina é a cianotoxina mais frequentemente encontrada e reportada em todo o mundo. E por isso, é também a mais estudada. Estudos da exposição crônica à microcistina-LR foram realizados através da repetida administração oral da toxina em várias concentrações em ratos. O NOAEL (*no observed adverse effect level*), ou seja, nível ou concentração no qual não foram observados efeitos adversos, determinado foi 40 µg/kg peso corpóreo em ratos. Em doses maiores

foi observadas mudanças no fígado dos animais expostos, com degeneração do tecido e também outras desordens envolvendo as enzimas hepáticas. O LOAEL (*lowest observed adverse effect level*), ou seja, o menor nível ou concentração no qual se observou efeitos adversos foi determinado em porcos na concentração de 100 µg/kg (DITTMANN; WIEGAND, 2006).

Pela alta frequência e ampla ocorrência de florações de cianobactérias produtoras de toxinas hepatotóxicas, a Organização Mundial da Saúde (OMS) apontou a necessidade do monitoramento de microcistinas durante o processo de garantia da qualidade da água. Com o propósito de estabelecer um valor de referência, a OMS levou em consideração dados de intoxicação sub-crônica em ratos e também porcos. O NOAEL observado para ratos machos foi usado para calcular a IDT (ingestão diária tolerável) (Equação 1) a fim de se estabelecer limites seguros para o consumo humano. Além disso, é incorporada a fórmula fatores de segurança que garantem a incerteza entre as espécies (ratos e humanos) (10), a variabilidade da sensibilidade entre os indivíduos (10) e também a variação de inadequação de dados (10):

$$IDT = \frac{NOAEL (40\mu g / kg (pc))}{10 \times 10 \times 10} = 0,04 \mu g/kg \quad (\text{Equação 1})$$

Portanto, a ingestão diária tolerável é 0,04 µg/kg (peso corpóreo) por dia.

A partir deste valor, levando-se em consideração uma pessoa de 60 kg e ainda assumindo que 0,8 é o valor padrão de consumo de água e suplemento alimentar e ainda padronizando uma ingestão de 2 L de água por dia, calcula-se o valor de referência (VR) para microcistina (Equação 2):

$$VR = \frac{0,04 \times 60 \times 0,8}{2} = 0,96 \mu g/l \sim 1 \mu g/l \quad (\text{Equação 2})$$

Muitos países adotaram esta recomendação da OMS para o monitoramento das cianobactérias e cianotoxinas no processo da avaliação da qualidade da água. O Governo Brasileiro estabeleceu na portaria nº 518 de 25 de março de 2004 o mesmo valor de referência proposto pela OMS (CHORUS; BARTRAM, 1998).

7 PRINCIPAIS MÉTODOS DE DETECÇÃO

São dois os métodos geralmente empregados na detecção e quantificação das cianotoxinas: (i) ensaios de *screening* (rastreamento, reconhecimento ou varredura) biológicos ou bioquímicos e (ii) métodos físico-químicos. O princípio do método de detecção, informação resultante da análise, bem como a simplicidade e/ou complexidade do método são as principais características que diferem os dois grupos de ensaio citados anteriormente. A escolha da técnica empregada dependerá da disponibilidade e experiência com o método em questão, bem como o tipo de informação requerida. Os critérios mais importantes e que devem ser avaliados antes da escolha da técnica empregada é seletividade e sensibilidade (MSAGATI et al., 2006).

Seletividade é um parâmetro de validação dos métodos analíticos e biológicos que diz respeito ao poder do método de detectar somente o analito ou cianotoxina em questão e não outros interferentes. Quanto mais exclusivo for a detecção do método, mais seletivo ele será. A sensibilidade é outro parâmetro também utilizado na validação de métodos analíticos que diz respeito à concentração do analito ou cianotoxina detectada. Quanto menor for concentração detectada mais sensível é o método (INMETRO, 2007). Uma comparação entre a sensibilidade e seletividade de diferentes métodos de detecção pode ser vista na Figura 3.

A microscopia ótica é realizada para a identificação da morfologia e também contagem do número de organismos. É o método tradicionalmente utilizado para o monitoramento dos reservatórios de água destinados ao abastecimento público. A observação por microscopia ótica é o primeiro contato com as amostras e serve de ponto de partida para outras investigações e análises (PEGRAM et al., 2008).

7.1 MÉTODOS BIOQUÍMICOS DE VARREDURA

7.1.1 Bioensaio em ratos ou camundongos

Nos bioensaios realizados em ratos ou camundongos, o material (muitas vezes o extrato bruto) é administrado via injeção peritoneal no animal escolhido. Este método foi amplamente utilizado para se determinar a toxicidade de material proveniente de florações, apresentando um resultado qualitativo de, por exemplo, uma floração ser ou não tóxica. Dependendo da resposta e sintomatologia apresentada pelo animal exposto também é possível identificar a classe de toxina.

As principais limitações deste ensaio são: (i) em relação à concentração da amostra analisada, este teste é impraticável em concentrações de 1 a 2 $\mu\text{g/l}$; (ii) muitos países hoje em dia não permitem testes em animais, salvo sob licença e em número restrito.

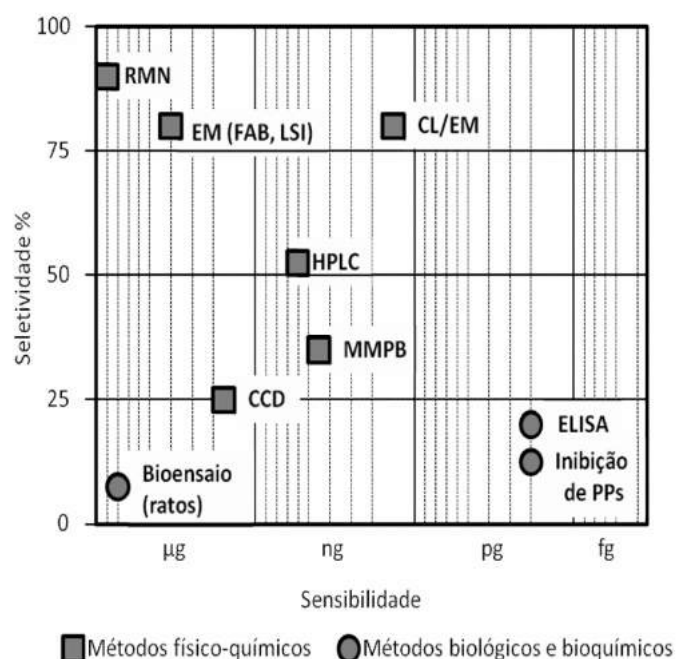


Figura 3: Relação entre sensibilidade e seletividade de alguns dos métodos empregados na detecção e quantificação das cianotoxinas. RMN: Ressonância Magnética Nuclear; ES: Espectrometria de Massas (FAB – Fast Atom Bombardment e LSI – Secondary Ion Mass Spectrometry); CL/EM – Cromatografia a líquido acoplada a Espectrometria de Massas; HPLC: Cromatografia a líquido de Alta Eficiência; MMPB: método do 2-metil-3-metoxi-4-ácido-fenilbutírico; CCD – Cromatografia em Camada Delgada; ELISA: *Enzyme Linked Immunosorbent Assay* (CHORUS; BARTRAM, 1998; MSAGATI et al., 2006).

7.1.2 ELISA

Amplamente utilizado como método de *screening* (varredura), o ELISA, ou enzima imuno ensaio, foi desenvolvido para a detecção de microcistinas e provou ser um método muito sensível. O método se baseia no reconhecimento dos peptídeos por anticorpos monoclonais. Alguns anticorpos desenvolvidos para uma toxina específica, como por exemplo, a microcistina-LA também reconhece outras variantes desta toxina, o que torna o método pouco seletivo. É bastante utilizado em amostras ambientais e é um ótimo método de varredura, pois detecta pequenas concentrações de microcistinas (MSAGATI et al., 2006).

7.1.3 Ensaio de inibição de proteína fosfatase

Este método de detecção foi desenvolvido para a detecção e quantificação de microcistinas e nodularinas. Baseia-se no mecanismo de ação destas cianotoxinas, que é a inibição das porções

serina e treonina das proteínas fosfatases 1 e 2A, cuja consequência direta é a hiperfosforilação intracelular.

A extensão da inibição dessas enzimas é relacionada com a hepatotoxicidade dessa classe de toxinas e pode ser usada como uma medida da concentração das mesmas. O princípio do método é a utilização de substrato com ^{32}P radiomarcado. As principais limitações deste método estão relacionadas à pequena meia vida do isótopo ^{32}P e a indisponibilidade comercial das proteínas, o que requer procedimentos sofisticados para sua preparação, além do alto custo associado (MSAGATI et al., 2006).

Existem pelo menos duas variações dos ensaios de inibição: ensaios colorimétricos e fluorescentes. Esses ensaios usam substratos como *p*-nitrofenil fosfato e podem ser utilizados em associação com imunoenaios, como o Elisa, o que torna a determinação altamente sensível e específica (MSAGATI et al., 2006).

7.2 MÉTODOS FÍSICO-QUÍMICOS

Estes métodos analíticos se baseiam nas propriedades físico-químicas das cianotoxinas, como a presença de cromóforos ultravioletas nas suas estruturas e também pesos moleculares.

7.2.1 HPLC - High Pressure Liquid Chromatography ou CLAE - Cromatografia a líquido de alta eficiência

Procedimentos amplamente reportados e utilizados nos dias atuais para a separação, identificação e quantificação das cianotoxinas empregam o uso do HPLC (High Pressure Liquid Chromatography).

Diferentes fases móveis e estacionárias são utilizadas dependendo das propriedades físico-químicas das toxinas analisadas e têm a finalidade de separar os compostos. Essa separação resulta em um cromatograma, onde os picos formados são analisados de acordo com seus tempos de retenção e intensidade, possibilitando sua identificação. Os meios de detecção de compostos individuais estão acoplados ao sistema de separação (o HPLC) e os mais utilizados são: UV/Vis (absorbâncias em ultravioleta e visível) e PDA (arranjo fotodiodo) (MSAGATI et al., 2006).

O método de detecção de UV/Vis é o mais comumente empregado para o monitoramento de microcistinas após a separação cromatográfica. A maioria das microcistinas e também nodularinas tem a máxima absorção de luz ultravioleta a 238 nm, o que torna possível a detecção dessas moléculas por este método. Entretanto, algumas variantes da microcistina que contêm aminoácidos aromáticos, como o triptofano possuem absorbâncias máximas em 222 nm. Os principais problemas encontrados ao se utilizar este método é a possibilidade de co-eluição de outros compostos presentes no extrato com variantes da microcistina, como é o caso de alguns produtos provenientes de materiais plásticos, promovendo resultados errôneos e superestimação de concentrações. Outro problema é a incapacidade do método de diferenciar as variantes estruturais da microcistina (MSAGATI et al., 2006).

Por outro lado, a detecção por arranjo fotodiodo provê uma melhor detecção da microcistina por empregar um espectro completo, quando em comparação com o UV/Vis que utiliza somente um comprimento de onda. Por este método de detecção, limites menores que 1 $\mu\text{g/l}$ para variantes da microcistina são detectados se a amostra for previamente concentrada e submetida a processos de purificação, como a extração em fase sólida (MSAGATI et al., 2006).

Para se quantificar as microcistinas é necessário o conhecimento prévio da variante detectada e a realização de uma curva de calibração com seu padrão analítico respectivo, o qual por sua vez é bastante caro e de difícil obtenção por importação por se tratar de substância classificada com risco associado (JAMES et al., 2008).

Diferentes toxinas são analisadas por HPLC, tais como microcistina, cilindrospermopsina, saxitoxina e suas variantes (CHORUS; BARTRAM, 1998). Ainda por este método pode-se detectar anatoxina-a, homoanatoxina-a (JAMES et al., 2008).

7.2.2 LC-MS – Liquid Chromatography and Mass Spectrometry ou CL-EM -Cromatografia a líquido acoplada à espectrometria de massas

Quando se necessita da confirmação e identificação da cianotoxina analisada, um método mais avançado e sofisticado como o LC-MS pode ser empregado. Este método provê a melhor solução para identificação, pois usa como ferramenta de detecção, além da prévia separação pela cromatografia a líquido, a identificação dos íons gerados pela fragmentação das moléculas, produzindo desta maneira um espectro de massas. Portanto, este método permite a separação e identificação simultânea de compostos (MSAGATI et al., 2006).

O LC-MS pode contar com o emprego de diversos métodos de ionização, tais como FAB (*fast atom bombardment*), Maldi (*matrix-assisted laser desorption*), eletrospray, entre outros (FUREY et al., 2008). O LC-MS pode alcançar limites de detecção de até 0,02 µg/l (MSAGATI et al., 2006).

Em 2004, Yuan e Carmichael descreveram um método aplicando o SELDI TOF-MS (*surface-enhanced laser desorption-ionization time off light – mas spectrometry*) que detectou diferentes microcistinas e também nodularina com sensibilidade em concentrações na faixa femtomolar. Este método baseia-se em aprisionar o analito, no caso as cianotoxinas em um chip contendo um anticorpo de alta afinidade e específico, e utilizando um feixe de laser para então liberar e ionizar o analito, introduzindo-o diretamente no espectrômetro de massas (YUAN; CARMICHAEL, 2004).

Muitas toxinas podem ser detectadas e quantificadas pelo método de cromatografia a líquido acoplada a espectrometria de massas, como microcistinas e suas variantes, nodularinas, saxitoxinas, cillindropermopsina e anatoxina-a (HILLER et al., 2007).

7.2.3 Cromatografia a gás

A cromatografia a gás também é um método de separação de compostos, porém é necessário que o analito investigado seja volátil. Para isso algumas vezes são usados artifícios, como agentes derivatizantes que tornam os analitos voláteis ou aumentam sua volatilidade. Dois métodos de detecção são geralmente utilizados: (i) detecção por captura de elétrons e (ii) a espectrometria de massas. Ambos os métodos são altamente sensíveis e resultam alto grau de confiabilidade para a análise (JAMES et al., 2008).

Para a detecção por captura de elétrons é necessário que os analitos contenham substituintes halogenados em sua estrutura molecular. Quando isso não ocorre, como no caso da anatoxina-a, o extrato a ser analisado é derivatizado com reagentes contendo múltiplos átomos de halogênio, tornando a detecção possível. Já no caso da detecção por espectrometria de massas, a derivatização dos analitos, como a anatoxina-a, reduz a degradação causada pelas altas temperaturas utilizadas pelo método, ao mesmo tempo promove o aumento da volatilidade do composto de interesse, geralmente resultando em um padrão de fragmentação mais elaborado (JAMES et al., 2008).

Este método mostrou-se bastante eficiente tanto pela especificidade quanto sensibilidade nas análises de anatoxina-a, alcançando limites de detecção de até 2 ng/ml (RODRIGUEZ et al., 2006b).

7.3 OUTROS MÉTODOS DE DETECÇÃO

Outros métodos de detecção compreendem várias diferentes técnicas e princípios, como a cromatografia em camada delgada, um método analítico cujo princípio também é a separação de compostos. É uma técnica relativamente simples e inexpressiva, muito utilizada em décadas atrás como um método de *screening*, identificação e isolamento de cianotoxinas. Apesar de permitir análises de múltiplas amostras ao mesmo tempo é uma técnica semiquantitativa, na qual todas as amostras que sejam consideradas positivas para cianotoxinas devem ser analisadas por outro método para confirmação (JAMES et al., 2008).

Outro método bastante específico é o chamado *MMPB* (ácido 2-metil-3-metóxi-4-fenilbutírico) é um método físico-químico desenvolvido para detectar microcistinas e muito utilizado

para a detecção desta toxina em sedimentos, uma vez que a extração da microcistina em sedimento, por técnicas convencionais é bastante difícil. Baseia-se na formação do composto *mmpb* como produto de oxidação da microcistina por ozonólise e a posterior detecção do *mmpb* por espectrometria de massas. É bastante útil nos estudos de detoxificação da microcistina e sua adsorção no sedimento em amostras ambientais (TSUJI et al., 2001).

Ensaio de inibição da acetilcolinesterase são usados na detecção da anatoxina-a(S). O princípio do método se baseia no mecanismo de ação da toxina que é a inibição desta enzima. É possível determinar porcentagem de inibição da enzima. É um teste bioquímico bastante confiável para a detecção da anatoxina-a(S) (DORR et al., 2009).

A ressonância magnética nuclear (RMN) é utilizado para a determinação estrutural de compostos e aplicado também na detecção ou identificação de cianotoxinas. Pode ser utilizado para a determinação de cianotoxinas conhecidas ou não e a principal limitação é que requer grandes concentrações de amostras (mg) e as mesmas devem estar purificadas (MSAGATI et al., 2006).

REFERÊNCIAS

- ANTONIOU, M. G.; CRUZ, A. A.; DIONYSIOU, D. D. Cyanotoxins: new generation of water contaminants. **Journal of Environmental Engineering**, v. 131, n. 9, p. 1239-1243, 2005.
- ARAOZ, R.; MOLGO, J.; DE MARSAC, N. T. Neurotoxic cyanobacterial toxins. **Toxicon**, v. 56, n. 5, p. 813-828, 2010.
- BÍBLIA. **Exodus**: 7: 20. São Paulo: Paulus, 2002.
- BISHOP, C. T.; ANET, E. F.; GORHAM, P. R. Isolation and identification of the fast-death factor in *Microcystis aeruginosa* NRC-1. **Canadian Journal of Biochemistry and Physiology**, v. 37, n. 3, p. 453-471, 1959.
- BOTES, D. P.; KRUGER, H.; VILJOEN, C. C. Isolation and characterization of 4 toxins from the blue-green-alga, *Microcystis aeruginosa*. **Toxicon**, v. 20, n. 6, p. 945-954, 1982.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 518, de 25 de março de 2004**. Brasília: Ministério da Saúde, 2004.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011**. Brasília: Ministério da Saúde, 2011.
- BORTOLI, S.; VOLMER, D. Characterization and identification of microcystins by mass spectrometry. **European Journal of Mass Spectrometry**, v. 20, p. 1-19, 2014.
- BURCH, M. D. Effective doses, guidelines and regulations. In: HUDNELL, H. K. (Ed.). **Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs**. New York: Springer Science, 2008.
- CAMPOS, A.; VASCONCELOS, V. Molecular mechanisms of microcystin toxicity in animal cells. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 11, n. 1, p. 268-287, 2010.
- CARMICHAEL, W. W. Cyanobacteria secondary metabolites: the cyanotoxins. **Journal of Applied Bacteriology**, v. 72, n. 6, p. 445-459, 1992.
- CARMICHAEL, W. W.; AZEVEDO, S.; AN, J. S.; MOLICA, R. J. R.; JOCHIMSEN, E. M.; LAU, S.; RINEHART, K. L.; SHAW, G. R.; EAGLESHAM, G. K. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. **Environmental Health Perspectives**, v. 109, n. 7, p. 663-668, 2001.
- CARMICHAEL, W. W.; BEASLEY, V.; BUNNER, D. L.; ELOFF, J. N.; FALCONER, I.; GORHAM, P.; HARADA, K.; KRISHNAMURTHY, T.; JUAN, W. Y.; MOORE, R. E.; RINEHART, K.; RUNNEGAR, M.; SKULBERG, O. M.; WATANABE, M. Naming of cyclic heptapeptide toxins of cyanobacteria (blue-green algae). **Toxicon**, v. 26, n. 11, p. 3, 1988.
- CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. 3. ed. Geneva: WHO - World Health Organization, 1998.
- DAWSON, R. M. The toxicology of microcystins. **Toxicon**, v. 36, n. 7, p. 953-962, 1998.

- DIENER, M.; ERLER, K.; HILLER, S.; CHRISTIAN, B.; LUCKAS, B. Determination of Paralytic Shellfish Poisoning (PSP) toxins in dietary supplements by application of a new HPLC/FD method. **European Food Research and Technology**, v. 224, n. 2, p. 147-151, Dec. 2006.
- DITTMANN, E.; WIEGAND, C. Cyanobacterial toxins--occurrence, biosynthesis and impact on human affairs. **Molecular Nutrition Food Research**, v. 50, n. 1, p. 7-17, Jan. 2006.
- DORR, F. A.; RODRIGUEZ, V.; MOLICA, R.; HENRIKSEN, P.; KROCK, B.; PINTO, E. Methods for detection of anatoxin-a(s) by liquid chromatography coupled to electrospray ionization-tandem mass spectrometry. **Toxicon**, v. 55, n. 1, p. 92-99, 2009.
- ELLEMAN, T. C.; FALCONER, I. R.; JACKSON, A. R. B.; RUNNEGAR, M. T. Isolation, characterization and pathology of toxin from a *Microcystis aeruginosa* (*Anacystis cyanea*) bloom. **Australian Journal of Biological Sciences**, v. 31, n. 3, p. 209-218, 1978.
- FALCONER, I. R. Cylindrospermopsis Toxicity. In: FALCONER, I. R. (Ed.). **Cyanobacterial toxins of drinking water supplies**. Boca Raton: CRC Press, 2005.
- FALCONER, I. R.; HUMPAGE, A. R. Health risk assessment of cyanobacterial (blue-green algal) toxins in drinking water. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, v. 2, n. 1, p. 43-50, Apr. 2005.
- FRANCIS, G. Poisonous Australian Lake. **Nature**, v. 18, p. 2, 1878.
- FUREY, A.; ALLIS, O.; ORTEA, P. M.; LEHANE, M.; JAMES, K. J. Hepatotoxins: context and chemical determination. In: BOTANA, L. M. (Ed.). **Seafood and freshwater toxins: pharmacology, physiology and detection**. Boca Raton: CRC Press, 2008.
- GRIFFITHS, D. J.; SAKER, M. L. The palm island mystery disease 20 years on: a review of research on the cyanotoxin cylindrospermopsin. **Environmental Toxicology**, v. 18, n. 2, p. 78-93, 2003.
- HILLER, S.; KROCK, B.; CEMBELLA, A.; LUCKAS, B. Rapid detection of cyanobacterial toxins in precursor ion mode by liquid chromatography tandem mass spectrometry. **Journal of Mass Spectrometry**, v. 42, p. 1238-1250, 2007.
- HUMPAGE, A. R.; FALCONER, I. R. Oral toxicity of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in male Swiss albino mice: determination of no observed adverse effect level for deriving a drinking water guideline value. **Environmental Toxicology**, v. 18, n. 2, p. 94-103, 2003.
- INMETRO. INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA. **Orientação sobre validação de métodos de ensaios químicos**. Rio de Janeiro: INMETRO, 2007.
- JAMES, K. J.; DAUPHARD, J. C.; FUREY, A. Cyanobacterial neurotoxins, anatoxin-a and analogues: detection and analysis. In: BOTANA, L. M. (Ed.). **Seafood and freshwater toxins: pharmacology, physiology and detection**. Boca Raton: CRC Press, 2008.
- JOCHIMSEN, E. M.; CARMICHAEL, W. W.; AN, J. S.; CARDO, D. M.; COOKSON, S. T.; HOLMES, C. E. M.; ANTUNES, M. B. D.; DE MELO, D. A.; LYRA, T. M.; BARRETO, V. S. T.; AZEVEDO, S.; JARVIS, W. R. Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. **New England Journal of Medicine**, v. 338, n. 13, p. 873-878, 1998.
- KALAITZIS, J. A.; CHAU, R.; KOHLI, G. S.; MURRAY, S. A.; NEILAN, B. A. Biosynthesis of toxic naturally-occurring seafood contaminants. **Toxicon**, v. 56, n. 2, p. 244-258, 2011.
- KONST, H.; MCKERCHE, P. D.; GORHAM, P. R.; ROBERTSO, A.; HOWELL, J. Symptoms and pathology produced by toxic *Microcystis aeruginosa* NRC-1 in laboratory and domestic animals. **Canadian Journal of Comparative Medicine and Veterinary Science**, v. 29, n. 9, p. 221-228, 1965.
- KUJBIDA, P.; RODRIGUEZ, V. C. S.; PINTO, E. Cianobactérias e microalgas tóxicas em ambientes aquáticos. In: OGA, S. (Ed.). **Fundamentos de toxicologia**. São Paulo: Atheneu, 2008. p. 225-240.
- LYCK, S. Simultaneous changes in cell quotas of microcystin, chlorophyll a, protein and carbohydrate during different growth phases of a batch culture experiment with *Microcystis aeruginosa*. **Journal of Plankton Research**, v. 26, n. 7, p. 727-736, 2004.

- MACKINTOSH, R. W.; DALBY, K. N.; CAMPBELL, D. G.; COHEN, P. T. W.; COHEN, P.; MACKINTOSH, C. The cyanobacterial toxin microcystin binds covalently to cysteine-273 on protein phosphatase 1. **FEBS Letters**, v. 371, n. 3, p. 236-240, 1995.
- MOLICA, R. J. R.; OLIVEIRA, E. J. A.; CARVALHO, P. V. C.; COSTA, A.; CUNHA, M. C. C.; MELO, G. L.; AZEVEDO, S. Occurrence of saxitoxins and an anatoxin-a(s)-like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply. **Harmful Algae**, v. 4, n. 4, p. 743-753, 2005.
- MSAGATI, T. A. M.; SIAME, B. A.; SHUSHU, D. D. Evaluation of methods for the isolation, detection and quantification of cyanobacterial hepatotoxins. **Aquatic Toxicology**, v. 78, n. 4, p. 382-397, 2006.
- NAMIKOSHI, M.; MURAKAMI, T.; WATANABE, M. F.; ODA, T.; YAMADA, J.; TSUJIMURA, S.; NAGAI, H.; OISHI, S. Simultaneous production of homoanatoxin-a, antitoxin-a, and a new non-toxic 4-hydroxyhomoanatoxin-a by the cyanobacterium *Raphidiopsis mediterranea* Skuja. **Toxicon**, v. 42, n. 5, p. 533-538, 2003.
- NICHOLSON, B. C.; BURCH, M. D. **Evaluation of analytical methods for detection and quantification of cyanotoxins in relation to Australian drinking water guidelines**. Canberra: Commonwealth of Australia, 2001.
- NORTON, S. A.; LYONS, C. Blister beetles and the ten plagues. **Lancet**, v. 359, n. 9321, p. 1950-1950, Jun. 2002.
- PEARSON, L.; MIHALI, T.; MOFFITT, M.; KELLMANN, R.; NEILAN, B. On the chemistry, toxicology and genetics of the cyanobacterial toxins, microcystin, nodularin, saxitoxin and cylindrospermopsin. **Marine Drugs**, v. 8, n. 5, p. 1650-1680, 2010.
- PEGRAM, R.; RUNNEGAR, M.; PFLUGMACHER, S.; HUMPAGE, A. R.; NICHOLS, T.; ETHERIDGE, S.; NEILAN, B.; THACKER, R.; LOVE, A. Cyanotoxins workgroup report. In: HUDNELL, H. K. (Ed.). **Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs**. New York: United States Environmental Protection Agency Papers and Springer, 2008.
- POURIA, S.; DE ANDRADE, A.; BARBOSA, J.; CAVALCANTI, R. L.; BARRETO, V. T. S.; WARD, C. J.; PREISER, W.; POON, G. K.; NEILD, G. H.; CODD, G. A. Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. **Lancet**, v. 352, n. 9121, p. 21-26, 1998.
- RELLAN, S.; OSSWALD, J.; SAKER, M.; GAGO-MARTINEZ, A.; VASCONCELOS, V. First detection of anatoxin-a in human and animal dietary supplements containing cyanobacteria. **Food and Chemical Toxicology**, v. 47, n. 9, p. 2189-2195, 2009.
- RODRIGUEZ, D. C.; ETZEL, R. A.; HALL, S.; DE PORRAS, E.; VELASQUEZ, O. H.; TAUXE, R. V.; KILBOURNE, E. M.; BLAKE, P. A. Lethal paralytic shellfish poisoning in Guatemala. **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 42, p. 4, 1990.
- RODRIGUEZ, V.; MOURA, S.; PINTO, E.; PEREIRA, C. M. P.; BRAGA, R. C. Aspectos toxicológicos e químicos da anatoxina-a e seus análogos. **Química Nova**, v. 29, n. 6, 2006a.
- RODRIGUEZ, V.; YONAMINE, M.; PINTO, E. Determination of anatoxin-a in environmental water samples by solid-phase microextraction and gas chromatography-mass spectrometry. **Journal of Separation Science**, v. 29, p. 5, 2006b.
- ROGERS, E. H.; HUNTER, E. S.; MOSER, V. C.; PHILLIPS, P. M.; HERKOVITS, J.; MUNOZ, L.; HALL, L. L.; CHERNOFF, N. Potential developmental toxicity of anatoxin-a, a cyanobacterial toxin. **Journal of Applied Toxicology**, v. 25, n. 6, p. 527-534, 2005.
- SIVONEN, K. Cyanobacterial toxins and toxin production. **Phycologia**, v. 35, n. 6, p. 6, 2006.
- TEIXEIRA, M. G. L. C.; COSTA, M. C. N.; CARVALHO, V. L. P.; PEREIRA, M. S. P.; HAGE, E. Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica Dam, Bahia, Brazil. **Bulletin of Pan American Health Organization**, v. 27, n. 3, p. 9, 1993.
- TILLET, D.; DITTMANN, E.; ERHARD, M.; VON DOHREN, H.; BORNER, T.; NEILAN, B. A. Structural organization of microcystin biosynthesis in *Microcystis aeruginosa* PCC7806: an integrated peptide-polyketide synthetase system. **Chemistry & Biology**, v. 7, n. 10, p. 753-764, 2000.
- TSUJI, K.; MASUI, H.; UEMURA, H.; MORI, Y.; HARADA, K. Analysis of microcystins in sediments using MMPB method. **Toxicon**, v. 39, p. 5, 2001.

VAN APELDOORN, M. E.; VAN EGMOND, H. P.; SPEIJERS, G. J.; BAKKER, G. J. Toxins of cyanobacteria. **Mol. Nutr. Food Res.**, v. 51, n. 1, p. 7-60, 2007.

WERNER, V. R.; LAUGHINGHOUSE, H. D. Bloom-forming and other planktonic *Anabaena* (Cyanobacteria) morphospecies with twisted trichomes from Rio Grande do Sul State, Brazil. **Nova Hedwigia**, v. 89, n. 1-2, p. 17-47, 2009.

YUAN, M.; CARMICHAEL, W. W. Detection and analysis of the cyanobacterial peptide hepatotoxins microcystin and nodularin using SELDI-TOF mass spectrometry. **Toxicon**, v. 44, n. 5, p. 561-570, 2004.

CAPÍTULO 22

A ECOTOXICOLOGIA NO CONTEXTO ATUAL NO BRASIL

Daniel Clemente Vieira Rêgo da Silva¹, Marcelo Pompêo¹ & Teresa Cristina Brazil de Paiva²

1 - Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 2 - Departamento de Biotecnologia, Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo, Lorena, Brasil.

E-mail: daniel_cruzeiro@yahoo.com.br

RESUMO

Devido ao crescente nível de pressão que os corpos hídricos vem sofrendo, particularmente do início do século XX até o presente, refletindo na qualidade da água e de vida dos organismos ali presentes, torna-se imprescindível o monitoramento destes. Este capítulo aborda um tema dos mais atuais em relação à análise da qualidade das águas, a ecotoxicologia, que é a ciência que estuda os efeitos das substâncias químicas sobre os organismos vivos e a interação destes com seu habitat, podendo a resposta ser aguda (exposição a curto prazo) ou crônica (exposição a longo prazo). A principal ferramenta legal no Brasil que regulamenta o controle do lançamento de efluentes e qualidade da água nos corpos hídricos é a resolução CONAMA nº 357/05, complementada e alterada pela CONAMA nº 430/2011, que dispõem sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. Em vista do grande problema relativo à poluição aos quais rios e reservatórios estão expostos, monitoramentos são realizados com o propósito preventivo e corretivo, e testes ecotoxicológicos são poderosas ferramentas de avaliação da qualidade de suas águas, utilizando organismos testes como bioindicadores do potencial tóxico destes locais.

1 INTRODUÇÃO

1.1 A IMPORTÂNCIA DA ÁGUA PARA O HOMEM

Mais de dois terços (70%) da superfície terrestre é recoberta por água, sendo a maior parte oceano (3,5% de NaCl), e o total de água doce perfaz menos de 1% da área (SCHMIDT-NIELSEN, 2002). Do total de água doce, 12% se encontram em território nacional.

Podemos observar vários problemas ambientais ainda não resolvidos, como a precariedade do sistema de água e de esgotos sanitários e industriais; uso abusivo de defensivos agrícolas; a inadequação das soluções utilizadas para o destino do lixo; níveis de poluição e contaminação hídrica, atmosférica, do solo, do subsolo e alimentar. (MORAES, 2002). Muitos países gastam muito com tratamentos de doenças relativas a própria água que deveriam tratar.

O aporte excessivo de nutrientes, a partir do escoamento agrícola e resíduos humanos, tem causado a muitos lagos *oligotróficos* uma mudança para condição *eutrófica* na qual intensos aportes de nutrientes levam à alta produtividade de fitoplâncton. Isto torna a água turva, elimina plantas maiores e, nas situações mais graves, leva a anoxia e morte dos peixes (*eutrofização cultural*) (TOWNSEND et al., 2010).

A água, sendo um dos principais fatores no desenvolvimento da população humana, tem sofrido crescente nível de pressão, particularmente do início do século XX até o presente, resultando não só a diminuição da qualidade desta para uso humano, como também a degradação dos ecossistemas aquáticos, refletindo assim na qualidade de vida dos organismos ali presentes.

Devido a todos os fatores acima abordados, é de suma importância que esforços corretivos e preventivos sejam alocados para os corpos hídricos, sendo o monitoramento destes, imprescindível para o desenvolvimento econômico, social, e para a sustentabilidade do planeta como um todo.

Este capítulo vem abordar um dos temas mais atuais em relação à análise da qualidade das águas, que é a ecotoxicologia. Não somente aborda o conceito, mas também a aplicação de suas análises. O objetivo principal aqui não é o aprofundamento no tema, mas sim um breve resumo do conteúdo já referido.

1.2 HISTÓRICO DA ECOTOXICOLOGIA

O termo ecotoxicologia foi introduzido por Truhalt em 1969, sendo derivado das palavras ecologia e toxicologia, sua introdução reflete a crescente preocupação sobre o efeito de compostos químicos ambientais sobre as espécies, além do homem (WALKER, 2006).

Em linhas gerais, a *ecologia* é a disciplina que se ocupa das relações entre os seres vivos e o ambiente. Por outro lado, a *toxicologia* estuda os efeitos adversos de determinada substância num dado organismo e procura clarear o mecanismo de ação tóxica no mesmo (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008).

Diversos autores elucidam o surgimento da toxicologia, defendendo a tese de que ela nasceu nos primórdios da humanidade, antecipando-se a própria história escrita sobre o uso de venenos de animais e plantas com o propósito de auxiliar na caça e pesca e, com o envenenamento nas atividades de guerra (FUKUSHIMA, 2008).

Há relatos de que Aristóteles (384-322 a.C.), submeteu peixes de água doce à água do mar para estudar suas reações. O primeiro teste de toxicidade com organismos aquáticos que se tem notícia foi realizado em 1816 com insetos aquáticos (BUIKEMA; VOSHEL, 1993).

Embora os primeiros testes de toxicidade com despejos industriais tenham sido realizados entre 1863 e 1917, somente na década de 1930 foram implementados alguns testes de toxicidade aguda com organismos aquáticos, com o objetivo de estabelecer a relação causa/efeito de substâncias químicas e despejos líquidos (RAND, 1995).

Com o decorrer das pesquisas, no século XX, pode-se averiguar que muitas espécies utilizadas inicialmente apresentavam um padrão maior de resistência aos contaminantes testados, sendo que espécies mais sensíveis têm sido utilizadas desde então, dentre elas os microcrustáceos,

que serão abordados novamente no decorrer deste texto.

Esta é uma nova área que se identificou com os estudos dos efeitos prejudiciais de produtos químicos dentro do contexto da ecologia. Após este tempo (da década de 60 em diante), o foco da ecologia toxicológica, tem sido principalmente a preocupação com os efeitos prejudiciais dos compostos químicos ambientais sobre os humanos, além dos ecossistemas também (WALKER, 2006).

São inúmeros os estudos na área, e já estão em vigor várias normas e protocolos nacionais e internacionais que definem como devem ser realizados os testes, sendo assim, há um maior grau de confiabilidade nos resultados expressos nas análises ecotoxicológicas que se encontram dentro deste contexto.

Laboratórios também estão sendo certificados segundo selos de qualidade e sofrendo constantes auditorias, e isso inclui que todos os seus equipamentos devam ser calibrados e as normas utilizadas estejam atualizadas, para que possam se enquadrar nos padrões de qualidade internacional requeridos para seus respectivos fins.

1.3 ECOTOXICOLOGIA: DEFINIÇÕES E APLICAÇÕES

A ecotoxicologia é a ciência que estuda os efeitos das substâncias químicas sobre os organismos vivos, podendo a resposta ser aguda ou crônica (diferindo na duração e respostas finais que são obtidas), sendo uma ferramenta auxiliar nas análises de impactos ambientais causados por tais elementos, estimando assim sua toxicidade em relação ao organismo teste utilizado. Esta trata de movimentos de poluentes no ar, água, solos, e sedimentos através da cadeia alimentar, com as transformações químicas e biotransformação (WALKER, 2006).

Os resultados das análises químicas por si só não retratam o impacto ambiental causado pelos poluentes, pois não demonstram os efeitos sobre o ecossistema. Segundo Buss (2008), para que estas pudessem cumprir com uma função de identificar o problema de forma mais precisa, haveria a necessidade de um grande número de análises, geralmente custosas, o que inviabiliza seu uso como única ferramenta para a realização de um monitoramento temporal eficiente.

Somente os sistemas biológicos podem detectar os efeitos tóxicos das substâncias (MAGALHÃES; FILHO, 2008), demonstrando a importância destas análises na hora de se detectar se há ou não riscos à biota encontrada no local de enfoque da pesquisa. Costa (2008) reforça que as análises físicas e químicas tradicionalmente realizadas, tais como DBO, DQO, sólidos suspensos, concentrações de metais e de outras substâncias de caráter orgânico ou inorgânico, cujos limites encontram-se estabelecidos nas legislações ambientais, não são capazes de distinguir entre as substâncias que afetam o sistema biológico e as que são inertes no ambiente. Desta forma, segundo esse autor, não são suficientes para avaliar o potencial de risco ambiental dos contaminantes por si próprias.

Enquanto as análises químicas identificam e quantificam as concentrações das substâncias tóxicas, os testes de toxicidade avaliam o efeito dessas substâncias sobre sistemas biológicos (COSTA, 2008). Walker (2006) diz que parte destes compostos podem causar danos aos organismos, e estes serão considerados quando houver mudanças bioquímicas ou fisiológicas que adversamente afetam os indivíduos nas taxas de nascimento, crescimento, ou mortalidade.

O monitoramento através de métodos físicos e químicos aborda o tipo e a intensidade de fatores, inferindo apenas indiretamente sobre os efeitos nos organismos. Já o biomonitoramento, fornece informações sobre os efeitos de estressores no sistema biológico, podendo eventualmente inferir sobre a qualidade e quantidade do distúrbio. O uso combinado dessas ferramentas aumenta o potencial de detecção das causas e de avaliação dos efeitos de estressores sobre os ecossistemas aquáticos (BUSS, 2008), daí a importância da integração entre essas duas vertentes, sendo que uma complementa os resultados obtidos pela outra.

Jardim (2004) comenta que o teste de toxicidade aquática é uma ferramenta para o estudo dos efeitos dos agentes tóxicos sobre organismos aquáticos e está fundamentado no princípio de que a resposta dos organismos vivos depende da dose do tóxico a que foram submetidos.

Vale ainda salientar, que os ensaios de toxicidade podem refletir o sinergismo de todas as substâncias geradas num sistema, mostrando que as características isoladas de um elemento químico não podem garantir a preservação e manutenção da biota aquática, uma vez que os mecanismos e processos do sistema são diferenciados no tempo e no espaço (RODGHER, 2003).

Tais testes podem ser utilizados em várias análises, como em efluentes industriais, águas superficiais ou de outros compartimentos, sedimentos, solos, substâncias químicas/fármacos, etc. Em relação a isso, estas análises podem ser de dois tipos, sendo uma para verificação da consonância dos valores encontrados em relação aos padrões permitidos pelas legislações vigentes e a outra é com substâncias específicas, como os fármacos, em que são realizados testes com o objetivo de obter dados para registros químicos.

No caso de rios e reservatórios, não só a água deve ser analisada, mas também o sedimento, pois este funciona como um sumidouro temporário de poluentes, os quais, sob determinadas condições ambientais, podem ser liberados para a coluna de água, dessa forma podendo afetar direta ou indiretamente os organismos ali presentes.

A aplicação dos princípios de ecotoxicologia demanda a *seleção* de um organismo-teste e, segundo Magalhães; Filho (2008), para sua escolha estes devem ser abundantes e de grande disponibilidade, de significativa representação ecológica dentro das biocenoses e se ter conhecimento prévio de sua biologia, fisiologia e hábitos alimentares, sensibilidade constante e apurada, importância comercial, serem de fácil cultivo e se possível serem nativos.

Alguns fatores podem afetar nos resultados dos ensaios de toxicidade com organismos aquáticos, dentre eles, os fatores bióticos, que estão relacionados ao estágio de vida, tamanho, idade e estado nutricional dos organismos (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008) e, sabendo-se da maior sensibilidade de organismos jovens em relação a substâncias tóxicas, opta-se pela utilização destes.

Segundo Sundfeld (2010), para os ensaios de toxicidade, são utilizados organismos sensíveis a uma diversidade de agentes químicos. Esta sensibilidade deve ser relativamente constante, de maneira que possibilite a obtenção de resultados precisos, garantindo a boa repetibilidade e reprodutibilidade dos testes.

Para que uma pesquisa tenha uma confiabilidade maior sobre a toxicidade de seu objeto de estudo, é recomendável a utilização de mais de um organismo-teste e, se possível, de níveis tróficos diferentes, pois cada organismo possui uma sensibilidade diferente a tais compostos, e não seria sensato inferir os resultados dos efeitos tóxicos sobre uma espécie como sendo para outra, mas se testes são realizados com vários organismos, e estes respondem de maneira parecida aos compostos, então realmente os resultados podem dar uma resposta mais abrangente do que está ocorrendo no ambiente.

Podemos ver um exemplo disto na pesquisa realizada por Novelli (2012), em que utilizou três organismos de táxons diferentes (*Daphnia similis*, *Chironomus xanthus* e *Danio rerio*) para avaliar os efeitos de uma substância química em ecossistemas aquáticos.

Enfim, várias respostas podem ser obtidas com os testes, e os parâmetros avaliados podem ser mortalidade, taxa de natalidade, crescimento, tamanho corporal médio, má formações, interferências no ciclo de vida, genotoxicidade, taxa de alimentação, etc., indicando assim, caso haja toxicidade, que o local de estudo ou substância testada pode estar afetando o organismo utilizado, podendo-se inferir os resultados até o nível de comunidade, caso organismos de táxons diferentes sejam utilizados.

Os resultados destas análises ecotoxicológicas podem servir de subsídios para ações de políticas públicas relacionadas ao uso da água e a preservação destes mananciais, daí ser uma ferramenta complementar em estudos de impactos ambientais adversos nos corpos hídricos.

1.4 ECOTOXICOLOGIA NO BRASIL (RESOLUÇÕES, NORMAS E PROTOCOLOS)

A principal ferramenta legal no Brasil que regulamenta o controle do lançamento de efluentes e qualidade da água nos corpos hídricos, a resolução CONAMA nº 357/05 dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem

como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes nestes corpos hídricos. O artigo 2º desta resolução e, os parágrafos XXI e XXII, definem os ensaios ecotoxicológicos como ensaios realizados para determinar o efeito deletério de agentes físicos ou químicos a diversos organismos aquáticos, visando também avaliar o potencial de risco à saúde humana.

Mais recentemente, esta resolução foi complementada e alterada pela CONAMA nº 430/2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. Em seu artigo 4º, parágrafo XIII, define os testes de toxicidade como métodos utilizados para detectar e avaliar a capacidade de um agente tóxico provocar efeito nocivo, utilizando bioindicadores dos grandes grupos de uma cadeia ecológica (CONAMA, 2011).

Segundo Zagatto; Bertoletti (2008), a ecotoxicologia permite avaliar os danos ocorridos nos diversos ecossistemas após contaminação e também prever impactos futuros, considerando assim a interação destes poluentes com o meio ambiente.

De acordo com Novelli (2005) e Vargas (2002), existe uma série de organizações e agências de normatização (nacionais e internacionais), as quais recomendam vários tipos de procedimentos e de espécies diferentes para a realização dos bioensaios, e dentre elas estão: *American Public Health Association* (APHA), *American Society for testing materials* (ASTM), *United States Environmental Protection Agency* (USEPA), *Association française de Normalisation* (AFNOR), *Associação Brasileira de Normas Técnicas* (ABNT), *International Organization for Standardization* (ISO) e *Organization for Economic Co-operation and Development* (OECD).

No Brasil, a ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas) é uma das agências que elabora as normas de testes ecotoxicológicos, padronizando assim esses ensaios com organismos testes a serem utilizados, baseando-se nos conhecimentos adquiridos pelos pesquisadores desta, em relação às agências mais tradicionais, e, adaptando tais ensaios às nossas necessidades.

Cada Estado do Brasil contém um órgão ambiental responsável pela fiscalização dos recursos naturais, como o INEA (Instituto Estadual do Ambiente) no Rio de Janeiro, a FEAM (Fundação Estadual do Meio Ambiente) em Minas Gerais, o IPAAM (Instituto de Proteção Ambiental do Estado do Amazonas) no Amazonas, dentre vários outros. No entanto, neste documento, vamos nos ater ao Estado de São Paulo e, seu órgão ambiental, denominado de “Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo” – CETESB –, que nada mais é do que a agência do Governo do Estado responsável pelo controle, fiscalização, monitoramento e licenciamento de atividades geradoras de poluição, com a preocupação fundamental de preservar e recuperar a qualidade das águas, do ar e do solo, assegurando a participação e informação da população do Estado (CETESB, 2012).

A CETESB também possui suas próprias normas de testes ecotoxicológicos, as quais servem de base para a própria companhia realizá-los. Além disso, suas normas também servem de referência para os testes realizados no Brasil. Na Tabela 1* é apresentada a relação de normas atualizadas de ensaios ecotoxicológicos aquáticos continentais da ABNT e da CETESB.

Existem protocolos que já foram criados e são amplamente utilizados, mas que ainda não foram oficializados e catalogados pelas agências normatizadoras, como é o caso do protocolo descrito por FONSECA (1997), utilizando como organismo teste o *Chironomus xanthus*, pertencente à família dos Quironomídeos.

1.5 ECOTOXICOLOGIA NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DE RIOS E RESERVATÓRIOS

Diversas mudanças do ambiente aquático provêm da intervenção direta do homem, como é o caso das barragens, reservatórios e canais, inadequada ocupação de áreas para construções, utilização de terra para cultura e retirada de vegetação ciliar (SUNDFELD, 2010).

Em reservatórios a qualidade da água pode sofrer alteração após o barramento do rio e também decorrente dos lançamentos originados dos usos e ocupações dos espaços pelo homem. No

* Várias normas publicadas anteriormente pela CETESB relativas a ensaios ecotoxicológicos foram suspensas.

entanto, o termo qualidade das águas está estritamente relacionado ao uso destas pelos seres humanos (p. ex. potabilidade) e pelos organismos que ali vivem.

Várias são as causas de poluição, e dentre estas estão a emissão de efluentes por indústrias e residências, a lixiviação do solo de grandes plantações contendo diversos agentes químicos, etc. Desta forma, as atividades humanas exercidas na bacia, como o intenso uso de metais e outros contaminantes em atividades agrícolas, geração de energia elétrica (com a combustão de carbono), atividades industriais e resíduos domésticos e suas respectivas liberações na atmosfera, solo ou diretamente num corpo de água, impactam rios e reservatórios (FOSTER; CHARLESWORTH, 1996; YABE; OLIVEIRA, 1998; LOKESHWARI; CHANDRAPPA, 2007; GALÁN; ROMERO, 2008). Estas elevadas concentrações podem comprometer a qualidade das águas e dos sedimentos e, os usos futuros de reservatórios, reforçando a necessidade de constante acompanhamento da concentração de metais e outros elementos nos compartimentos do sistema.

Tabela 1: Normas brasileiras sobre ensaios ecotoxicológicos

Agência	Norma	Descrição
ABNT	NBR 15469:2007	Ecotoxicologia aquática - Preservação e preparo de amostras
ABNT	NBR 12713:2009	Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda – Método de ensaio com <i>Daphnia spp</i> (Crustacea, Cladocera)
ABNT	NBR 13373:2010	Ecotoxicologia aquática - Toxicidade Crônica – Método de ensaio com <i>Ceriodaphnia spp.</i> (Crustacea, Cladocera)
ABNT	NBR 15088:2011	Ecotoxicologia aquática – Toxicidade Aguda – Método de ensaio com peixes
ABNT	NBR 15499:2007	Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade Crônica de Curta Duração – Método de ensaio com peixes
ABNT	NBR 12648:2011	Ecotoxicologia Aquática – Método de ensaio com algas (Chlorophyceae)
ABNT	NBR 15470:2007	Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade em sedimento – Método de ensaio com <i>Hyalella spp</i> (Amphipoda)
ABNT	NBR 15308:2011	Ecotoxicologia Aquática – Método de ensaio com misídeos (Crustácea)
CETESB	L5.227:2001	Teste de toxicidade com a bactéria luminescente <i>Vibrio fischeri</i> – Método de ensaio
CETESB	L5.228:2001	Teste de toxicidade aguda utilizando <i>Spirillum volutans</i> – Método de ensaio

Com base no que foi explanado, observa-se a importância destas análises no acompanhamento da qualidade das águas dos corpos hídricos, sendo que os testes podem ser realizados *in-situ* (no campo) ou *ex-situ* (laboratório), e independente de como o sejam, a resposta será sempre avaliada pela toxicidade que pode estar interferindo no ciclo de vida do organismo ou em sua imobilidade / morte.

Meregalli et al. (2000), diz que bioensaios *in-situ* tem sido a tempos realizados para monitorar os ecossistemas aquáticos, utilizando como organismos testes os peixes, cladóceros, tricópteros (insetos), anfípodos, quironomídeos, etc.

No Brasil, a realização de testes *in situ* ainda é incipiente (DORNFELD, 2006), sendo necessário maior esforço para o estabelecimento de metodologias mais adequadas às condições encontradas em países tropicais, já que as adaptações de ensaios de regiões temperadas podem não ser totalmente satisfatórias. Neste caso, como já abordado anteriormente, a utilização de espécies endêmicas se faz necessária, daí a necessidade de mais normas e protocolos específicos para nossa região.

No campo, os testes são realizados em câmaras de ensaio (Figura 1), nas quais os organismos são expostos à água ou sedimento do local e, no laboratório, são realizados experimentos com parâmetros controlados, como luz (fotoperíodo), temperatura, pH da água, condutividade, dureza, alimentos específicos para cada grupo de organismos etc., em recipientes contendo as amostras (Figura 2), de forma que seja um ambiente com condições semelhantes às do meio natural.

Deve-se salientar, no entanto, que não existe nenhum ensaio universal que possa ser usado em todas as situações para avaliação da toxicidade, assim como é óbvio que diferentes bioensaios não podem fornecer resultados equivalentes, devido às diferenças biológicas inerentes aos mesmos, frente a ampla gama de substâncias tóxicas existentes no meio (CETESB, 1988).

Em vista do grande problema relativo à poluição aos quais rios e reservatórios estão expostos, monitoramentos são realizados com o propósito preventivo e corretivo, e testes ecotoxicológicos é uma poderosa ferramenta de avaliação da qualidade de suas águas, utilizando organismos testes como bioindicadores do potencial tóxico destes locais.



Figura 1: Câmara de ensaio in situ SUNDFELD (2010).



Figura 2: Ensaio no laboratório.

1.6 TRANSPORTE DE POLUENTES PELA ÁGUA

Deve-se tomar cuidado com os termos que são utilizados dentro desta área (limnologia / ecotoxicologia), pois segundo Walker (2006), a distinção algumas vezes feita entre poluentes e contaminantes trazem grandes dificuldades. O termo “*poluente*” é tomado para indicar que o composto químico que ele descreve está causando danos ambientais, enquanto que o termo “*contaminante*” implica que o composto não é necessariamente prejudicial.

Os poluentes presentes na superfície da água existem em diversos estados. Podem estar em solução ou em suspensão. O material em suspensão pode estar em forma de gotículas (ex., óleo) ou partículas e, os poluentes, podem estar dissolvidos nas gotículas ou absorvidos pelas partículas sólidas. Todas essas formas podem ser transportadas pela água por distâncias consideráveis (WALKER, 2006).

Em rios, os poluentes são transportados sobre distâncias variadas. Em geral, a concentração dos poluentes continua caindo com distâncias maiores abaixo na foz, e isso talvez reflita na mudança de composição da fauna e flora. Uma vez que os poluentes são levados para lagos e oceanos, podem ser transportados por correntes (WALKER, 2006).

No caso dos reservatórios, estes poluentes chegam trazidos pela correnteza dos contribuintes, e se dispersam por todo o corpo hídrico segundo suas características, como profundidade, área superficial exposta ao vento, morfologia do mesmo, estratificação, tempo de retenção da água, dentre vários outros fatores.

1.7 ROTAS DE CONTAMINAÇÃO EM ORGANISMOS AQUÁTICOS

Os princípios básicos dos testes de toxicidade aquática são similares aos com organismos terrestres. Contudo, há questões particulares sobre as principais rotas de captação que influenciam alguns aspectos no desenho dos testes (WALKER, 2006).

Com organismos aquáticos, a captação direta pela água é a rota de maior importância (p. ex., através das guelras nos peixes). A captação também pode ocorrer através de seu alimento durante a passagem pelo sistema digestivo, e organismos bentônicos estão expostos aos resíduos nos sedimentos. A importância relativa destas rotas de captação difere entre organismos e compostos químicos, e depende das condições ambientais (WALKER, 2006).

Schmidt-Nielsen (2002), diz que a captura de alimento pelos organismos é feita por meio de uma diversidade de métodos mecânicos, que determinam a natureza do alimento que um dado animal pode obter e utilizar.

O mesmo autor (SCHMIDT-NIELSEN, 2002), diz que no meio aquático, estes alimentos podem estar presentes de diversas formas, como em pequenas partículas, grandes partículas ou massas, matéria orgânica dissolvida ou suprimento simbiótico de nutrientes.

Podemos entender melhor por meio destes mecanismos de captura de alimentos, fatores como bioacumulação e biomagnificação, e através de ensaios toxicológicos, obter dados acerca dos efeitos destes componentes no organismo dos animais utilizados.

De acordo Rodrigues (2005) apud Moriarty (1983), os processos de bioacumulação e biomagnificação potencializam os efeitos tóxicos de algumas substâncias, sendo que estas vão se acumulando nos organismos vivos, e quanto maior o tempo de exposição do ser vivo ao poluente, maior será a concentração desta substância tóxica acumulada no organismo.

Um dos principais motivos pela preocupação de como funcionam estas rotas de contaminação relativas à bioacumulação, ocorre porque os organismos de táxons superiores vão acumulando cada vez mais esses contaminantes, e isso pode ser um grande problema de saúde pública, visto que dependemos em parte de alimentos oriundos destes rios e reservatórios, além é claro, de preocupações relativas ao equilíbrio ecológico dos ecossistemas aquáticos, onde mudanças repentinas que levam à redução da qualidade das águas podem alterar as estruturas das redes alimentares, podendo acarretar num desequilíbrio ambiental.

Além disso*, em grandes concentrações, algumas substâncias possuem efeito agudo sobre a biota, podendo chegar até a eliminar espécies que antes eram abundantes na área, caso estas não sejam capazes de evitar tais compostos a tempo, talvez migrando para outro lugar.

1.8 MONITORAMENTO DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS

Muitos são os trabalhos relacionados com ecotoxicologia na atualidade e, no Brasil, isto é uma realidade que vem crescendo a cada dia com a necessidade do monitoramento dos corpos hídricos. Como já foi supracitado, são vários os organismos que podem ser utilizados em testes ecotoxicológicos, mas há certa tendência na escolha de algumas espécies, e vemos isso em trabalhos como os de Morais (2011), Castanha (2008), Meira (2009), Rodgher (2005) e Köhl (2010), os quais predominam organismos testes como *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia dubia* e *Ceriodaphnia silvestrii*, possivelmente por serem de fácil cultivo e sensíveis à mudanças físicas e químicas do meio.

Em São Paulo, como já descrito anteriormente, a CETESB é responsável por fiscalizar e monitorar os corpos hídricos do Estado, sendo que esta instituição possui um laboratório específico de ecotoxicologia para realizar o monitoramento das águas, analisando vários parâmetros, dentre estes, os toxicológicos.

A CETESB realiza ensaios toxicológicos da água utilizando:

* Existem análises complementares de risco ambiental que são utilizadas em parceria com as ecotoxicológicas, conhecidas como “Avoidance” ou “Fuga”, cujo cunho principal são testes que apontam ou não para o comportamento de fuga dos organismos testados em relação à substância que se queira analisar.

- Microcistinas, Ensaio de Toxicidade Aguda com a bactéria luminescente - *Vibrio fischeri* (Sistema Microtox); ensaio de Toxicidade Crônica com o microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia* e ensaio de Mutação Reversa (teste de Ames).

E do sedimento utilizando:

- Deformidade em mento de *Chironomus sp.*, ensaio de Toxicidade Aguda com bactéria luminescente – *Vibrio fischeri* (Sistema Microtox); ensaio de Toxicidade Aguda/Subletal com o anfípodo *Hyalella azteca* e ensaio de Mutação Reversa (teste Ames) (CETESB, 2011).

A agência também utiliza as normatizações publicadas pela ABNT.

Tabela 2: Pontos de amostragem realizados pela CETESB (CETEB, 2011)

Reservatório	Nomenclatura	Coordenadas
Paiva Castro	JQU 00900 (IET – Mesotrófico)	S 23° 20' 25" W 46° 39' 45"
Guarapiranga	GUAR 00900 (IET – Mesotrófico)	S 23° 40' 27" W 46° 43' 40"
	GUAR 00100 (IET – Eutrófico)	S 23° 45' 15" W 46° 43' 37"
Billings	GDE 02900 (IET – Mesotrófico)	S 23° 46' 07" W 46° 32' 00"
	RGDE 02200 (IET – Mesotrófico)	S 23° 44' 23" W 46° 26' 44"

No caso específico para a RMSP (Região Metropolitana de São Paulo) na Tabela 2 são apresentadas as coordenadas dos pontos de coleta de onde são retiradas amostras para os testes de toxicidade.

A CETESB publica anualmente um relatório com resultados para os testes ecotoxicológicos, com dados sobre os efeitos observados em porcentagem das amostras e, com isso, comparam os dados com monitoramentos anteriores, permitindo visualizar melhorias ou não na qualidade das águas em relação ao percentual de toxicidade.

1.9 APLICAÇÃO DE ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS EM SEDIMENTO

A capacidade do sedimento em acumular compostos faz deste compartimento um dos mais importantes na avaliação do nível de contaminação de ecossistemas aquáticos continentais (SCHROPP et al., 1990; ESTEVES, 1998).

Ainda, segundo Esteves (1998), a importância do sedimento como indicador do nível de poluição torna-se ainda mais relevante, quando se considera que as indústrias geralmente lançam seus despejos nos ambientes aquáticos nos finais de semana, quando o controle é reduzido. Neste caso, o sedimento pode atuar registrando a poluição ocorrida em dias anteriores.

O sedimento nada mais é do que um sumidouro de compostos que vão se acumulando com o tempo neste compartimento e, vez ou outra, podem ser liberados para a coluna d'água dependendo das condições locais ao qual este está submetido.

Zagatto; Bertolotti (2008) explicam que os materiais dissolvidos e particulados, de natureza orgânica e inorgânica, que adentram um ambiente aquático invariavelmente se associam, de alguma forma, através de processos de superfície, como a adsorção, complexação e reprecipitação, aos particulados preexistentes no ambiente e, subsequentemente, tendem a se decantar, no fundo desses ambientes, passando assim a fazer parte dos sedimentos.

Quanto menor forem os materiais particulados / sedimento, maior será a área superficial destes elementos, dessa forma aumentando o potencial de adsorção de poluentes.

Em testes com sedimento organismos de hábito bentônico são utilizados. A ABNT possui normas para sua utilização, veja na Tabela 1, a norma 15470:2007, que utiliza o amphipoda *Hyalella spp* como organismo teste e, além desta, Fonseca (2007) também criou um protocolo para utilização de um chironomídeo, o *Chironomus xanthus* (já apresentado anteriormente).

1.10 APLICAÇÃO DE ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS EM EFLUENTES

Os efluentes em geral, podem conter de centenas até milhares de produtos químicos e alguns, mesmo em pouca quantidade, podem ser responsáveis pela toxicidade aquática. Com o avanço da tecnologia industrial, milhares de compostos orgânicos potencialmente nocivos são lançados no meio ambiente podendo alterar ciclos biológicos, devido a sua toxicidade e potencialidades carcinogênicas e mutagênicas (HIGA, 2008).

Segundo a CONAMA nº 430/2011, em seu artigo 3º, os efluentes de qualquer fonte poluidora poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta resolução e em outras normas aplicáveis (CONAMA, 2011).

No artigo 18, esta resolução determina que o efluente não poderá causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de ecotoxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente (CONAMA, 2011). Anteriormente à resolução CONAMA nº 430/2011, a resolução CONAMA nº 357/2005, lista e padroniza os valores máximos dos compostos que podem estar presentes nos efluentes (CONAMA, 2005).

No teste tóxico agudo, a toxicidade se expressa pelo valor da concentração letal a 50% (CL₅₀), que indica a concentração de tóxico no meio que leva à morte ou inibição de metade dos organismos estudados da população considerada (ANDRADE, 2004).

O teste tóxico crônico é expresso em termos da concentração mais elevada que estatisticamente não teve efeito observado significativo (CENO) nas suas respostas em comparação com o teste controle e em termos de concentração mais baixa, que estatisticamente provocou um efeito observado significativo (CEO) (ANDRADE, 2004).

Para isso, geralmente, a partir de uma determinada concentração específica do efluente, realizam-se 5 ou mais diluições, expõem-se os organismos a elas, tanto no teste agudo quanto crônico, e tratam-se os dados estatisticamente. Existem diversos programas para isso, específicos da área de ecotoxicologia, como o TOXSTAT® e Spearman-Kärber®.

Alguns autores tentaram estabelecer faixas de toxicidade com o intuito de fazer uma classificação de efluentes por níveis de toxicidade, facilitando assim a visualização e interpretação dos resultados. Segundo Coelho (2006) a difícil tarefa de comparar diretamente os resultados da avaliação da toxicidade entre as espécies é minimizada quando se trabalha com valores relativos.

O mesmo autor (COELHO, 2006) apud (BULICH, 1982), faz referência a estas faixas de toxicidade (Tabela 3).

Os resultados expressos neste experimento permitem chegar numa conclusão sobre qual seria o grau de diluição de um efluente para que este não represente risco potencial para a biota local aonde será despejado, após tratamento prévio.

Tabela 3: Graus de toxicidade

GRAU DE TOXICIDADE	
CE - 50 (% , v/v)	Classificação
< 25	Muito tóxica
25-50	Moderadamente tóxica
51-75	Tóxica
> 75	Levemente Tóxica

1.11 TESTES AGUDOS E CRÔNICOS

Os testes de toxicidade podem ser agudos ou crônicos, cada um objetivando avaliar situações e parâmetros diferentes, mas obtendo respostas que podem se complementar.

Ensaio agudo de toxicidade avaliam em geral efeitos severos e rápidos que ocorrem em um

curto espaço de tempo nos organismos testados, avaliando a mortalidade e imobilidade destes, ou seja, obtêm-se com esta análise uma resposta imediata do organismo em relação ao composto/amostra ao qual foi exposto.

Como exemplo, tem-se o ensaio agudo com *Daphnia similis*, com uma duração de 48hs em um sistema estático, onde não ocorre alimentação nem troca da amostra a ser testada.

Por serem menos custosos e de fácil realização, estes foram os precursores dos ensaios ecotoxicológicos atuais.

Ensaio crônicos avaliam a ação dos compostos sobre parte ou o ciclo completo de vida do organismo testado. De acordo com Zagatto; Bertolotti (2008), no ambiente aquático, devido a fatores de diluição, em geral, os organismos estão expostos a níveis sub-letais dos poluentes, a menos que estejam em local cujas concentrações de contaminantes possam causar efeitos agudos, sendo que esta exposição em níveis sub-letais, pode causar distúrbios fisiológicos e/ou comportamentais a longo prazo, daí a necessidade do uso de testes de longa duração, permitindo assim a avaliação dos efeitos adversos mais sutis aos organismos expostos.

Os mesmos autores (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008), dizem também que os ensaios de toxicidade crônica mais difundidos no mundo são os testes com *Daphnia*, com duração de 21 dias, e com *Ceriodaphnia*, de 7 dias de duração. Este último tem sido mais utilizado para a avaliação de toxicidade crônica de amostras ambientais (águas e efluentes líquidos), enquanto o teste com *Daphnia* é mais utilizado para a avaliação da toxicidade de novas formulações químicas. Nestes casos, a mortalidade / imobilidade dos adultos (teste agudo) e natalidade (teste crônico) são os parâmetros mais avaliados.

2 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A ecotoxicologia é uma ferramenta importante na avaliação da toxicidade de diversos compostos. Seus resultados demonstram o potencial tóxico das amostras estudadas, através da utilização de organismos bioindicadores, em que vários parâmetros são analisados durante os testes, como mortalidade, natalidade, crescimento, taxa de alimentação, etc.

Os resultados podem ser utilizados como subsídios para os tomadores de decisão em relação às políticas públicas de meio ambiente, dessa forma influenciando nos contextos relacionados a um maior controle do lançamento de poluentes nos corpos hídricos e fiscalização eficaz dos mesmos pelas agências ambientais.

Devido ao aumento da população humana e habitação irregular em áreas de bacia de drenagem, à crescente poluição dos mananciais, e à necessidade continua da utilização cada vez maior dos corpos hídricos para abastecimento, a ecotoxicologia se tornou uma tendência mundial nas últimas décadas, sendo abordada pela legislação ambiental de vários países, incluindo a brasileira.

Em nosso país, as pesquisas na área já se encontram em nível avançado, e, além dos testes realizados pelas universidades e agências ambientais, o setor privado possui empresas de consultoria com laboratórios equipados e calibrados segundo padrões internacionais de qualidade.

Espera-se que as pesquisas nesta área possam ser aprimoradas cada vez mais, e que novos protocolos com outros organismos possam ser catalogados e normatizados pelas agências afins. Dessa maneira, com mais organismos sendo utilizados simultaneamente, de diversos táxons, dentro de uma mesma pesquisa, ou entre pesquisas compartilhadas, as respostas obtidas por tais possam produzir dados mais concretos e realistas acerca dos efeitos adversos dos poluentes sobre os corpos hídricos e suas comunidades.

Outros estudos mais recentes, como os de “avoidance” (fuga), estão sendo testados com vários organismos de diferentes níveis tróficos, sendo esta nova metodologia (área de análise de riscos ambientais) algo inovador, cujas respostas possuem maior teor ecológico, indicando em que ponto (concentração de alguma substância) o organismo utilizado inicia o processo de fuga antes da ocorrência de efeitos colaterais sobre seu corpo.

Neste caso, seria interessante intercalar aos estudos de toxicidade, os de “avoidance”, dessa

maneira obtendo maior número de resultados qualitativamente diferentes / complementares, prevendo os futuros cenários envolvendo as populações e comunidades existentes no local de estudo em relação à poluição a qual tais organismos estão sendo expostos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a FAPESP (Projetos nº 2006/ 51705-0, 2008/00784-3, 2009/16652-1) e ao CNPq (Projeto nº 471404/2010-1).

REFERÊNCIAS

- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15469**: ecotoxicologia aquática – preservação e preparo de amostras. Rio de Janeiro, 2007a.
- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12713**: água – ensaio de toxicidade aguda com *Daphnia similis* Claus, 1876 (Cladocera, Crustacea). Rio de Janeiro, 2004.
- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13373**: ecotoxicologia aquática – toxicidade crônica – método de ensaio com *Ceriodaphnia spp* (Crustácea, Cladocera). Rio de Janeiro, 2006a.
- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **15088**: ecotoxicologia aquática – toxicidade aguda – método de ensaio com peixes. Rio de Janeiro, 2011.
- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15499**: ecotoxicologia aquática – toxicidade crônica de curta duração – Método de ensaio com peixes. Rio de Janeiro, 2007.
- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12648**: ecotoxicologia aquática – método de ensaio com algas (Chlorophyceae). Rio de Janeiro, 2011.
- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15470**: ecotoxicologia aquática – toxicidade em sedimento - método de ensaio com *Hyaella spp* (Amphipoda). Rio de Janeiro, 2007.
- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15308**: ecotoxicologia aquática – método de ensaio com misídeos (Crustácea). Rio de Janeiro, 2011.
- ANDRADE, R. M. S. L. **Efeitos da exposição de peixe zebra, *Danio rerio*, a um efluente têxtil**. 2004. 75 p. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto, 2004.
- BUIKEMA, A. L.; VOSHELL, J. R.. Toxicity studies using freshwater benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Eds.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman and Hall, 1993. p. 344-398.
- BULICH, A. A. A practical and reliable method for monitoring the toxicity of aquatic samples. **Process Biochem.**, v. 17, p. 45-47, 1982.
- BUSS, D. F. et al. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. **Oecol. Bras.**, v. 12, n. 3, p. 339-345, 2008.
- CASTANHA, R. F. Avaliação ecotoxicológica e bacteriológica de fontes alternativas de água. **Revista Ciências do Ambiente On-Line**, v. 4, n. 2, p. 1-6, ago. 2008.
- CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Norma Técnica L5.228**: teste de toxicidade água utilizando *Spirillum volutans* - método de ensaio. São Paulo, 1988.
- CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Norma Técnica L5.227**: teste de toxicidade com a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* – método de ensaio. São Paulo, 2001.
- CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Norma Técnica L5.228**: teste de toxicidade aguda utilizando *Spirillum volutans* – método de ensaio. São Paulo, 2001.
- CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório**: qualidade das águas superficiais

no Estado de São Paulo - 2011. São Paulo: CETESB, 2012.

CETESB. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Planejamento estratégico**. São Paulo: CETESB - Departamento de Desenvolvimento Institucional Estratégico, 2012.

COELHO, R. S. **Avaliação da toxicidade de fluídos de usinagem através da ecotoxicologia aquática**. 2006. 136 p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

CONAMA. **Resolução CONAMA 357/2005, de 17 de Março de 2005**. Dispõem sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, Ministério do Meio ambiente, 2005.

CONAMA. **Resolução CONAMA 430/2011, de 13 de Maio de 2011**. Dispõem sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a resolução nº357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 2011.

COSTA, C. R. et al. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008.

DORNFELD, C. B. Comparação de bioensaios laboratoriais e "in situ" utilizando *Chironomus xanthus* na avaliação da toxicidade de sedimentos do Rio Monjolinho (São Carlos, SP). **J. Braz. Soc. Ecotoxicol.**, v. 1, n. 2, p. 161-165, 2006.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos em limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FONSECA, A. C. **Avaliação da qualidade da água na Bacia do Rio Piracicaba/SP através de testes de toxicidade com invertebrados**. 1997. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.

FOSTER, I. D. L.; CHARLESWORTH, S. M. **Metals in the hydrological cycle: trends and explanation**. **Hydrological Processes**, v. 10, p. 227-261, 1996.

FUKUSHIMA, A. R.; AZEVEDO, F. A. História da toxicologia. Parte I: breve panorama brasileiro. **Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade**, v. 1, n. 1, p. 2-32, out 2008.

GALÁN, E.; ROMERO, A. Contaminación de suelos por metales pesados. **Macla**, v. 10, p. 48-60, 2008.

HIGA, M. C. **Aplicação de ensaios de toxicidade na avaliação da eficiência da radiação ionizante e da adsorção em zeólitas para o tratamento de efluentes coloridos**. 2008. 83 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2008.

JARDIM, G. M. **Estudos ecotoxicológicos da água do sedimento do Rio Corumbataí, SP**. 2004. 119 p. Dissertação (Mestrado) – Escola superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

KÜHL, A. M. Rural and urban streams: anthropogenic influences and impacts on water and sediment quality. **International Rev. Hydrobiol.**, v. 95, n. 3, p. 260-272, 2010.

LOKESHWARI, H.; CHANDRAPPA, G. T. Effects of heavy metal contamination from anthropogenic sources on Dasarahalli tank, India. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v. 12, p. 121-128, 2007.

MAGALHÃES, D. P.; FILHO, A. S. F. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 355-381, 2008.

MEIRA, A. L. O. S. et al. Bioensaios de toxicidade no reservatório da usina hidrelétrica de Ilha Solteira-SP, abrangendo os estados de São Paulo e Mato Grosso do Sul. **Revista Ceciliana**, v. 1, n. 2, p. 170-174, 2009.

MEREGALLI, G. et al. The use of chironomide deformation in a in situ test for sediment toxicity. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 47, p. 23-28, 2000.

MORAIS, A. V. et al. Avaliação da qualidade ambiental do rio Itaguaré, Bertioga-SP, com base em testes de toxicidade e indicadores microbiológicos de balneabilidade. **O mundo da Saúde**, São Paulo, v. 35, n. 1, p. 55-63, 2011.

MORAES, D. S. L.; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Revista Saúde Pública**, v. 36, n. 3, p. 370-374, 2002.

- MORIARTY, F. **Ecotoxicology: the Study of Pollutants in Ecosystems**. New York: Academic Press, 1983.
- NOVELLI, A. **Estudo limnológico e ecotoxicológico da água e sedimento do Rio Monjolinho – São Carlos (SP), com ênfase nas substâncias de referência do cádmio e cobre**. 2005. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.
- NOVELLI, A. et al. Lethal effects of abamectin on the aquatic organisms *Daphnia similis*, *Chironomus xanthus* and *Danio rerio*. **Chemosphere**, v. 86, n. 1, p. 36-40, Jan. 2012.
- RAND, G. M. **Fundamentals of aquatic toxicology: effects, environmental fate and risk assessment**. 2. ed. Washington: Taylor & Francis, 1995. 1125 p.
- RODGHER, S. et al. Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoir in the Tietê river (São Paulo, Brazil). **Braz. J. Biol.**, v. 65, n. 4, p. 697-710, 2005.
- RODGHER, S. et al. Ecotoxicological analysis of the water and sediment from middle and low Tietê River Cascade Reservoirs (State of São Paulo, Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, v. 15, n. 3, p. 81-93, 2003.
- RODRIGUES, N. L. V. B. **Testes de toxicidade aguda através de bioensaios no extrato solubilizado dos resíduos Classe II A - não inertes e Classe II B – inertes**. 2005. 122 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.
- SCHMIDT-NIELSEN, K. Fisiologia animal: **adaptação e meio ambiente**. 5. ed. São Paulo: Santos Livraria e Editora, 2002. 611 p.
- SCHROPP, S. J.; LEWIS, F. G.; WINDOM, H. L.; RYAN, J. D.; CALDER, F. D.; BURNEY, L. C. Interpretation of metal concentrations in estuarine sediments of Florida using aluminum as a reference element. **Estuaries**, v. 13, n. 3, p. 227-235, 1990.
- SUNDFELD-PENIDO, J. **Estudos limnológicos e ecotoxicológicos com amostras de água e sedimento do Ribeirão Limeira – Piquete / Lorena-SP**. 2010. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de Lorena da Universidade de São Paulo, Lorena, 2010.
- TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em ecologia**. 3. ed. São Paulo: Artmed, 2010. 576 p.
- VARGAS, G. L. P. **Avaliação ecotoxicológica da Represa da Pampulha (MG) e seus principais tributários**. 2002. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.
- ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações**. 2. ed. São Carlos: RiMa, 2008. 486 p.
- WALKER, C. H. et al. **Principles of ecotoxicology**. 3. ed. New York: CRC Press, 2006.
- YABE, M. J. S.; OLIVEIRA, E. Metais pesados em águas superficiais como estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. **Química Nova**, v. 21, n. 5, p. 551-556, 1998.

CAPÍTULO 23

INTERFERENTES ENDÓCRINOS EM SISTEMAS AQUÁTICOS: ORIGEM, DISTRIBUIÇÃO E EFEITOS ECOTOXICOLÓGICOS

André Henrique Rosa, Renata Fracácio, Juliana Polloni Silva, Bruno Barboza Cunha & Leonardo Fernandes Fraceto

Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Sorocaba, Sorocaba, Brasil.
E-mail: ahrosa@sorocaba.unesp.br

RESUMO

Interferentes endócrinos (IE) representam uma classe emergente de contaminantes em sistemas aquáticos, que podem comprometer a vida da biota aquática e de seres humanos. Alteram o funcionamento do sistema endócrino bloqueando sítios receptores de células, aumentando a produção e/ou secreção de hormônios naturais, bem como interferindo no sistema reprodutor. Atualmente, as atividades industriais, agrícolas e municipais introduzem direta ou indiretamente produtos químicos, naturais ou sintéticos, nos corpos de água, onde os mesmos não são removidos pelos métodos convencionais de tratamento de água e esgoto. Há uma preocupação mundial de agências protetoras e pesquisadores no âmbito de desenvolver tecnologias que removam os IE das águas destinadas ao abastecimento público, evitando-se danos fisiológicos em longo prazo. Entretanto, é imprescindível conhecer melhor como se comportam estes compostos nos sistemas aquáticos desde sua origem, interação com a matéria orgânica presente, mobilidade nos sedimentos até a assimilação e efeitos causados na biota.

1 ATUAÇÃO BIOLÓGICA DOS INTERFERENTES ENDÓCRINOS

O sistema endócrino é o principal responsável pela comunicação química entre os órgãos e tecidos, o que ocorre por meio de mensageiros químicos denominados hormônios. Estes são transportados pelo sangue e atingem o tecido-alvo estimulando ou inibindo sua atividade biológica. Desta maneira, os processos fisiológicos, incluindo a reprodução, o crescimento, a homeostase, o comportamento e a disponibilidade energética, são regulados e coordenados pelo sistema endócrino (KRAAK et al., 1998).

Cada célula do tecido-alvo tem receptores hormonais em suas membranas ou em seus núcleos. Os receptores são proteínas que se ligam aos hormônios com elevada afinidade e sua função é dupla, tendo que reconhecer o hormônio e também transformar o sinal hormonal em resposta biológica (HANSON et al., 2005).

No entanto, compostos químicos naturais ou antrópicos, bem como os seus resíduos metabólicos, podem afetar o funcionamento normal do sistema endócrino em diferentes grupos animais. Estes compostos são conhecidos como químicos moduladores e interferentes endócrinos (KRAAK et al., 1998). Segundo Dickerson et al. (1998), existe uma diferença entre químicos moduladores e interferentes endócrinos. Os moduladores causam alterações endócrinas reversíveis e os efeitos não são considerados adversos. Já os interferentes provocam respostas endócrinas irreversíveis no sistema biológico.

A ação dos interferentes endócrinos ocorre pelo bloqueio, mimetização e estimulação ou inibição dos hormônios naturais. Geralmente eles alteram o estado homeostático dos hormônios e prejudicam sua interação com os receptores, interferindo no tipo de ligação do hormônio com o seu receptor ou alterando a sua síntese, estocagem, liberação, transporte, metabolismo e eliminação natural (HANSON et al., 2005). Assim, as funções reprodutivas, o desenvolvimento, o comportamento, a imunidade e a sobrevivência, de vários grupos animais, podem ser comprometidos por esse grupo químico (JOBLING; TYLOR, 2006).

Portanto, as substâncias em questão são consideradas estressores, uma vez que podem afetar a integridade das funções fisiológicas dos seres vivos e são responsáveis por desencadear alterações orgânicas, as quais requerem um maior gasto energético para que ocorram as adaptações fisiológicas necessárias (GIESY; SNYDER, 2003).

Os efeitos dos interferentes endócrinos sobre os organismos dependem da intensidade do estresse, do tempo de contato com o organismo, da frequência a que este organismo é exposto, da biologia, da fase de vida e da etapa do ciclo reprodutivo da espécie (KENDALL et al., 1998). As características dos fatores abióticos, como as propriedades físico-químicas das substâncias desreguladoras, bem como as condições ambientais em que elas se encontram, também influenciam a atuação sobre o funcionamento endócrino (TILLITTI et al., 1998).

Portanto, define-se um interferente endócrino (IE) como um agente exógeno que interfere com a síntese, secreção, transporte, recepção, ação ou eliminação dos hormônios naturais do corpo, os quais são responsáveis pela manutenção da homeostase, reprodução, desenvolvimento e comportamento (US-EPA, 1998). Como o sistema endócrino mantém a homeostase, todo agente estressante é um desregulador em potencial do sistema endócrino (GIESY; SYNDER, 2003).

2 INTERFERENTES ENDÓCRINOS EM AMBIENTES AQUÁTICOS

Atualmente, as atividades industriais, agrícolas e municipais introduzem direta ou indiretamente produtos químicos, naturais ou sintéticos, nos corpos de água. Segundo Mozeto; Zagatto (2008) a Sociedade Americana de Química mostrou que há aproximadamente 10 milhões de substâncias mencionadas na literatura científica. Desse total, somente 2 mil tem seus efeitos tóxicos conhecidos sobre os organismos vivos, embora 70 mil sejam usados diariamente.

Esse fato leva à suposição de que muitos dos efeitos desreguladores nos organismos aquáticos ainda são desconhecidos. Corroborando com essa idéia, Thacker (2005) estima que

aproximadamente 87.000 substâncias antrópicas podem agir como interferentes endócrinos (IE) sobre organismos aquáticos.

Em 2001, a Comissão da União Européia para Avaliação de Substâncias Potencialmente Desreguladoras Endócrinas, divulgou uma lista com 553 substâncias e 9 hormônios (naturais e sintéticos), na tentativa de avaliar a dimensão do problema.

Segundo Santamarta (2001), os EUA dispõem de 30 milhões de dólares em 400 projetos para avaliar os efeitos das substâncias químicas no sistema endócrino. O objetivo da EPA (Agência de Proteção Ambiental Norte Americana) é desenvolver uma estratégia para pesquisar os efeitos de 600 agrotóxicos e de 72.000 substâncias químicas de uso comercial nos EUA.

Sodré et al., (2007) destacam que atualmente, os principais grupos potenciais de substâncias consideradas IE no meio aquático são: a) os plastificantes (ftalatos e bisfenol-A); b) os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA); c) as Bifenilas Policloradas; d) os Pesticidas; e) os Estrogênios Naturais e Artificiais e d) os Retardantes de Chamas Bromados. Segundo os autores, tais substâncias atingem os corpos de água por meio de fontes pontuais e difusas de poluição, tornando o problema crônico nestes ambientes.

Petrovic et al., (2001), relatam que os hormônios sexuais esteróides, naturais e artificiais, adentram os ambientes aquáticos com maior frequência por meio dos efluentes domésticos, uma vez que são excretados pela urina e fezes, em maiores concentrações, por mulheres gestantes (Tabela 1).

Apesar de possuírem a meia-vida relativamente curta (quando comparados a outros compostos orgânicos de ação desreguladora endócrina) os estrógenos naturais e sintéticos são continuamente introduzidos nos ambientes aquáticos o que lhes confere um caráter de persistência (REIS FILHO et al., 2006) (Tabela 2).

Tabela 1: Excreção diária (μg) de esteróides estrogênicos em humanos

Categoria	Excreção			
	E1	E2	E3	EE2
Machos	3,9	1,6	15	-
Mulheres em menstruação	8	3,5	4,8	-
Mulheres em menopausa	4	2,3	1	-
Mulheres grávidas	600	259	6000	-
Mulheres que utilizam anticoncepcionais	-	-	-	35

Legenda: E1 – Estrona, E2 - 17 β -Estradiol, E3 – Estriol, EE2 - 17 α -Etinilestradiol. Fonte: Johnson et al. (2000).

Tabela 2: Característica dos principais estrógenos em águas superficiais

Estrógeno	CAS-no	Fórmula	Pressão de vapor (mmHg)	Meia-vida (dias)	Autores
E2	50-28-2	C ₁₈ H ₂₄ O ₂	2,3x10 ¹⁰	0,2 -9	JURGENS et al. (2002)
E1	53-16-7	C ₁₈ H ₂₂ O ₂	2,3x10 ¹⁰	2-3	YING et al. (2002)
E3	50-27-1	C ₁₈ H ₂₄ O ₃	6,7x10 ¹⁵	N.R.	-
EE2	57-63-6	C ₂₀ H ₂₄ O ₂	4,5x10 ¹¹	4-6	YING et al. (2002)

Legenda: E1 – Estrona, E2 - 17 β -Estradiol, E3 – Estriol, EE2 - 17 α -Etinilestradiol, N.R. – Não relatado.

Em ambientes brasileiros, os trabalhos com interferentes endócrinos são escassos. Dentre eles, destacam-se Sodré et al., (2007), que avaliaram alguns compostos emergentes em rios da região metropolitana de Campinas-SP e detectaram com maior frequência nas amostras, o di-n-butilftalato (78%), a cafeína (61%), o bisfenol-A (33%), o 17 β -estradiol (28%) e o 17 α -etinilestradiol (23%). Para alguns interferentes as variações nas concentrações foram pequenas (di-n-butilftalato - 6,75 a 9,75 $\mu\text{g L}^{-1}$; cafeína – 8,46 a 13,1 $\mu\text{g L}^{-1}$). Para outras, houve uma variação considerável entre os valores máximos e mínimos, como para o 17 α -etinilestradiol (EE2) (0,006 a

0,31 $\mu\text{g L}^{-1}$) e para o 17 β -estradiol (0,038 a 2,51 $\mu\text{g L}^{-1}$). Tais variações foram atribuídas pelos autores às condições pluviométricas em diferentes períodos de amostragem e diferenças nos lançamentos pontuais de esgotos domésticos. Os autores concluíram que se torna necessário o desenvolvimento de tecnologias que removam os IE das águas destinadas ao abastecimento público, evitando-se danos fisiológicos em longo prazo.

Na região de Dourados (MS), a análise das águas em rios inseridos em regiões de forte influência rural, também foi detectada a presença de estrógenos, com destaque para o Estriol que teve a faixa de concentração variando entre 3,3 e 113 ng L^{-1} . Estes resultados representaram uma preocupação e uma necessidade do estudo da atuação de interferentes endócrinos sobre a biota aquática, na região (ZOCOLO et al., 2010).

Com a intenção de se desenvolverem métodos para detectar poluentes em concentrações na ordem de ng L^{-1} , em águas de ambientes naturais, Sodré et al., (2010b) detectaram em pontos de rios localizados na Bacia do rio Atibaia – SP, concentrações para substâncias estrogênicas variando entre 2,2 a 39 ng L^{-1} e para bisfenol-A, uma amplitude de variação entre 24 e 84 ng L^{-1} . Em águas da região de Campinas, concentrações expressivas de vários interferentes endócrinos e produtos farmacêuticos têm sido encontradas, sendo que para EE2 em águas superficiais, as concentrações variaram de 1,2 a 3,5 $\mu\text{g L}^{-1}$ e em água potável essa faixa de concentração foi obtida entre 1,6 e 1,9 $\mu\text{g L}^{-1}$ (GHISELLI, 2006).

REIS FILHO (2008) investigando a qualidade das águas do rio Monjolinho (São Carlos-SP), detectou um valor mínimo de 11,4 ng L^{-1} e um valor máximo de 33,51 ng L^{-1} para EE2, acima do valor recomendado na literatura internacional para esse tipo de sistema aquático ($< 10 \text{ ng L}^{-1}$), descrito em Kuster et al., (2005). No entanto, o autor destaca que os valores obtidos foram condizentes com a situação desse rio por receber esgoto *in natura*, corroborando com outros trabalhos em situação de influência antrópica semelhante.

Considerando-se a elevada frequência com que os hormônios naturais e sintéticos são lançados em corpos receptores, por meio de efluentes domésticos, há uma maior preocupação de sua atuação na fauna aquática bem como na saúde humana, e têm sido mais frequentemente estudados em sistemas aquáticos ao redor do mundo.

Nas Tabelas 3 e 4, encontram-se dados comparativos de concentrações obtidas para alguns hormônios naturais, sintéticos e compostos químicos com potencial para alterar as condições endócrinas, em águas superficiais de rios, em diferentes países e no Brasil.

Tabela 3: Concentrações (ng L^{-1}) de interferentes endócrinos obtidos em diferentes países em águas superficiais de sistemas lóticos

IE (ng L^{-1})	Países					
	Alemanha ^a	Espanha ^b	Japão ^c	Itália ^c	França ^d	Holanda ^e
4-nonilfenol	32	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
4-tetra-octifenol	7,3	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Bisfenol-A	4,7	0,295	4-230	N.A.	N.A.	N.A.
Estrona	0,7	21,7	N.A.	0,33	1,1-3,0	0,1 – 3,4
17 α -estradiol	0,6	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
17 β -estradiol	0,6	ND	2,1	0,11	1,4 - 3,2	0,3 – 5,5
17 α -etinilestradiol	0,8	ND	N.A.	0,04	1, – 2,9	0,1 – 4,3
Paracetamol	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
D-n-butiltalato	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.

Legenda: IE – Interferentes endócrinos; N.A. – Não analisado; **a**- KUCH; BALLSCHMITER (2001); **b** - RODRIGUEZ-MOZAZ et al., (2004); **c**- YING et. al., (2002); **d**- CARGOUET et. al., (2004) e **e** -HANNAH et al., (2009).

Comparando-se os dados listados na Tabela 3 e 4, as concentrações obtidas em rios brasileiros se destacaram. Nessa comparação é preciso considerar as diferentes condições climáticas, quantidade de amostragens e métodos utilizados para a obtenção dessas concentrações.

No entanto os dados refletem o problema e a precariedade do saneamento básico no Brasil. Considerando-se o tratamento de esgoto, em algumas cidades do estado de São Paulo este serviço já foi implantado ou está em fase de implantação. No entanto a dimensão do problema ainda é extremamente grande. Assim, tanto a biota aquática quanto a população humana estão expostos a esses contaminantes, havendo a necessidade urgente da sua compreensão e dinâmica, para gerar dados que embasem e protejam a saúde ambiental e humana, em termos legais.

A título de exemplo da realidade brasileira, considerando que 18,7 milhões de habitantes da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) são contemplados com água tratada e que a população equivalente à quantidade de esgoto coletado e tratado seja de 8,44 milhões de habitantes (POMPEO; MOSCHINI-CARLOS, 2012), em população equivalente, o esgoto lançado sem tratamento representa 10 milhões de habitantes, ou aproximadamente 53% dos habitantes da RMSP. Esses fatos, segundo esses autores, demonstram que o sistema de tratamento de esgoto da RMSP, trabalhando com a máxima vazão de projeto, ao menos deve ser duplicado, unicamente permitindo atender a atual demanda.

Nesse contexto, Johnson e Sumpter (2001) revisaram trabalhos que avaliaram a remoção de interferentes endócrinos em tratamentos de lodos ativados e sugeriram que esse processo de tratamento de esgoto pode remover consistentemente 85% de E2, E3 e EE2. No entanto, a remoção de Estrona (E1) parece ser menor e mais variável.

Tabela 4: Concentrações (ng L^{-1}) de interferentes endócrinos obtidos em diferentes estados brasileiros em águas superficiais de sistemas lóticos

IE (ng L^{-1})	Estados						
	SP ^a	SP ^b	SP ^c	RJ	PR	MG	RS
4-nonilfenol	N.D.	218	N.D.	N.A.	N.A.	40,1 - 1918,2	N.A.
4-tetra-octifenol	N.A.	1029	N.D.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Bisfenol-A	5,0 - 380	139 - 11725	25 - 84	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Estrona	N.A.	N.D.	2,4 - 39	3,03 - 24,62	120 - 1800	N.A.	6,2 - 541,4
17 α -estradiol	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
17 β -estradiol	38 - 2510	106 - 6806	<0,6 - 7,3	3,23 - 23,12	170 - 13450	4,1 - 36,8	29 - 46,2
17 α -etinilestradiol	6,0 - 310	106 - 4390	N.D. - 25	1,92 - 27,18	160 - 5900	3 - 54	N.D.
Paracetamol	840	280 - 13440	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
D-n-butylftalato	4630 - 21500	9342 - 7414	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.

Legenda: IE – Interferentes endócrinos; N.A. – Não analisado; N.D. – Não detectado; SP^a – SODRÉ et al., (2007); SP^b – RAIMUNDO (2007); SP^c – SODRÉ et al., (2010b); RJ – LUCENA (2013); PR – MACHADO (2010); MG – MOREIRA (2009); RS – DALLEGRAVE (2012).

Comparando-se águas de abastecimento da região metropolitana de Campinas e da região Sul da Alemanha (Tabela 5) observa-se valores mais elevados no Brasil, próximo às concentrações encontradas em águas superficiais, evidenciando-se novamente o problema de saneamento, condição que se reflete ao longo do país. Além das condições sanitárias, os efluentes industriais e fontes difusas de poluição devem ser avaliados e monitorados, uma vez que resíduos de bisfenol-A têm sido encontrados com elevada frequência e em grandes concentrações.

O destino dos IE no ambiente depende de suas características físicas e químicas além das propriedades do meio no qual ele será introduzido. No ambiente aquático, a temperatura, luminosidade, turbidez, pH, alcalinidade, oxigênio dissolvido, radiação, matéria orgânica, microfauna e outras variáveis presentes no sistema, atuam diretamente no transporte e transformação dessas substâncias, nos compartimentos água, sedimento e biota, determinando o seu destino e atuação (MATHIESSEN, 2013). Lai (2000) enfatiza que em águas superficiais a adsorção de estrógenos está fortemente relacionada com a concentração de carbono orgânico e com a concentração de salinidade da água.

Considerando-se os fatores ambientais que podem influenciar na atividade dos IE no meio aquático, é importante ressaltar as substâncias húmicas aquáticas (SHA) que são os principais

agentes complexantes naturais presentes em águas e em sedimentos (ROSA et al., 2007; ROCHA; ROSA, 2003). Porém, ainda são poucos os estudos existentes na literatura que associam a influência dessas substâncias no transporte e biodisponibilidade de IE no ambiente (SUN et al., 2006; SUN et al., 2007). A caracterização das interações dos IE com as SHA pode levar a importantes informações relacionadas à disponibilidade dos IE para a biota aquática, por meio da verificação de formação e caracterização da estabilidade de possíveis complexos IE-SHA (ROSA, 2008).

Tabela 5: Comparação de concentrações (ng L^{-1}) de alguns interferentes endócrinos em águas destinadas ao abastecimento público na região sul da Alemanha e região sudeste do Brasil

IE (ng L^{-1})	Países	
	Alemanha ¹	Brasil ²
4-nonilfenol	32	218
4-tetra-octifenol	7,3	1029
Bisfenol-A	4,7	139 - 11725
Estrona	0,7	N.D.
Caféina	N.A.	73900
17 β -estradiol	38 - 2510	106 - 6806
17 α -etinilestradiol	6,0 - 310	106 - 4390
Paracetamol	840	280 - 13440
D-n-butilftalato	4630 - 21500	9342 - 7414

Legenda: IE – Interferentes endócrinos; NA – Não analisado; N.D. – Não detectado; 1 – KUCH; BALLSCHMITER (2001); 2 – RAIMUNDO (2007).

A capacidade de complexação das SHA pode se traduzir em detoxificação, quando os efeitos negativos de uma determinada substância anulam-se ou são reduzidos (ROSA et al., 2002; ROCHA et al., 2003). Em alguns casos, a interação entre SHA e xenobióticos pode acarretar em incremento da toxicidade, tanto para efeitos agudos quanto crônicos (STEINBERG, 2003).

Estudo realizado por Botero et al., (2011) sobre o comportamento de IE (Bisphenol-A e 17 α -etinilestradiol) diante da interação com substâncias húmicas aquáticas extraídas da água de dois rios brasileiros, sendo um deles localizado em área de proteção ambiental no município de Bertioga-SP (rio Itapanhaú) e o outro localizado na Estação Ecológica da Juréia (rio Ribeira do Iguape), observaram que a disponibilidade desses IE está diretamente relacionada com a presença da SHA. Portanto os autores concluíram que o estudo dessa interação é vital para a compreensão do transporte e reatividade desse tipo de contaminante no meio ambiente aquático.

Considerando-se os sedimentos, Aragão e Araújo (2008) descrevem esse compartimento como uma das matrizes mais complexas presentes no ambiente aquático, constituído tipicamente de uma mistura de argila, areia, sais minerais e matéria orgânica.

De acordo com Mozetto; Zagatto (2006), os materiais dissolvidos e particulados, de natureza orgânica e inorgânica, que adentram um ambiente aquático, invariavelmente se associam por meio de processos de superfície (adsorção, complexação e reprecipitação) aos particulados suspensos preexistentes e que tendem a se decantar, fazendo parte dos sedimentos. Assim, dependendo das condições ambientais desse compartimento e das propriedades dos interferentes, os sedimentos podem ser o destino temporário.

Nesse sentido, Ying; Kookana (2005) ao avaliarem a degradação de interferentes endócrinos (17 β -estradiol (E1), 17 α -etinilestradiol (EE2), bisfenol-A (BPA), Estrona (E1), Estriol (E3) e 4-n-nonil-fenol (4-n-NP) em 4 tipos de sedimentos, com características físico-químicas diferentes, observaram que em solos argilosos houve uma grande adsorção principalmente para o EE2. Nos solos com características aeróbicas, houve um tempo de meia vida rápida, de no máximo 7 dias, considerando-se todos os interferentes em estudo. Ao contrário, em solos com características anaeróbicas durante 70 dias de estudo, a degradação ocorreu de maneira muito lenta, com exceção de E2, para o qual o tempo de meia vida foi de 24 dias. Os autores concluíram que sob condições de

solos em anaerobiose, os IE representam um grande risco inclusive para a qualidade da coluna de água, uma vez que podem se tornar biodisponíveis.

Averiguando o comportamento de estradiol e etinilestradiol em sedimentos de rios ingleses, Holthaus et al., (2002) concluíram que a maior correlação dessa ligação foi com os sedimentos de menor tamanho. Ainda observaram que tanto em condições aeróbicas como em condições anaeróbicas, o 17 α -etinilestradiol (EE2) foi o mais persistente neste compartimento e se biodisponibilizou com maior facilidade. Assim os autores recomendaram que fosse dada maior atenção aos estudos com esse interferente, em ambientes naturais.

Cunha et al., (2011), avaliaram a sorção de quatro IE (bisfenol-A, estrona, 17 β -estradiol e 17 α -etinilestradiol) em amostras de sedimentos da Represa de Guarapiranga-SP, com diferentes teores de matéria orgânica (MO). Os experimentos foram conduzidos sob diferentes condições de pH, tempo e quantidade de amostra de sedimento. Os dados obtidos mostraram que houve uma maior interação entre os IE e as amostras estudadas em valores de pH mais baixo (pH=3). Avaliaram também a cinética da sorção, sendo mais lenta para as amostras com maior teor de MO. Em sedimentos com maiores teores de matéria orgânica, a interação dos IE deram-se na seguinte ordem EE2>> E2> E> BPA, corroborando com os dados de Sun et al., (2007). Esses estudos constituem um importante meio de compreender a mobilidade, transporte e / ou reatividade destes tipos de contaminantes emergentes em sistemas aquáticos.

Ainda, a influência das substâncias húmicas em sedimentos de ambientes aquáticos, na sorção de determinados interferentes endócrinos (17 α -etinilestradiol, bisfenol-A e 17 β -estradiol) foi estudada por Sun et al., (2007) que encontraram uma forte correlação positiva entre os IE e a abundância de anéis aromáticos da estrutura da matéria orgânica.

Portanto, diante das variáveis ambientais que podem direcionar o comportamento dos poluentes em sistemas aquáticos, bem como a diversidade de substâncias com potencial para agirem como desreguladoras endócrinas, muitas lacunas devem ser investigadas por meio de pesquisas cujas conclusões poderão servir para melhor compreender os riscos ambientais e propor ações de remediação da condição prevalente nos corpos de água brasileiros.

3 EFEITOS POTENCIAIS DE INTERFERENTES ENDÓCRINOS SOBRE A BIOTA AQUÁTICA: ÊNFASE EM ESTUDOS ECOTOXICOLÓGICOS COM PEIXES

Considerando-se o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos e a saúde ambiental, a principal preocupação com os compostos químicos desreguladores é a capacidade dessas substâncias afetarem a reprodução das espécies e interferirem no desenvolvimento saudável da prole (MANAHAN, 2003).

Embora vários estudos identifiquem os efeitos de substâncias desreguladoras em condições de laboratório, a sua relevância ecológica ainda não é bem compreendida. Para isso, seria necessário que os estudos laboratoriais se baseassem nas condições de campo (JOBLING; TAYLOR, 2006).

Atualmente, concentrações relativamente altas de desreguladores são utilizadas para caracterizar seus efeitos biológicos em estudos de laboratório, entretanto as concentrações desses poluentes são, normalmente, muito baixas nos ambientes aquáticos, em condições naturais. Assim, o conhecimento da exposição natural de peixes a concentrações reais de químicos desreguladores endócrinos é essencial para avaliar adequadamente a relação exposição- resposta, em estudos de campo, para que a análise de risco seja confiável (DIETRICH; KRIEGER, 2009).

Ainda, segundo Gurney et al., (2003), nos estudos em laboratório é preciso ter o cuidado de identificar as modificações desencadeadas nos indivíduos, que estão sendo expostos a um desregulador, e que de fato podem ter implicações nas condições de sobrevivência e perpetuação das populações naturais.

Em ambientes de água doce, a maior quantidade de estudos ecotoxicológicos com IE são com os peixes pela ampla quantidade de dados literários sobre a biologia dos mesmos, o que facilita a interpretação das respostas obtidas. As alterações mais comuns descritas incluem: diminuição da fertilidade e da produção de ovos pelas fêmeas; redução no tamanho das gônadas de peixes machos

e fêmeas; feminização de machos e defeminização das fêmeas; indivíduos intersexos; aumento na concentração de vitelogenina nos machos (lipoglicoproteína comum em fêmeas por ser precursora do vitelo para produção de ovos); diminuição da imunidade; aumento na mortalidade de embriões e aumento de ocorrência de deformidades corporais e histopatologias (KIRBY et al., 2004, DIETRICH; KRIEGER, 2009).

Considerando-se a importância da avaliação histopatológica em gônadas de peixes, afetadas por químicos potencialmente desreguladores endócrinos, a OECD (Organisation For Economic Co-Operation And Development) publicou um documento específico para esse diagnóstico, no ano de 2010 (OECD, 2010).

Na maioria das espécies de peixes, testes durante todo o ciclo de vida são caros, difíceis de serem mantidos e exigem muito tempo para a avaliação de respostas que muitas vezes precisam ter uma rápida interpretação. Assim, algumas fases do ciclo de vida dos organismos-teste, normalmente as mais sensíveis, são utilizadas para avaliar efeitos de produtos químicos ou amostras ambientais.

Nas larvas ou juvenis, os efeitos considerados podem ser o crescimento, as deformidades e as alterações bioquímicas enquanto na fase adulta, os destaques são para as anormalidades reprodutivas. Neste contexto, Lamb et al., (1998) consideram ser de importância crucial a análise histológica para avaliar as condições de intersexo, tamanho e anormalidades dos ovos, tamanho e peso das gônadas, anormalidades nas células testiculares e na produção de espermatozóides, além da morfologia dos órgãos endócrinos.

Van Der Ven et al., (2003), discutem que os eventos moleculares desencadeados pelas atividades hormonais têm efeitos na morfologia de células, tecidos e órgãos de peixes. As alterações apresentam íntima associação com os desreguladores hormonais sobre o sistema biológico. As mudanças histológicas detectadas, por exemplo, nas gônadas de peixes podem ser um indicativo do comprometimento da saúde da espécie em determinada condição, e consequentemente uma predição da saúde da população desta mesma espécie, em condições ambientais.

Assim, para melhor interpretação dos problemas ambientais sobre a biota é necessária a associação de vários métodos que forneçam respaldo para compreender o funcionamento dos seres vivos frente a uma nova condição ambiental.

Nesse contexto, segundo Hutchinson et al., (2006), os biomarcadores, definidos como uma mudança nas respostas biológicas que podem estar relacionadas com o efeito da exposição a algum composto químico, têm sido utilizados para avaliar a ação de químicos desreguladores endócrinos em peixes. O uso integrado de biomarcadores como hormônios esteróides do plasma, análise de vitelogenina (VTG) por diferentes métodos (histoquímica, método ELISA), histologia de gônadas e imunohistoquímica, têm propiciado um avanço no entendimento da toxicidade reprodutiva em laboratório e em campo.

A vitelogenina (VTG) é uma glico-fosfo-lipoproteína de alta massa molecular (de 170 a 200 kDa, dependendo da espécie) sintetizada nos hepatócitos sob controle multi-hormonal: a transcrição de seu RNAm é ativada por estrógenos, principalmente o 17 β -estradiol (E2) após ligação com o receptor nuclear (RE). A VTG é o principal constituinte do vitelo de vertebrados ovíparos, sendo liberada no sangue (após exocitose nos hepatócitos) e incorporada pelo oócito sob controle da gonadotrofina I (em peixes). A expressão hepática da VTG, ou a supressão da mesma por fatores exógenos (xenobióticos ou xenoestrógenos) têm sido usadas em peixes como indicadores de efeitos (anti)estrogênicos, ou seja, estrogênicos em machos e jovens, ou anti-estrogênicos em fêmeas, respectivamente (COSTA, 2006).

De um modo geral, o gene da VTG também está presente em organismos machos, mas sob condições normais não é expressivo, possivelmente, pela baixa concentração de estrogênio no sangue. O aumento de VTG no plasma de um organismo macho é considerado uma evidência da exposição a substâncias com atividade estrogênica (HUTCHINSON et al., 2006).

Ainda segundo Dietrich; Krieger (2009), existe uma relação entre indução de VTG e falência do fígado em peixes adultos. As análises histológicas e histoquímicas podem contribuir de maneira eficiente e rápida para detectar alterações teciduais. Assim o conjunto de ferramentas deve ser

utilizado para a previsão de possíveis efeitos de químicos desreguladores endócrinos sobre os organismos.

Em outros grupos de organismos os efeitos dos desreguladores são mais difíceis de serem avaliados em decorrência da escassez de conhecimentos fisiológicos. No entanto, em revisão sobre os efeitos adversos de IE sobre invertebrados de água doce, pela revista *Ecotoxicology* (2007) foi destacada a necessidade da compreensão da atuação destas substâncias no referido grupo diante dos fatos: 1- os invertebrados aquáticos constituem a maior parte da biodiversidade animal e foram ignorados na avaliação de IE nos últimos 20 anos; 2- são de extrema relevância ecológica, considerando o equilíbrio trófico dos ambientes aquáticos e 3- são de elevada aplicabilidade comercial, destacando-se como fontes protéicas em piscicultura (SEGNER et al., 2003; WELTJE; OEHLMANN, 2007).

Recentemente, o organismo epibentônico, *Hyalella azteca*, um amphipoda de água doce, foi recomendado em norma internacional (US-EPA, 2000) e nacional (ABNT, 2007) para avaliação da toxicidade de sedimentos, em função do ciclo de vida curto, fácil adaptação e manutenção em laboratório a baixo custo, por apresentarem dimorfismo sexual e reprodução sexuada e pelas fêmeas produzirem ovos, sendo dotadas de gene para VTG. Estas características permitem avaliar a sobrevivência, crescimento, reprodução, e as mesmas avaliações por diferentes gerações, que são critérios recomendados para avaliação ecotoxicológica de IE, normalmente avaliadas para peixes.

Wang et al., (2005), avaliando biomarcadores em potencial para a compreensão dos efeitos de químicos considerados IE, em *Daphnia magna*, concluíram que de 18 substâncias testadas, quatro tinham potencial para desencadear a produção de um hormônio (metil farnesoate) relacionado com desenvolvimento de organismos machos, o que normalmente só ocorre em condições desfavoráveis para este grupo. Portanto, os autores concluíram que a avaliação do hormônio é um biomarcador em potencial para ser avaliado em exposição crônica de invertebrados a IE.

Dahms et al., (2011), destacam a importância de rotíferos na avaliação de químicos estrogênicos em decorrência da alteração da expressão gênica e consequentes alterações em hormônios juvenis associados ao crescimento. Recomendam ainda o uso de espécies do gênero *Brachionus*, em função da grande base de dados sobre expressões gênicas relacionadas à exposição de substâncias tóxicas.

Diante do exposto, os ensaios ecotoxicológicos com métodos padronizados utilizando diferentes organismos-teste, devem ser aplicados na avaliação da dose resposta à IE. No entanto, além das metodologias triviais é necessário que pesquisas sejam realizadas na busca de novas respostas eficientes que assegurem como ferramentas adicionais, a proteção da vida aquática. É preciso explorar as ferramentas múltiplas de biomarcadores para compreender o modo de ação dos IE em grupos de diferentes níveis tróficos.

4 CONCLUSÕES

Não só no Brasil, mas no mundo todo as preocupações com o destino e atuação de substâncias potencialmente estrogênicas, tanto considerando-se a biota aquática e a sua proteção, bem como os reflexos sobre a saúde humana, estão em evidência.

Novas tecnologias de detecção e remoção desses elementos que podem atuar em nano concentrações a longos períodos de exposição, estão sendo investigadas e aplicadas na tentativa de minimizar a exposição, e consequentemente, os potenciais riscos intrínsecos.

Apesar dos esforços e dos trabalhos de qualidade e aplicabilidade que têm sido gerados nos estudos sobre as substâncias que interferem no sistema endócrino, muitas lacunas e a falta de compreensão dos fatores que determinam o comportamento desses elementos nos diferentes compartimentos ambientais, precisam ainda de muitos esforços investigativos para que possam ser geradas ações de remediação ou de prevenção nos ecossistemas aquáticos.

Nesse sentido, é imprescindível a associação dos conhecimentos e tecnologias desenvolvidas em diferentes áreas do conhecimento, com a ecotoxicologia aquática, ciência que estuda os efeitos adversos das substâncias químicas sobre os organismos vivos. Desta forma, as respostas biológicas

complementam as análises químicas, tornando esses estudos interdisciplinares, mas preditivos e protetivos voltados para a saúde ambiental.

REFERÊNCIAS

- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15470**: ecotoxicologia aquática – toxicidade em sedimento – método de ensaios com *Hyalella* spp (Amphipoda). Rio de Janeiro, 2007.
- ARAGÃO, M. A.; ARAÚJO, R. P. A. Métodos de ensaios de toxicidade com organismos aquáticos. In: ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. (Eds.). **Ecotoxicologia aquática**: princípios e aplicações. 2. ed. São Carlos: RiMa, 2008. p. 117-152.
- BOTERO, W. G. et al. Characterization of the interactions between endocrine disruptors and aquatic humic substances from tropical rivers. **J. BRAZ. CHEM. SOC.**, São Paulo, v. 22, n. 6, p. 1103-1110, jun. 2011. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-50532011000600015&lng=es&nrm=iso>. Acesso em: 03 nov. 2014.
- CARGOUET, M.; PERDIZ, D.; MOUATASSIM-SOUALI, A.; TAMISIER-KAROLAK, S.; LEVI, Y. Assessment of river contamination by estrogenic compounds in Paris área (France). **Science of the Total Environment**, v. 324, n. 1-3, p. 55-66, 2004.
- COSTA, J. R. M. A. **Padronização de metodologias para o uso de biomarcadores de contaminação ambiental em traíra (*Hoplias malabaricus*, *Erythrinidae*): δ -Alad, etalotioneína e vitelogenina**. 2006. 132 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.
- CUNHA, B. B.; BOTERO, W. G.; OLIVEIRA, L. C.; GOVEIA, D.; CARLOS, V. M.; POMPEO, M. L. M.; FRACETO, L. F.; ROSA, A. H. Kinetics and adsorption isotherms of bisphenol A, estrone, 17 β -estradiol and 17 α -ethinylestradiol in tropical sediment samples. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 223, p. 329-336, Jan. 2012.
- DAHMS, H. U; HAGIWARA, A.; LEE, J. S. Ecotoxicology, ecophysiology, and mechanistic Studies with rotifers. **Aquatic toxicology**, v. 101, n. 1, p. 1-12, Jan. 2011.
- DALLEGRAVE, A. **Determinação de hormônios estrógenos e progestágenos em amostras ambientais por GC-MS**. 2012. 112 f. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.
- DICKERSON, R. L.; BROWER, A.; GRAY, L. E.; GROTHE, D. R.; PETERSON, R. E.; SHEEHAN, D. M.; WIEDOW, M. A. Dose-response relationship. In: KENDALL, R.; DICKERSON, R.; GIESY, J.; SUK, W. (Eds.). **Principles and processes for evaluating endocrine disruption in wildlife**. Brussels: Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 1998. p. 69-96.
- DIETRICH, D. R.; KRIEGER, H. O. **Histological analysis of endocrine disruptive effects in small laboratory fish**. New Jersey: John Wiley & Sons, 2009. p. 1-341.
- GHISELLI, G. **Avaliação da qualidade das águas destinadas ao abastecimento público na região de Campinas: ocorrência e determinação dos interferentes endócrinos (IE) e produtos farmacêuticos e de higiene pessoal (PFHP)**. 2006. 181 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, Campinas, 2006.
- GIESY, J. P.; SNYDER, E. M. Xenobiotic modulation of endocrine function in fishes. In: KENDALL, R.; DICKERSON, R.; GIESY, J.; SUK, W. **Principles and processes for evaluating endocrine disruption in wildlife**. Brussels: Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 1998. p. 155-237.
- GURNEY, W. S. C. Modeling the themographic effects of endocrine disruption. **Environmental Health Perspectives**, v. 114, n. suppl., p. 40-50, 2006.
- HANSON, N.; ABGER, P.; SUNDELOF, A. Population-level effects of male-biased broods in eelpout (*Zoarce viviparus*). **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 24, n. 5, p. 1235-1241, 2005.
- HOLTHAUS, K.I.E., JOHNSON, A.C., JURGENS, M.D., WILLIAMS, R.J., SMITH, J.J.L., CARTER, J.E. The potential for estradiol and ethinylestradiol to sorb to suspended and bed sediments in some English rivers. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 21, n. 12, p. 2526-2535, 2002.

HUTCHINSON, T. H.; ANKLEY, G. T.; SEGNER, H.; TYLER, C. R. Screening and testing for endocrine disruption in fish – biomarkers as signposts not traffic lights in risk assessment. **Environmental Health Perspectives**, v. 114, n. suppl., p. 106-114, 2006.

JOBLING, S.; TYLER, C. R. Introduction: the relevance of chemically induced endocrine disruption in wildlife. **Environmental Health Perspectives**, v. 114, n. suppl., p. 7-8, 2006.

JOHNSON, A. C.; BELFROID, A.; DI CORCIA, A. Estimating steroid oestrogen inputs into activated sludge treatments works and observations on their removal from the effluent. **Science of the Total Environment**, v. 256, n. 2-3, p. 163-173, 2000.

JOHNSON, A. C.; SUMPTER, J. P. Removal of endocrine-disrupting chemicals in activated sludge treatment works. **Environmental Science and Technology**, v. 35, n. 24, p. 4697-4703, 2001.

JURGENS, M. D.; HOLTHAUS, K. I. E.; JOHNSON, A. C.; SMITH, J. J. L. The potential for estradiol and ethynilestradiol degradation in English rivers. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 21, n. 3, p. 480-488, 2002.

KENDALL, R. J.; BROUWER, A.; GIESY, J. P. A risk-based field and laboratory approach to assess endocrine disruption in wildlife. In: KENDALL, R.; DICKERSON, R.; GIESY, J.; SUK, W. **Principles and processes for evaluating endocrine disruption in wildlife**. Brussels: Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 1998. p. 1-16.

KIRBY, M. F.; ALLEN, Y. T.; DYER, R. A.; FEIST, S. W.; KATSIADAKI, I.; MATTHIESSEN, P.; SCOTT, A. P.; SMITH, A.; STENTIFORD, G. D.; THAIN, J. E.; THOMAS, K. V.; TOLHURST, L.; WALDOCK, M. J. Surveys of plasma vitellogenin and intersex in male flounder (*Platichthys Flesus*) as measures of endocrine disruption by estrogenic contamination in United Kingdom Estuaries: temporal trends, 1996 to 2001. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 23, n. 3, p. 748-758, 2004.

KRAAK, G. V. D.; ZACHAREWSKI, T.; JANZ, D. M.; SANDERS, B. M.; GOOCH, J. W. Comparative endocrinology and mechanisms of endocrine modulation in fish and wildlife. In: KENDALL, R.; DICKERSON, R.; GIESY, J.; SUK, W. **Principles and processes for evaluating endocrine disruption in wildlife**. Brussels: Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 1998. p. 97-119.

KUCH, H. M.; BALLSCHMITER, K. Determination of endocrine disruption phenolic compounds and estrogens in surface and drinking water by HRCG – (NCL) – MS in the picogram per liter range. **Environmental Science and Technology**, v. 35, n. 15, p. 3201-3206, 2001.

KUSTER, M.; DE ALDA, M. J. L.; BARCELÓ, D. Estrogens and progestogens in wastewater, sludge, sediments and soil. In: BARCELÓ, D. (Ed.). **The handbook of environmental chemistry**. Dordrecht: Springer, 2005. v. 5, p. 1-24.

LAI, K. M.; JOHNSON, K. L.; SCRIMSHAW, M. D.; LESTER, J. N. Binding of waterborn steroid estrogens to soil phases in river and estuarine systems. **Environmental Science and Technology**, v. 34, n. 18, p. 3890-3894, 2000.

LAMB, J. C.; BALCOMB, R.; BENS, C. M.; COOPER, R. L.; GORSUCH, J. W.; MATHIESSEN, P.; PEDEN-ADAMS, M. M.; VOIT, E. O. Hazard identification and epidemiology. In: KENDALL, R.; DICKERSON, R.; GIESY, J.; SUK, W. **Principles and processes for evaluating endocrine disruption in wildlife**. Brussels: Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 1998. p. 17-37.

LUCENA, W. S. **Determinação de estrogênios em afluentes da lagoa de Araruama – RJ**. 2013. 102 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública e Meio Ambiente) - Fundação Oswaldo Cruz - Fiocruz, Rio de Janeiro, 2013.

MACHADO, K. S. **Determinação de hormônios sexuais femininos na bacia do Alto Iguaçu, região metropolitana de Curitiba-PR**. 2010. 102 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

MANAHAN, S.E. **Toxicological Chemistry and Biochemistry**. 3 ed. Boca Raton: Lewis Publishers, 2003. 425 p.

MATHIESSEN, P. Ecotoxicity test methods for endocrine-disrupting chemicals: an introduction. In: MATHIESSEN, P. **Endocrine disruptors: hazard testing and assessment methods**. New York: Wiley, 2013. p. 9-22.

MOREIRA, D. S. **Desenvolvimento de metodologia analítica por cromatografia/ espectrometria de massas para avaliação da ocorrência de perturbadores endócrinos em mananciais de abastecimento da região metropolitana**

- de Belo Horizonte. 2008. 124 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2008.
- MOZETO, A. A.; ZAGATTO, P. A. Introdução de Agentes químicos no Ambiente. In: ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. (Eds.). **Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações**. 2. ed. São Carlos: RiMa, 2008. p. 15-38.
- MOZETTO, A. A.; ZAGATTO, P. A. Introdução de agentes químicos no ambiente. In: ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações**. São Carlos: RiMa, 2006.
- OECD. ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **Guidance document on the diagnosis of endocrine-related histopathology in fish gonads**. Paris: OECD, 2010.
- PETROVIC, M.; ELJARRAT, E.; ALDA, M. J. L.; BARCELÓ, D. Analysis and environmental levels of endocrine disrupting compounds in freshwater sediments. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 20, n. 11, p. 637-648, 2001.
- POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. O abastecimento de água e o esgotamento sanitário: propostas para minimizar os problemas no Brasil. In: ROSA, A. H.; FRACETO, L. F.; MOSCHINI-CARLOS, V. (Orgs.). **Meio ambiente e sustentabilidade**. Porto Alegre: Bookman, 2012.
- RAIMUNDO, C. C. M. **Ocorrência de interferentes endócrinos e produtos farmacêuticos nas águas superficiais da bacia do rio Atibaia**. 2007. 126 f. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.
- REIS FILHO, R. W. **Hormônios estrógenos no rio do Monjolinho, São Carlos, SP: uma avaliação da problemática dos desreguladores endócrinos ambientais**. 2008. 162 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.
- REIS FILHO, R. W.; ARAÚJO, J. C.; VIEIRA, E.M. Hormônios sexuais estrógenos: contaminantes bioativos. **Química Nova**, v. 29, n. 4, p. 817-822, 2006.
- ROCHA, J. C.; ROSA, A. H. **Substâncias húmicas aquáticas: interações com espécies metálicas**. São Paulo: Editora UNESP, 2003. 120 p.
- ROCHA, J. C.; SARGENTINI JR, E.; ZARA, L. F.; ROSA, A. H.; SANTOS, A.; BURBA, P. Reduction of mercury (II) by tropical river humic substances (Rio Negro) - Part II. Influence of structural features (molecular size, aromaticity, phenolic groups, organically bound sulfur). **Talanta**, v. 61, p. 699-706, 2003.
- RODRIGUEZ-MOZAZ, S.; ALDA, M. J. T.; BARCELÓ, D. Monitoring of estrogens, pesticides and bisphenol A in natural waters and drinking water treatment plants by solid-phase extraction-liquid chromatography-mass spectrometry. **Journal of Chromatography**, v. 1045, n. 1/2, p. 85-92, 2004.
- ROSA, A. H. **Interferentes endócrinos em sistemas aquáticos: interações com substâncias húmicas e perspectivas de tratamento utilizando-se turfas**. São Paulo: FAPESP, 2008. (Processo FAPESP 08/09682-9).
- ROSA, A. H.; GOVEIA, D.; BELLIN, I. C.; TONELLO, P. S.; ANTUNES, M. L. P.; DIAS FILHO, N. L.; RODRIGUES FILHO, U. P. Estudo da labilidade de Cu(II), Cd(II), Mn(II) e Ni(II) em substâncias húmicas aquáticas utilizando-se membranas celulósicas organomodificadas. **Química Nova**, v. 30, p. 59-65, 2007.
- SANTAMARTA, J. Por um futuro sem contaminantes orgânicos persistentes. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, Porto Alegre, v. 2, n. 1, p. 46-56, 2001.
- SEGNER, H.; CAROLL, K.; FESKE, M.; JANSSEN, C. R.; MAACK, G.; PASCOE, D.; SCHAFFERS, C.; VANDENBERG, G. F.; WATTS, M. A. Identification of endocrine-disruption effects in aquatic vertebrates and invertebrates: report from the European IDEA project. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 54, p. 302-314, 2003.
- SODRÉ, F. F.; LOCATELLI, M. A. F.; JARDIM, W. F. Occurrence of emerging contaminants in brazilian drinking waters: a sewage – to – tap issue. **Water Air Soil Pollut**, v. 206, p. 57-67, 2010a.
- SODRÉ, F. F.; MONTAGNER, C. C.; LOCATELLI, M. A. F.; JARDIM, W. F. Ocorrência de interferentes endócrinos e produtos farmacêuticos em águas superficiais da região de Campinas (SP, Brasil). **J. Braz. Soc. Ecotoxicol.**, v.2, n. 2, p. 187-196, 2007.

SODRÉ, F. F.; PESCARA, I. C.; MONTAGNER C. C.; JARDIM, W. F. Assessing selected estrogens and xenoestrogens in Brazilian Surface waters by liquid chromatography – tandem mass spectrometry. **Microchemical Journal**, v. 96, p. 92-98, 2010b.

Special Issue on Endocrine Disruption in Invertebrates, **Ecotoxicology**, v. 16, n. 1, p.1-238, 2007/2007.

STEINBERG, C. E. W.; PAUL, A.; PFLUGMACHER, S.; MEINELT, T.; KLÖCKING, R.; WIEGAND, C. Pure humic substances have the potential to act as xenobiotic chemicals: a review. **Fresenius Environ. Bull.**, v. 12, p. 391–401, 2003.

SUN, W. L.; NI, J. R.; XU, N.; SUN, L. Y.; Fluorescence of sediment humic substances and its effect on the sorption of selected endocrine disruptors. **Chemosphere**, v. 66, p. 700-707, 2007.

SUN, W. L.; NI, J. R.; LIU, T. T. Effect of sediment humic substances on sorption of selected endocrine disruptors. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 6, p. 219-227, 2006.

THACKER, P. D. Sensing environmental strogens. **Environmental Science and Technology**, n.1, p. 360, 2005.

TILLITTI, D. E.; SOLOMON, K. R.; MIHAICH, E. M.; COBB, G.; TOUART, L.; KUBIAK, T. J. Role of exposure assessment in characterizing risks of endocrine-disrupting substaces to wildlife. In: KENDALL, R.; DICKERSON, R.; GIESY, J.; SUK, W. **Principles and processes for evaluating endocrine disruption in wildlife**. Brussels: Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 1998. p. 39-67.

US-EPA. UNITED STATES - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Test method 100.4: *Hyalella azteca*** 42-d test of measuring the effects of sediment – associated contaminants on survival, growth, and reproduction. In: US-EPA. **Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants with freshwater**. 2. ed. Washington: US-EPA, 2000. p. 72-78.

US-EPA. UNITED STATES - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Research plan for endocrine disruption**. Washington: US-EPA, 1998.

VAN DER VEN, L. T. M.; WESTER, P. W.; VOS, J. G. Histopathology as a tool for the evaluation of endocrine disruption in zebrafish (*Danio rerio*). **Environmental Toxicology And Chemistry**, v. 22, n. 4, p. 908–913, 2003.

WANG, H. Y.; OLMSTEAD, A. W.; LI, H.; LEBLANC, G. A. The screening of chemicals for juvenoid-related endocrine activity using the water flea *Daphnia magna*. **Aquatic toxicology**, v. 74, p. 193-204, 2005.

WELTJE, L.; OEJHMANN, U. S. The seven year itch – progress in research on endocrine disruption in aquatic invertebrates sice 1999. **Ecotoxicology**, v.16, n. 1, p. 1-3, 2007.

YING, G. G.; KOOKANA, R. S. Sorption and degradation of estrogen-like-endocrine disrupting chemicals in soil. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 24, n. 10, p. 2640-2645, 2005.

YING, G. G.; KOOKANA, R. S.; RU, Y. J. Ocorrence and fate of hormone steroids in the environment. **Environmental International**, v. 28, p. 545-551, 2002.

ZOCOLO, G. J.; SOUZA, A. C.; LOPES, M. N. T.; MARCHI, M. M. R. Determination of estrogens (estriol, β -estradiol, estrone e 17- β ethynylestradiol) in river water from an area rural in Midwest Brasil. **Toxicology Letters**, v. 196, p. 37-351, 2010.

CAPÍTULO 24

ANÁLISE CRÍTICA DA RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357 À LUZ DA DIRETIVA QUADRO DA ÁGUA DA UNIÃO EUROPEIA: ESTUDO DE CASO (REPRESA DO GUARAPIRANGA - SÃO PAULO, BRASIL)

Sheila Cardoso da Silva¹, Carolina Fiorillo Mariani² & Marcelo Pompêo²

1 - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Sorocaba, Sorocaba, Brasil. 2 - Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.
E-mail: sheilacardoso@usp.br

RESUMO

O enquadramento dos corpos d'água é um instrumento de gestão dos recursos hídrico que expressa o nível de classe da água, a ser alcançado ou mantido ao longo do tempo, com o propósito de assegurar às águas qualidade compatível com os usos a que forem destinadas. A resolução CONAMA nº 357/05 classifica os corpos de água e dá as diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Este trabalho teve como objetivo discutir a qualidade da água da represa Guarapiranga de acordo com os padrões estabelecidos pela resolução CONAMA nº 357/05 e efetuar uma análise crítica da referida legislação e do modelo de gestão aplicado ao corpo hídrico ora em voga, utilizando como referência a Diretiva Quadro da Água (DQA)- o modelo de gestão de recursos hídricos europeu. Foram efetuadas duas coletas de água superficial ao longo da represa Guarapiranga. De um total de nove variáveis analisadas, cinco delas: clorofila-a, fósforo total, oxigênio dissolvido, cádmio e zinco totais apresentaram não conformidade com a resolução CONAMA nº 357/05, em algum momento ou localidade. Tais dados indicam a necessidade de investimentos para o alcance da meta estabelecida para este reservatório. As metas de qualidade de água precisam estar integradas a um conjunto de medidas que visem a qualidade ambiental e que combinem investimento para a redução de carga orgânica poluidora, proteção e recuperação das margens do corpo hídrico, incentivos para a preservação e educação ambiental. Apesar de ter apresentado avanços em relação à legislação anterior (CONAMA nº 20/86) a Resolução CONAMA nº 357/05 e o sistema de gestão brasileiro como um todo necessitam considerar com vigor as questões ecológicas no processo de gestão dos recursos hídricos. Neste sentido a inclusão de alguns conceitos estabelecidos pela DQA, é uma alternativa promissora para uma gestão sustentável dos ecossistemas aquáticos.

1 INTRODUÇÃO

O enquadramento dos corpos hídricos em classes é um dos cinco instrumentos de gestão de recursos hídricos elencados na Lei Federal nº 9433/97, que instituiu a Política Nacional dos Recursos Hídricos. Este instrumento específico tem o propósito de assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas e diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes. O enquadramento expressa o nível de classe da água a ser alcançado ou mantido ao longo do tempo.

Para que a aplicação do enquadramento seja efetiva é preciso que se avaliem os usos, que são feitos e que se pretende fazer, das águas na bacia hidrográfica na qual o corpo d'água está inserido, e então executar políticas públicas e investimentos financeiros para que as metas sejam alcançadas. A Resolução CONAMA nº 357/05 classifica os corpos de água em treze classes, segundo usos e salinidade, e dá as diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluente. De acordo com a resolução CONAMA nº 357/05, as águas doces superficiais são classificadas em cinco classes, segundo seus usos preponderantes, do mais restritivo, a classe especial, ao mais permissivo, a classe 4.

O reservatório Guarapiranga, objeto do presente estudo, foi enquadrado pelo anexo do Decreto Estadual nº 10.755/77 como classe 1. As águas doces classe 1 (CONAMA nº 357/05) são destinadas: a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274/2000; d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e) à proteção das comunidades aquáticas em áreas indígenas.

Hoje a represa Guarapiranga é o segundo maior reservatório de água da região metropolitana de São Paulo, abastecendo cerca de 3,7 milhões de pessoas (WHATELY; CUNHA, 2006) de diversos municípios, além de ser utilizada também como área de lazer. No entanto, o intenso crescimento urbano observado desde a década de sessenta causou significativo acréscimo da carga orgânica ao reservatório Guarapiranga, acelerando o processo de eutrofização (ANA, 2005) e tornando as florações de algas mais frequentes. Aliado a isso, atividades como loteamentos, ocupações irregulares (SEMA, 1997; WHATELY; CUNHA, 2006) e ausência de saneamento básico vêm contribuindo para a degradação dos recursos hídricos da represa.

Neste contexto, este trabalho teve como objetivo discutir a qualidade da água da represa Guarapiranga de acordo com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05 e pelo enquadramento definido pelo Decreto Estadual nº 10.755/77, além de expor algumas questões de uso e ocupação do entorno que contribuem para o cenário observado. Também foi objetivo deste trabalho fazer uma análise crítica da referida legislação e do modelo de gestão aplicado ao corpo hídrico ora em voga, utilizando como referência a Diretiva Quadro da Água (DQA)- modelo de gerenciamento de recursos hídricos estabelecido pela União Europeia (EC, 2000).

2 MATERIAL E MÉTODOS

A Bacia da Guarapiranga está localizada nos municípios de São Paulo, Embu, Embu-Guaçu, Itapeverica da Serra, além de pequenas parcelas do território de Cotia, São Lourenço da Serra e Juquitiba (SABESP, 2010), com área total de 630 km². A região da Bacia hidrográfica da Guarapiranga apresenta drenagem dendrítica, é formada por terrenos cristalinos e sedimentares (AB'SABER, 1957). Cerca de 36,9% da área ocupada pela bacia é de vegetação remanescente de mata atlântica (WHATELY; CUNHA, 2006). As temperaturas médias na região da Bacia da Guarapiranga são de 17,5 C° e a precipitação anual média é de 1400 mm (SANTO; PAULO, 1985).

O reservatório Guarapiranga é considerado polimítico (MAIER, 1985), isto é, sofre circulação vertical da água em diversos eventos ao longo do ano. De acordo com classificação de Straškraba e Tundisi (2000), este é um reservatório pequeno, uma vez que possui volume máximo de 197,66 km³ e área de 33,83 km² (CBDB, 2011). A profundidade máxima da represa Guarapiranga é de 13 m

(MAIER; TAKINO, 1985), o tempo de retenção médio da água varia entre 110 e 143 dias (CETESB, 1992 apud BEYRUTH, 1996) e a vazão é de $14 \text{ m}^3/\text{s}$ (SABESP, 2010), o que equivale a 1,2 bilhão de litros de água por dia, empregados no abastecimento público. A Figura 1 apresenta a localização da represa Guarapiranga no Estado de São Paulo e na Região Metropolitana de São Paulo, além dos pontos de amostragem realizados.

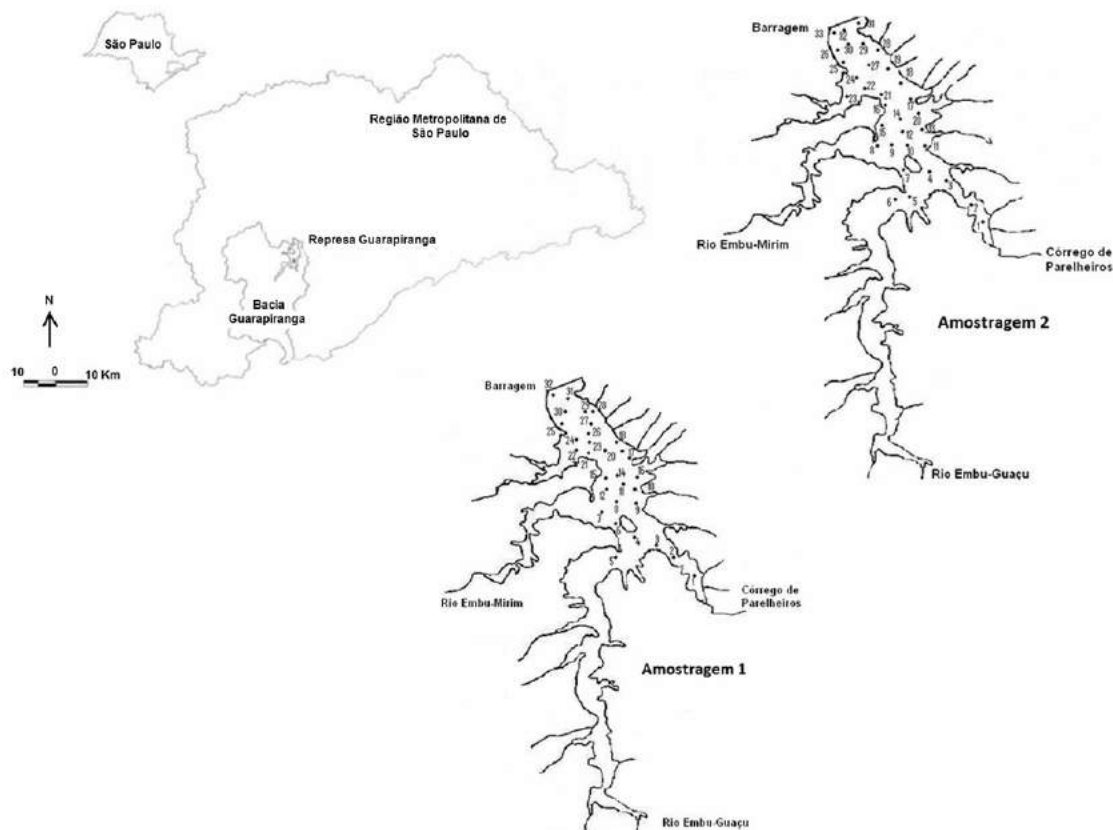


Figura 1: Localização espacial da Represa Guarapiranga no estado de São Paulo (modificado de WHATELY; CUNHA, 2006); principais tributários da Represa Guarapiranga (modificado de ROCHA, 1976) e os 33 pontos onde foram coletadas amostras de água na campanha de Amostragem 1 (01/09/2006) e Amostragem 2 (10/04/2007).

Neste trabalho foram analisadas variáveis limnológicas, em duas épocas do ano - setembro de 2006 e abril de 2007, em 33 pontos distribuídos ao longo da represa Guarapiranga. Os pontos de amostragem foram georeferenciados com sistema de coordenadas UTM, Datum Sad69 e meridiano central $45^{\circ}00'$, por GPS modelo Garmin 72.

As amostras de água superficial foram coletadas e armazenadas em garrafas de polietileno e mantidas sob refrigeração e no escuro até o processamento em laboratório. Foram obtidos *in situ* os dados de pH e oxigênio dissolvido por meio de sonda multiparâmetro. O oxigênio dissolvido foi obtido apenas na segunda amostragem. Em laboratório foram determinados os teores de sólidos totais, clorofila-a, fósforo total e os metais totais: cádmio, níquel, zinco e chumbo. Os métodos e as variáveis analisadas estão descritos em tabela (Tabela 1).

Os valores obtidos, para as variáveis analisadas, foram comparados com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/05 (Tabela 2). Foram utilizadas as cores azul, verde, amarelo e vermelho para designar as classes um, dois, três e quatro respectivamente.

3 RESULTADOS

Com base na Resolução CONAMA n° 357/05 os parâmetros fósforo total, clorofila-a, cádmio total, zinco total e oxigênio dissolvido apresentaram não conformidade com os padrões estabelecidos para os corpos d'água enquadrados na classe 1, nas águas superficiais do reservatório

Guarapiranga. Apenas as variáveis: pH, sólidos totais, níquel e chumbo totais estiveram em conformidade com a classe 1.

Tabela 1: Variáveis, métodos empregados, equipamentos, limite de detecção e respectivas referências utilizadas

Variáveis	Método utilizado	Limite de detecção	Equipamentos	Referência
pH	Sonda Multiparâmetros	-	YSI 63	-
Oxigênio dissolvido (mg/L)	Oxímetro	-	HI 9142	-
Fósforo Total ($\mu\text{g/L}$)	Espectrofotométrico	10 $\mu\text{g/L}$	Micronal B572	Valderrama (1981)
Clorofila-a ($\mu\text{g/L}$)	Espectrofotométrico	-	Micronal B572	Lorenzen (1967)
Sólidos totais (mg/L)	Gravimetria	-	-	Wetzel & Likens (1990)
Cádmio total (mg/L)	ICP-AES	0,0001 mg/L	Spectroflame*	APHA (1998)
Zinco total (mg/L)	ICP-AES	0,02 mg/L	Spectroflame*	APHA (1998)
Níquel total (mg/L)	ICP-AES	0,0004 mg/L	Spectroflame*	APHA (1998)
Chumbo total (mg/L)	ICP-AES	0,1218 mg/L	Spectroflame*	APHA (1998)

* - da Spectro.

Tabela 2: Padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/05 para corpos hídricos de água doce nas respectivas classes, para as variáveis analisada no presente estudo. NE: valor não especificado

Variáveis	Padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/05*			
	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
pH	Entre 6 e 9	Entre 6 e 9	Entre 6 e 9	Entre 6 e 9
Oxigênio dissolvido (em qualquer amostra)	$\leq 6 \text{ mg/L}$	$\leq 5 \text{ mg/L}$	$\leq 4 \text{ mg/L}$	$> 2 \text{ mg/L}$
Fósforo Total	0,025 mg/L	0,050mg/L	0,075mg/L	NE
Clorofila-a * ¹	10 $\mu\text{g/L}$	30 $\mu\text{g/L}$	60 $\mu\text{g/L}$	NE
Sólidos totais * ¹	500 mg/L	500 mg/L	500 mg/L	NE
Cádmio total * ¹	0,001 mg/L	0,001 mg/L	0,01 mg/L	NE
Zinco total * ¹	0,18 mg/L	0,18 mg/L	5 mg/L	NE
Níquel total * ¹	0,025 mg/L	0,025 mg/L	0,025 mg/L	NE
Chumbo total * ¹	0,01 mg/L	0,01 mg/L	0,033 mg/L	NE

* Nas águas de classe especial deverão ser mantidas as condições naturais do corpo de água. *¹ Valor máximo.

O fósforo total esteve acima do padrão estabelecido (Classe 1 - 25 $\mu\text{g/L}$) na primeira campanha em 10 dos 32 pontos de amostragem (Tabela 3). Na segunda campanha apenas seis pontos, localizados na porção mais a montante da represa, estiveram em conformidade com os padrões estabelecidos para a classe 1 para a variável fósforo total (Tabela 3).

Na primeira campanha 14 pontos estiveram em não conformidade com o padrão estabelecido para as concentrações de clorofila-a para corpos hídricos classe 1 (Tabela 3) enquanto na segunda campanha este número foi de 19 (Tabela 3). Os pontos 1 e 2 apresentaram na segunda campanha concentrações de corpos d'água classe 4 (68,7 $\mu\text{g/L}$) e 3 (39,8 $\mu\text{g/L}$) respectivamente. As concentrações de oxigênio dissolvido não estiveram em conformidade com a Resolução CONAMA n° 357/05 para a classe 1 em 15 dos 33 pontos analisados (Tabela 3).

As concentrações de cádmio estiveram dentro dos limites estabelecidos para os corpos d'água enquadrados na classe 1 e 2 (0,001 mg/L) apenas na primeira campanha. Na segunda amostragem todos os pontos não apresentaram conformidade com a Resolução CONAMA n° 357/05, a amplitude de variação foi de 0,002 a 0,007 mg/L, (Tabela 3). As concentrações de zinco total estiveram em não conformidade com o padrão estabelecido para os corpos d'água classe 1 (0,18 mg/L) apenas nos pontos 5 (0,34 mg/L) e 27 (0,19 mg/L) na primeira amostragem.

Tabela 3: Distribuição de fósforo total, clorofila-a, oxigênio dissolvido e cádmio total nas águas superficiais do reservatório e sua classificação de acordo com a resolução CONAMA n° 357/05. Campanha 1, efetuada em 01 de setembro de 2006 e campanha 2 efetuadas em 10 de abril de 2007

Pontos	PT($\mu\text{g/L}$)		Cla ($\mu\text{g/L}$)		OD (mg/L)	Cd (mg/L)
	Campanha 1	Campanha 2	Campanha 1	Campanha 2	Campanha 2	Campanha 2
1	134,3	318,4	2,9	68,7	3,9	0,005
2	99,1	71,0	*	39,8	5,0	0,003
3	42,9	23,1	*	16,9	4,7	0,002
4	23,3	18,6	2,7	18,8	5,0	0,002
5	12,7	14,8	0,9	7,3	5,3	0,003
6	23,7	13,6	*	5,0	6,3	0,002
7	30,7	26,7	*	10,3	5,0	0,002
8	19,2	32,6	0,9	18,8	6,0	0,003
9	20,8	26,5	*	16,9	5,4	0,003
10	23,7	22,9	*	10,1	5,2	0,006
11	25,7	26,9	*	12,8	5,7	0,005
12	26,1	24,5	*	15,6	6,0	0,006
13	25,9	29,3	*	18,8	5,8	0,005
14	23,1	27,5	22,0	*	5,4	0,003
15	24,9	27,1	*	6,4	5,0	0,003
16	16,6	25,7	*	18,8	5,1	0,005
17	24,9	28,3	14,6	15,6	5,8	0,002
18	17,6	28,5	23,3	24,3	6,0	0,006
19	10,7	25,1	11,4	0,0	6,8	0,005
20	23,3	27,9	28,4	12,4	5,5	0,004
21	33,4	28,5	29,7	13,7	5,1	0,005
22	24,5	27,7	37,1	10,1	6,0	0,006
23	28,7	35,4	15,1	16,0	6,2	0,007
24	29,9	27,1	*	*	7,0	0,005
25	25,7	27,3	35,7	3,2	6,2	0,004
26	23,5	27,9	7,3	*	5,7	0,004
27	23,3	27,7	37,1	*	7,2	0,005
28	12,7	26,7	14,2	14,6	6,9	0,005
29	19,2	26,3	33,9	17,8	7,5	0,005
30	27,9	29,3	40,3	*	7,2	0,003
31	24,1	27,7	31,6	3,2	7,1	0,005
32	24,7	28,3	31,1	22,4	7,1	0,005
33	-	26,5	-	19,2	7,6	0,003

Legenda: Classe 1 Classe 2 Classe 3 Classe 4

4 DISCUSSÃO

O enquadramento dos corpos de água deve estar baseado não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades dos usos a que são destinadas. No caso de não atendimento dos padrões de qualidade de água estabelecidos, as classes nas quais os corpos hídricos são enquadrados devem ser entendidas como metas a serem atingidas. Assim, no presente estudo, os dados analisados com valores fora dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/05, mostram que a meta estabelecida (Classe 1) ainda não foi atingida e apontam para a necessidade da tomada de medidas para que a mesma seja alcançada.

As concentrações de fósforo total, clorofila-a e oxigênio dissolvido, em não conformidade com o estabelecido pela legislação vigente, sugerem a grande descarga de efluentes sem tratamento na bacia Guarapiranga. Este resultado aponta para a necessidade do controle da ocupação urbana na área e da implantação de medidas apropriadas de saneamento básico, em particular a coleta e o efetivo tratamento dos esgotos domésticos e industriais.

Embora a qualidade da água para abastecimento público esteja diretamente associada a medidas de saneamento básico, a política das águas do Brasil até o momento não privilegiou ações em direção para a efetiva coleta e tratamento dos esgotos (MACHADO, 2003). As consequências

causadas pela falta de tratamento dos efluentes, além dos problemas econômicos e de saúde pública como aumento nos custos para tratamento da água bruta, floração de microorganismos potencialmente tóxicos, como as cianobactérias, e doenças de veiculação hídrica, traz sérias implicações para a saúde do meio ambiente, entre elas a perda da biodiversidade. De acordo com dados da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2008), medidas de saneamento básico estão sendo executadas pela segunda fase do projeto Tietê na bacia do Guarapiranga, entretanto, caso a ocupação irregular não seja controlada a entrada de efluentes sem tratamento continuará, e a meta para corpos d'água classe 1 não será atingida.

Em relação aos teores de clorofila-a observou-se que os valores obtidos foram provavelmente inferiores ao real potencial produtivo do sistema, devido ao manejo efetuado na represa pela Sabesp (Companhia de Saneamento e Abastecimento do Estado de São Paulo) para o controle da floração de algas. O controle é feito por meio da aplicação de algicidas como o sulfato de cobre e peróxido de hidrogênio, medidas estas que reduzem as concentrações de clorofila-a; sem o controle de algas, os valores de clorofila-a no reservatório Guarapiranga poderiam ser correspondentes a classes de uso menos nobres.

Apesar de a aplicação de sulfato de cobre aparentemente contribuir para uma melhora na qualidade da água, esta é apenas uma medida paliativa e que pode surtir efeito inverso àquele esperado, por estimular o crescimento de alguns grupos de cianobactérias potencialmente tóxicas (GARCIA VILLADA et al., 2004); além disso, as aplicações deste algicida chegaram à ordem de 50 toneladas ao mês no reservatório Guarapiranga no ano de 2007 (CETESB, 2008). Ainda de acordo com dados da CETESB (2007, 2008) a represa Guarapiranga apresentou concentrações de cobre dissolvido, em todos os meses dos anos de 2006 e 2007, acima do limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/05 (0,009 mg/l para classe 1). Há também registros de concentrações de cobre no sedimento da represa Guarapiranga acima de 2900 mg Cu por kg de sedimento (PADIAL, 2008), representando cerca de 14 vezes o teor considerado tóxico pela Agência Ambiental Canadense (PEL – Probably Effect Level, CCME, 1999) e até 160 vezes acima do valor de referência regional (VRR). Visando controlar o crescimento de algas, o ideal seria que fosse limitada a entrada de nutrientes no reservatório, porém isto só seria possível com investimentos expressivos no setor de saneamento.

Em relação às concentrações de cádmio, os valores observados acima dos padrões estabelecidos pela legislação (Resolução CONAMA n° 357/05) apontam para a atividade antrópica na bacia. É preciso que atenção seja dada a este fato, uma vez que alguns metais tendem à bioacumulação e o cádmio, particularmente, é metal nocivo tanto ao homem quanto aos organismos aquáticos. De acordo com dados de Padial (2008), os teores de cádmio encontrados no sedimento da Guarapiranga podem atingir valores da ordem de 14 vezes a concentração tóxica potencial (PEL) (CCME, 1999) excedendo até 100 vezes o valor de referência regional (VRR). Além disso, os padrões estabelecidos para o cádmio, nas classes 1 e 2 na Resolução CONAMA n° 357/05, não permitem o atendimento à proteção de comunidades aquáticas contra efeitos crônicos, de acordo com os valores referência estabelecidos pela United States Environmental Protection Agency (US EPA). Assim, além dos valores encontrados para o cádmio ainda não terem atingido a meta estabelecida para os corpos hídricos classe 1, estes valores não cumprem o atendimento às comunidades aquáticas. Além do mais, os padrões referenciados na resolução CONAMA n° 357/05 são estabelecidos para todo o país e as diferentes regiões apresentam características distintas. A lista de padrões deveria ser estabelecida por localidade - bacia hidrográfica ou ecoregiões.

No contexto de gestão ambiental, no qual a Resolução CONAMA n° 357/05 se insere, posto que é instrumento de avaliação de qualidade de água, apesar dos avanços, o atual modelo brasileiro não prioriza a proteção dos ecossistemas aquáticos, e sim impõe padrões generalistas que não necessariamente refletem particularidades regionais. Em contraponto, outros modelos adotados em outros lugares no mundo contemplam essa estratégia. Como exemplo, o modelo de gestão utilizado pela União Europeia, a Diretiva Quadro Água (DQA), a gestão está atrelada à qualidade ecológica (INAG, 2006). A DQA foi promulgada pela União Europeia com o intuito de garantir a gestão e a proteção sustentável dos recursos hídricos (EC, 2000). A União Europeia fornece as diretrizes gerais

e os estados membros, adequam as metas estabelecidas às suas respectivas realidades locais (ACREMAN; FERGUSON, 2010). A DQA estabelece o critério de estados ecológicos e os Estados são que definem o que é estado ecológico excelente, bom, razoável, medíocre ou ruim em suas localidades (EC, 2000). Esta é uma vantagem, pois os corpos d'água apresentam características distintas, devido às condições geológicas, ambientais, sociais e econômicas locais. Desta forma, a DQA considera os caracteres, geológicos, hidrológicos, químicos e biológicos no estabelecimento dos critérios ecológicos.

Caso tal proposta fosse feita e aprovada seria conveniente, a exemplo da DQA, a fixação de prazos para o alcance de objetivos finais. Embora o instrumento brasileiro de enquadramento apresente a idéia de metas progressivas, não são estipulados prazos para o alcance dos objetivos finais. A tomada de medidas punitivas de alto custo econômico tem colaborado para o cumprimento das metas estabelecidas pela legislação Europeia (mecanismo comando-controle), o mesmo podendo ser seguido pela legislação brasileira.

Camargo (2006) salienta que a inclusão de alguns dos conceitos estabelecidos pela DQA permitiria que o estudo da água passasse a ser avaliado através de uma abordagem ecológica para a gestão sustentável dos ecossistemas aquáticos e não apenas para o consumo humano. Embora se apresente ambicioso o modelo de gestão da comunidade Europeia parece que apresentará resultados promissores por abordar justamente a questão ecológica.

A proposta não é copiar modelos estabelecidos em outros países, pois é fato que no Brasil ainda há problemas de primeira ordem para serem resolvidos, como o é o caso do saneamento básico. Para uma explicação mais completa sobre a adequação da Diretiva Quadro da Água ao Brasil vide Cardoso-Silva et al. (2013). No caso específico da represa Guarapiranga, a aplicação da Resolução CONAMA nº 357/05 precisa estar inserida em um contexto maior de gestão de modo a reverter o processo de degradação verificado; as metas de qualidade de água precisam estar integradas a um conjunto de medidas que visem à qualidade ambiental em um sentido amplo, e que combinem investimento para a redução de carga orgânica poluidora (saneamento básico), proteção e recuperação das margens, incentivos para a preservação ambiental e educação ambiental da sociedade.

Vale ressaltar que o fato de que as novas ideias sobre gestão de recursos hídricos não tenham ainda transformado substancialmente a administração pública da maioria dos estados e municípios, ou os comportamentos individuais, não significa que elas sejam ineficazes (MACHADO, 2003). O modelo brasileiro de gestão dos recursos hídricos apresenta muitas ideias promitentes, mas pode ser aperfeiçoado, no sentido de objetivar a qualidade ecológica, e observar as peculiaridades regionais condicionadas por padrões geomorfológicos, por exemplo.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

De um total de nove variáveis analisadas no reservatório Guarapiranga, cinco delas: clorofila-a, fósforo total, oxigênio dissolvido, cádmio total e zinco total apresentaram não conformidade com a resolução CONAMA nº 357/05, em algum momento ou localidade. Tais dados indicam a necessidade de investimentos para o alcance da meta estabelecida para os corpos hídricos classe 1. Os teores de clorofila-a, fósforo total e oxigênio dissolvido, acima do recomendado pela legislação vigente são o reflexo da grande descarga de efluentes sem tratamento na Bacia Guarapiranga. Isto aponta para a necessidade da tomada de medidas que visem reduzir os aportes de nutrientes ao reservatório, através de obras de saneamento básico, proteção da vegetação das margens e controle da ocupação irregular no entorno. Soma-se o fato de o teor de clorofila não refletir sua potencialidade máxima, pois o manejo com aplicações de algicidas (sulfato de cobre e peróxido de hidrogênio) controlam um maior crescimento fitoplanctônico.

As concentrações totais de cádmio além de não estarem em conformidade com os padrões de qualidade estabelecidos para corpos d'água classe 1, não seguem os valores de referência estipulados pela US EPA para proteção da vida aquática, sendo conveniente a verificação destes valores para fins de qualidade de água.

Apesar de apresentar avanços, a Resolução CONAMA n° 357/05 e o sistema de gestão brasileiro, como um todo, necessitam considerar com vigor as questões ecológicas no processo de gestão dos recursos hídricos. Neste sentido, a inclusão de alguns conceitos estabelecidos pela Diretiva Quadro da Água, aplicada pela União Europeia, é uma alternativa promissora para uma gestão sustentável dos ecossistemas aquáticos. Desta forma, seria possível garantir a sustentabilidade dos recursos hídricos às gerações futuras.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a FAPESP (Processos n. 2006/51705-0 e 2009/16652-1).

REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. N. **Geomorfologia do sítio urbano de São Paulo**. 1957. 343 f. Tese (Doutorado). Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, USP, São Paulo. 1957.
- ACREMAN, M. C.; FERGUSON, J. D. Environmental flows and the European Water Framework Directive. **Freshwater Biology**, v. 55, p.32-48, 2010.
- ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. Brasília: ANA/MMA, 2005. 179p.
- APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Whashington: American Public Health Association, 1998.
- BEYRUTH, Z. **Comunidade fitoplanctônica da represa de Guarapiranga**: 1991-92. Aspectos ecológicos, sanitários e subsídios para reabilitação da qualidade ambiental. 276 f. Tese (Doutorado) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1996.
- BRASIL. Lei n° 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 1997.
- CAMARGO, A. F.M. Eventos científicos: 1ª Oficina Nacional de biomonitoramento de ambientes aquáticos. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**. v.1, n. 35, p.28-30, 2006.
- CARDOSO-SILVA, S.; FERREIRA, T. & POMPÊO, M. Diretiva quadro da água: uma revisão crítica e a possibilidade de aplicação ao Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. 16, n. 1, p. 39-58, 2013.
- CBDB. COMITÊ BRASILEIRO DE BARRAGENS. Disponível em: <http://www.cbdb.org.br/site/bdados.asp?str_cod=204>. Acesso em: 27 jul. 2011.
- CCME. CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. **Protocol for the derivation of canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life**. Winnipeg: Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life, 1999. 35 p. (CCME EPC, 98E).
- CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2006**. São Paulo: CETESB, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2007. p.327.
- CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2007**. São Paulo: CETESB, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2008. p.536.
- EC. EUROPEAN COMMISSION DIRECTIVE. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000. Brussel: Community Action in the Field of Water Policy, 2000.
- GARCIA-VILLADA, L.; RICO, M.; ALTAMIRANO, M.; SANCHEZ-MARTIN, L.; LOPEZ-RODAS, V.; COSTAS, E. Occurrence of copper resistant mutants in the toxic cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*: characterisation and future implications in the use of copper sulphate as algacide **Water Research**, v 38, p.2207–2213, 2004.
- INAG. INSTITUTO DA ÁGUA (Portugal). **Implementação da Directiva Quadro da Água**: 2000-2005. Lisboa: INAG, 2006. 16p.

- LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectrophotometric equations. **Limnology and Oceanography**, v 12, p. 343-346, 1967.
- MACHADO, C. J. S. Recursos hídricos no Brasil: limites, alternativas e desafios. **Ambiente e Sociedade**, v. 6 n. 2, 2003.
- MAIER, M. H. Limnologia de reservatórios do sudoeste do estado de São Paulo, Brasil. II Circulação e estratificação da água. **Boletim do Instituto de Pesca**, v.12, n. 1, p.11-43, 1985.
- MAIER, M. H.; TAKINO, M. Limnologia de reservatórios do sudoeste do estado de São Paulo, Brasil. III - Qualidade da água. **Boletim do Instituto de Pesca**, v.12, n. 1, p.45-73, 1985
- SABESP. Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Disponível em: <<http://www.sabesp.com.br>>. Acesso em: 01 Out. 2010.
- SANTO, L. E. ; PAULO, M. S. Limnologia de reservatórios do sudeste do estado de São Paulo. I. Climatologia. **Boletim do Instituto de Pesca**, v.12, n.1, p.1-10, 1985.
- TUNDISI, J. G. **Produção primária, “standing stock” e fracionamento do fitoplankton na região lagunar de Cananéia**. 1969. 131 f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1969.
- VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. **Marine Chemistry**, v.10, p.109-122, 1981.
- WHATELY M. ; CUNHA, P. M. **Guarapiranga 2005: como e por que São Paulo está perdendo este manancial: resultados do diagnóstico socioambiental participativo da bacia hidrográfica da Guarapiranga**. São Paulo: Instituto Sócio Ambiental, 2006. 51p.
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analyses**. New York: Springer Velage, 1991. 391p.

CAPÍTULO 25

AVALIAÇÃO DE POLÍTICAS PARA PRESERVAÇÃO E RECUPERAÇÃO DE MANANCIAIS DE ABASTECIMENTO PÚBLICO DA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO

Juliana Ikebe Otomo¹, Sheila Cardoso-Silva², Wesley Daniel Souza dos Santos³, Elâine Arantes Martins Jardim¹ & Marcelo Pompêo⁴

1 - Centro de Química e Meio Ambiente, Instituto de Pesquisas Nucleares. 2 - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Sorocaba, Sorocaba, Brasil. 3 - Instituto de Biologia Marinha e Meio Ambiente, Peruíbe, São Paulo, Brasil. 4 - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.
E-mail: julianaiekebe@gmail.com

RESUMO

A degradação da qualidade das águas nas áreas de mananciais na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) tem exigido do poder público a elaboração de políticas eficazes. Este capítulo tem como objetivo identificar as políticas de preservação e recuperação dos mananciais destinados ao abastecimento público da RMSP, analisando seus resultados e avaliando sua efetividade, tomando como estudo de caso as represas Guarapiranga e Paiva Castro (uma das cinco represas formadoras do Sistema Cantareira). Historicamente, apenas na década de 60, o poder público, tomou as primeiras medidas, de ordenamento urbano com o intuito de proteger as áreas de mananciais. Desde então, uma série de políticas públicas foram elaboradas. Apesar dos esforços, as ocupações irregulares em área de mananciais, com o consequente lançamento de efluentes sem tratamento, prosseguiu e os problemas de degradação da qualidade da água ainda persistem. Apesar das políticas urbanas, ambientais e hídricas brasileiras fazerem com que a legislação nacional apresente muitos instrumentos, considerados de modo geral, avançados, falta decisão política e maior rigor na aplicação das políticas públicas para que estas sejam tão eficientes na prática quanto na teoria.

1 INTRODUÇÃO

Reservatórios de água ou represas são corpos hídricos artificiais construídos para satisfazer as necessidades humanas. Por estarem associados ao homem, estes ecossistemas, em geral, apresentam em suas bacias de drenagem atividades antrópicas que colocam em risco a qualidade de suas águas. Esta situação é particularmente verdadeira na região metropolitana de São Paulo (RMSP), o que vem exigindo do poder público a elaboração de políticas públicas eficazes e a implementação de um sistema de gerenciamento de recursos hídricos eficiente.

A RMSP, com 19,1 milhões de habitantes, sendo considerada a maior metrópole da América do Sul, concentra o mais importante pólo financeiro, industrial e comercial do Brasil. Como todas as grandes cidades, possui muitos desafios com relação à qualidade dos serviços de infraestrutura e limitação de espaço físico. Por apresentar diversos problemas, o sistema de gestão de recursos hídricos na região acabou sendo melhor estruturado em comparação ao país como um todo. São Paulo, por exemplo, foi um dos primeiros estados no país a instaurar a gestão dos recursos hídricos por bacias hidrográficas ou Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHs), procedimento que dá uma visão do conjunto de problemas e não uma visão individualizada, facilitando o processo de gestão. Apesar do maior avanço, o estado ainda apresenta muitos problemas a serem superados para que os corpos hídricos sejam recuperados e protegidos.

Mananciais como o da represa Billings e o da represa de Guarapiranga, por exemplo, utilizadas para o abastecimento público, apresentam grande parte de suas áreas ocupadas por atividades antrópicas e assentamentos irregulares. Procedimentos que colocam em risco os usos múltiplos destes reservatórios. De acordo com dados do IBGE de 2000, a população residente na área da represa Billings é de cerca de 453 mil pessoas e na represa de Guarapiranga de 518 mil pessoas. Desse total, são moradores de favelas, 97 mil pessoas na represa de Guarapiranga e 107 mil na represa Billings, número que representa 17,6% do total de população de favelas na cidade de São Paulo (SANTORO et al., 2008).

Este tipo de ocupação desordenada está diretamente associada ao lançamento de efluentes sem tratamento nas bacias hidrográficas e como consequência há o aumento: dos custos para tratamento da água, do número de casos de doenças de veiculação hídrica, do aporte de nutrientes e de contaminantes como metais tóxicos, xenobióticos (compostos químicos estranhos a um organismo ou sistema biológico), compostos orgânicos persistentes e traços de produtos farmacêuticos.

A elevação da carga de nutrientes, principalmente N (Nitrogênio) e P (Fósforo), acarreta no aumento do estado trófico dos corpos d'água e como consequência pode haver a diminuição da diversidade biológica, a mortandade de peixes e a maior floração de algas, em particular cianobactérias potencialmente tóxicas. Além disso, quanto maior a disponibilidade de N e P no meio aquático maior será a taxa de duplicação de vírus aquáticos, como por exemplo, o vírus causador da hepatite (HBV). Da mesma forma, o aumento da eutrofização pode promover o aumento na abundância de vetores do *Vibrio cholerae* (agente causador da cólera), como algumas espécies de copépodos (pequenos crustáceos que compõe a fauna aquática), influenciando, assim, a probabilidade da ocorrência de epidemia de cólera em populações humanas susceptíveis à doença (GALLI; ABE, 2010).

Atualmente, a medida paliativa para controlar os efeitos da floração de algas decorrentes do processo de eutrofização é a aplicação de algicidas como sulfato de cobre e peróxido de hidrogênio. Devido a tal medida, as concentrações de cobre nos sedimentos das represas Rio Grande (complexo Billings) e Guarapiranga estiveram, em alguns pontos, acima dos valores de referência regionais ou dos valores estabelecidos pelo Ministério do Meio Ambiente Canadense (órgão responsável pelos padrões internacionais de rotulagem da Global Ecolabelling Network – GEN), indicando prováveis efeitos tóxicos sobre organismos (MARIANI; POMPÊO, 2008; POMPÊO et al., 2013). Na represa Paiva Castro, pertencente ao Sistema Cantareira, há registros de maiores teores de cobre no sedimento superficial do que no sedimento de fundo, de épocas pretéritas, resultado este consequência da aplicação de sulfato de cobre (CARDOSO-SILVA, 2013).

A situação chama atenção, pois a SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo) não dispõe de tecnologia para a remoção de metais no tratamento da água (OLIVEIRA, 2005). Na verdade, uma vez inseridos no meio ambiente, dificilmente os tratamentos físicos e químicos conseguem retirá-los (EL-ENANY; ISSA, 2000). Para Luiz Di Bernardo (USP, EESC, comunicação pessoal - MARIANI, 2006) não há literatura específica sobre a remoção de metais pelas estações de tratamento de água (ETA). Primeiramente, é preciso saber se os metais estão dissolvidos ou complexados à matéria orgânica. Com base nessa informação é possível decidir pelo uso de algum oxidante nas ETAs para produzir precipitados dos respectivos metais. Sem esses cuidados a população poderá estar exposta a tais elementos e aos seus possíveis efeitos tóxicos.

A melhoria das condições socioambientais dos mananciais, e o consequente efeito positivo sobre os corpos d'água, é urgente, uma vez que a Região Metropolitana de São Paulo dispõe de poucas fontes de água com qualidade e quantidade adequadas para o abastecimento público (BICUDO, 2010).

Este capítulo tem como objetivo identificar as políticas de preservação e recuperação dos mananciais destinados ao abastecimento público da Região Metropolitana de São Paulo, analisando seus resultados e avaliando sua efetividade, tomando como estudo de caso as represas Guarapiranga (São Paulo) e Paiva Castro (Mairiporã).

2 ÁREA DE ESTUDO

A Região Metropolitana de São Paulo possui 8 sistemas produtores de água que estão inseridos na UGRHI 6 – Alto do Tietê. Os dois maiores dessa UGRHI são o Sistema Cantareira que produz $33 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$ e abastece aproximadamente 9 milhões de pessoas, seguido da represa de Guarapiranga com produção de $14 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$ e que abastece aproximadamente 4 milhões de habitantes. Para produzir esta quantidade de água, o Sistema Cantareira faz a transposição entre duas bacias hidrográficas, importando água da Bacia Hidrográfica do Piracicaba para a Bacia Hidrográfica do Alto Tietê. O sistema Cantareira é composto pelas sub-bacias hidrográficas do Jaguari, Jacareí, Atibainha, Cachoeirinha, Juquery e por cinco reservatórios: Jaguari, Jacareí, Atibainha, Cachoeirinha, Paiva Castro, respectivamente, ligados por túneis artificiais subterrâneos, canais e bombas (WHATELY; CUNHA, 2007). Apesar de sua importância como manancial da RMSP, o sistema passa por intenso crescimento populacional ao longo de suas bacias formadoras. A situação é mais preocupante na sub-bacia do rio Juquery, pois apresentou maior expansão urbana no período de 1989-2003 (WHATELY; CUNHA, 2007). A região passou a sofrer com a intensificação da industrialização, principalmente a partir da década de 1980 (LOPES, 2007), atividades que levaram ao aumento do aporte de nutrientes no período de 1989 a 1998 (GIATTI, 2000; SILVA, 2002). Atualmente apesar de ainda estar bem preservado, em comparação aos mananciais Billings e Guarapiranga, e de apresentar boa qualidade da água para abastecimento (CARDOSO-SILVA, 2013), o sistema Cantareira apresenta ameaças como: aumento dos usos urbanos no território e decréscimo nos índices de qualidade da água dos principais rios formadores no período de 1987 a 2004 (WHATELY; CUNHA, 2007).

Na região do Cantareira, aplicações de algicidas, como o sulfato de cobre, ocorrem na saída de água do reservatório Atibainha, pouco antes do encontro com o rio Juqueri, particularmente nos meses mais quentes do ano, no verão (POMPÊO, 2012). Este fato sugere que a água do Sistema Cantareira que chega ao reservatório Paiva Castro apresenta impactos na sua qualidade, provavelmente pelo processo de eutrofização devido a grande entrada de nutrientes originários de águas servidas não tratadas, somado ao excesso de cobre decorrente das aplicações de algicida. A continuidade do mesmo processo de permissividade aplicados nas bacias das represas Billings e Guarapiranga, agora aplicado nas bacias do Sistema Cantareira, provavelmente terá reflexo negativo na qualidade de suas águas, um fato preocupante, já que conferem às represas do Cantareira uma perspectiva ou mesmo já uma realidade na contaminação de seus sedimentos por metais. Deve-se levar em consideração que em represas com sedimentos contaminados por elevadas concentrações de metais decorrentes de ações antrópicas abrem-se outras possibilidades de

contaminação, destacando-se contaminantes orgânicos e emergentes em águas superficiais, sedimentos e muitas vezes seguindo para a água que bebemos (CUNHA et al., 2011; SANTOS et al., 2012; SODRÉ et al., 2010), ou até mesmo pela presença de fármacos (ALMEIDA; WEBER, 2005).

A represa do Guarapiranga foi construída em 1908, pela Companhia Light & Power, com a finalidade de geração de energia elétrica. Somente em 1924 sua funcionalidade passou a ser o abastecimento público da cidade de São Paulo (PÔMPEO et al., 2008). Embora seja o segundo maior produtor de água, a Guarapiranga é um dos mananciais mais ameaçados da RMSP, pois vem sofrendo intenso processo de eutrofização, assoreamento e toxicidade.

A região teve um aumento de 40% na população entre 1991 e 2000, o que representa aproximadamente 800 mil pessoas (BICUDO, 2010). Em 2003 a represa apresentou alteração em mais da metade de sua área devido à intensa atividade antrópica na região. Os principais fatores causadores dessa alteração foram apontados como sendo a grande carga de esgoto sem tratamento despejada em suas águas, aumentando significativamente a carga de nutrientes e coliformes fecais e resultando na eutrofização. Outro fator que contribuiu para o decréscimo na qualidade da água da represa foi o longo período de estiagem que acarretou na diminuição do espelho d'água, por consequência resultando em menor diluição da poluição, aumento no número de algas que elevam o custo de tratamento, dificuldade em controlar gosto e odor, entupimento dos filtros de captação, maior consumo de produtos químicos entre outros (CETESB, 2007). Como comentado, a represa Guarapiranga também recebe tratamentos com algicidas para o controle da floração de algas e cianobactérias potencialmente tóxicas o que tem levado a registros de altos teores de cobre nos sedimentos (POMPÊO et al., 2013; SILVA, 2013; LAGE, 2013).

3 AS POLÍTICAS PÚBLICAS PARA PROTEÇÃO E RECUPERAÇÃO DOS MANANCIAIS

Por muitos anos a questão ambiental não foi levada em consideração no processo de crescimento e desenvolvimento das cidades. No início do século XX o processo de urbanização exigiu maior infraestrutura para seus habitantes e muitas obras foram iniciadas a fim de prover essa necessidade, como a já mencionada construção da represa Guarapiranga, construção de linhas de bonde, abertura de estradas, entre outras obras que caracterizam a formação das cidades. Assim, problemas com relação ao uso e ocupação do solo começaram a surgir. O crescimento da oferta e procura de moradia resultou em valorização de terrenos nas regiões centrais e como consequência muitas pessoas de baixa renda migraram para regiões periféricas, com pouca ou nenhuma infraestrutura. Na década de 1940 começaram a surgir as primeiras favelas em terrenos irregulares, e desde então esse cenário só aumentou, expandindo para as regiões de mananciais (década de 50 e 60) (SANTORO et al., 2008).

Historicamente, o poder público passou a se preocupar efetivamente com o controle da urbanização das áreas ocupadas irregularmente apenas a partir da década de 1960, quando reconheceu que essa ocupação é o principal fator contribuinte para a diminuição da qualidade das águas dos mananciais; assim foram iniciadas diversas políticas, tanto no nível estadual como no federal, com o intuito de reverter esse quadro. A primeira ação foi a elaboração do Plano Metropolitano de Desenvolvimento Integrado – PMDI em 1969, cujo objetivo era reorientar o crescimento urbano para fora dos mananciais, tendo como auxílio as leis estaduais que se complementam. A Lei nº 898/75, que disciplina o uso do solo para a proteção dos mananciais de interesse da Região Metropolitana de São Paulo, define as atividades e limitações que devem ser impostas pela lei e a quais órgãos deverão ser submetidos a projetos e licenças dessas atividades e a Lei nº 1.172/76 que delimita as áreas de proteção referidas na primeira lei, proibindo a ocupação em áreas ambientalmente mais sensíveis e de grande importância para produção de água ou limitando os adensamentos populacionais, variando de 6 a 50 hab ha⁻¹ dependendo da proximidade com o manancial. Essa lei também limita o uso da água priorizando o abastecimento público e enfatiza a necessidade do afastamento de esgoto. Além destas, tem-se também a Legislação para Parcelamento do Solo (Lei Federal nº 6.766/79) que determina entre outras coisas, a infraestrutura básica exigida

para o parcelamento urbanístico adequado. Por esta lei destaca-se a criminalização de loteadores de assentamento irregulares. Em suma, essas leis tiveram o intuito de evitar a ocupação das áreas de mananciais e preservar o ambiente, ora restringindo totalmente novas ocupações ora propondo ocupações pouco adensadas com grandes áreas permeáveis, pois consideravam a ocupação urbana da bacia como principal fator para a baixa qualidade da água (WHATELY et al., 2008). Entretanto, percebeu-se um aumento das ocupações irregulares e precárias contribuindo ainda mais para a degradação da qualidade da água nos mananciais (SANTORO et al., 2008).

A partir da década de 1980 notou-se um aumento das iniciativas políticas que visaram à proteção do meio ambiente com a criação da Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6.938/81), a nova Constituição Federal em 1988, a criação da Política Estadual de Recursos Hídricos (Lei nº 7.663/91) e principalmente o evento global Rio 92.

A criação da Política Nacional do Meio Ambiente teve como um dos objetivos associar o desenvolvimento econômico-social com a preservação da qualidade do meio ambiente e do equilíbrio ecológico, conservando e restaurando os recursos ambientais, criando a figura do poluidor-pagador, obrigando o usuário a recuperar e/ou indenizar os danos causados e a contribuir pela utilização de recursos ambientais com fins econômicos. Foi criado o Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA), constituído por órgãos e entidades da União, dos Estados, do Distrito Federal, dos territórios e dos municípios, para proteção e melhoria da qualidade ambiental. Dentre eles, destacam-se o conselho de governo para assessorar o presidente da República na formulação da política para preservação do meio ambiente, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) como órgão consultivo e deliberativo, com a função de propor políticas para o meio ambiente e deliberar sobre padrões e normas compatíveis com o ambiente ecologicamente equilibrado; a Secretaria de Meio Ambiente da presidência da República para planejar, coordenar, supervisionar e controlar a política nacional e as diretrizes governamentais fixadas para o meio ambiente; o IBAMA com a função de executar as políticas para o meio ambiente. Em suma, a lei da política nacional teve grande influência no desenvolvimento do capítulo de meio ambiente da constituição federal de 1988.

Em atendimento à Constituição de 1988, mais especificamente ao seu artigo 225º, estabeleceu-se, no Estado de São Paulo, a criação de uma Política Estadual de Recursos Hídricos (PERH) que foi concretizada com a Lei nº 7.663/91 com objetivo de assegurar que a água tenha sua utilização controlada, permanecendo dentro de padrões de qualidade satisfatórios, por seus usuários atuais e futuros, em todo território do Estado. Adotaram-se as bacias hidrográficas como unidades territoriais com gerenciamento descentralizado, participativo e integrado pelo governo, prefeitura e sociedade civil focando compatibilizar o desenvolvimento das atividades econômicas com a proteção, recuperação e conservação da bacia. Outro destaque desta lei é o reconhecimento da água como um bem econômico determinando a cobrança pelo seu uso. A PERH é executada pelo Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SIGRH), que também tem a função de formular, atualizar e aplicar o Plano Estadual de Recursos Hídricos. Por sua vez, o SIGRH conta com o auxílio dos órgãos colegiados, deliberativos e consultivos que são o Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CRH) e os Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH). Cabe a esses a função de elaborar o Plano Estadual de Recursos Hídricos e os planos das bacias. Essa mesma lei criou o Fundo Estadual de Recursos Hídricos (Fehidro), responsável pela aplicação do recurso financeiro obtido pela cobrança da água.

Neste cenário de reconhecimento da situação precária dos mananciais e a criação de políticas para proteger e recuperar o recurso essencial que é a água foi proposto, em 1991, o Programa Guarapiranga, um trabalho conjunto entre o Governo do Estado de São Paulo e a Prefeitura do Município de São Paulo, com recursos do BIRD (Banco Internacional de Reconstrução e Desenvolvimento). Esse Programa teve como objetivo recuperar a qualidade da água da Bacia do Guarapiranga. Para atingir tal fim foram previstas uma série de obras de recuperação urbana da região, como a urbanização de favelas e a adequação de infraestrutura dos bairros carentes. Além de obras de ampliação da rede de esgoto e manutenção da rede existente, coleta de lixo, recuperação

das margens da represa, pavimentação e adequação do sistema viário (BALTRUSIS; ANCONA, 2006).

Contudo, de acordo com Viveiros (2004), a despeito dos altos custos do Programa, não ocorreu melhora na qualidade da água, uma vez que, apesar dos esforços, não foi contido o adensamento populacional e novas ocupações na Bacia. Ainda que algumas das áreas ocupadas precariamente tenham apresentado melhorias urbanísticas com o afastamento do esgoto, que prejudicava a saúde e a qualidade de vida da população local, a falta de coleta integral e de tratamento fez com que o mesmo esgoto passasse a chegar em maior volume e com maior velocidade nos rios e córregos que deságuam na Guarapiranga, e também na própria represa, piorando a qualidade da água do manancial (WHATELY et al., 2008). Como consequência, entre 1998 e 2003, a quantidade total de produtos usados para tratar 1 milhão de litros de água chegou a aumentar 51% no sistema Guarapiranga (VIVEIROS, 2004).

Com a continuidade dos problemas de degradação da qualidade da água nos mananciais e adensamento populacional foi sancionada a Lei Estadual nº 9.866/97 que adota como objetivo não só a proteção, mas a recuperação da qualidade ambiental dos mananciais para abastecimento público. Esta lei define a bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão e cria as Áreas de Proteção e Recuperação dos Mananciais (APRMs). A maioria das medidas propugnadas pela Lei nº 9.866/97 tem caráter não estrutural, no sentido de trabalharem com a prevenção dos processos de poluição e não com sua correção (SILVA; PORTO, 2003). Uma crítica a esta lei é o fato de ter atribuído às leis específicas de cada bacia, a definição das áreas de intervenção, postergando ainda mais medidas preventivas e de recuperação.

Por pressões do ministério público, a prefeitura de São Paulo iniciou, em 1998, o Plano Emergencial que determinou as áreas cuja intervenção era urgentíssima e estabeleceu-se um prazo para que a prefeitura realizasse obras que atendessem as populações que vivem nas áreas de mananciais. Este plano teve como principal objetivo sanear mais do que prover com habitação. A prioridade do empréstimo que originou o programa era a melhoria das condições da água nos reservatórios da cidade, o que não ocorreu embora a urbanização com saneamento esteja acontecendo em diversas áreas de mananciais.

O Programa Guarapiranga teve seu fim em 2000 e após 5 anos iniciou-se o Programa Mananciais estendendo sua aplicação aos outros mananciais de interesse da RMSP. Este programa, também conhecido como Programa de Saneamento Ambiental dos Mananciais da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, envolve governo do estado, a SABESP e as prefeituras de São Bernardo do Campo e Guarulhos e conta com o financiamento do BIRD. Engloba as sub-bacias de mananciais situadas no interior da RMSP, utilizadas para o abastecimento público, sendo elas: Billings, Guarapiranga, Alto Tietê-Cabeceiras, Juqueri-Cantareira e Alto e Baixo Cotia (PM, 2012). O Programa Mananciais visou a implantação de medidas de proteção e de recuperação dos mananciais, principalmente nas áreas de maior vulnerabilidade urbana e ambiental, melhorias nos padrões de ocupação urbana no que se refere às condições mínimas de infraestrutura viária, drenagem e saneamento, com serviços regulares de limpeza de ruas, coleta de esgotos e de resíduos sólidos e melhoria na qualidade de vida da população residente e promoção da educação ambiental (PM, 2012).

Para atingir os objetivos estabelecidos pelo Programa Mananciais foram criadas ações a serem implementadas em curto, médio e longo prazo, cujas prioridades foram identificadas no Plano de Bacia do Alto Tietê. Fazem parte do Programa metropolitano de mananciais:

- **Programa Guarapiranga Billings:** O programa Guarapiranga e Billings integrou o Programa Mananciais no período de 2008 a 2012, com recursos provenientes da Secretaria de Saneamento e Energia, da Secretaria do Meio Ambiente, da SABESP, da CDHU, do Banco Mundial, das prefeituras de São Paulo, São Bernardo do Campo e Guarulhos e do governo federal, por meio do Programa de Aceleração do Crescimento (PAC), desenvolvido pelo Ministério das Cidades. O projeto previa expansão de infraestrutura pública em loteamentos de baixa renda, urbanização de favelas, construção de unidades habitacionais para famílias a serem reassentadas e regularização fundiária beneficiando aproximadamente 55 mil famílias.

- **Programa Córrego Limpo:** realizado pela Prefeitura de SP e SABESP, visa corrigir deficiências dos sistemas de esgoto sanitário já existentes. Problema este causado principalmente pela urbanização desorganizada. O programa previa a despoluição de 150 córregos com população estimada em 3,8 milhões de habitantes, sendo 23 nas áreas de mananciais da Guarapiranga e Billings, com 185 mil habitantes. No final de 2011 foram concluídos os trabalhos em 103 córregos, onde foram encaminhados para tratamento mais de 1.000 L.s⁻¹, refletindo na melhoria da qualidade das águas dos rios Tietê e Pinheiros. Até o final de 2012 a previsão era que fossem despoluídos mais 49 córregos (SABESP, 2012).

- **Pró-Billings:** é um dos principais programas da SABESP para a área da represa em São Bernardo dos Campos, em parceria com a JICA (*Japan International Cooperation Agency*), tem ações voltadas para o município de São Bernardo do Campo, prevendo a expansão do sistema de esgotamento sanitário. O objetivo a ser atingido, até 2015, é encaminhar 100% do esgoto que atualmente é despejado na bacia da represa e no ribeirão dos Couros para a ETE (Estação de Tratamento de Esgoto) ABC. O Pró-Billings prevê ligações domiciliares de esgoto, assentamento de 105 km de redes coletoras de esgoto, 33 km de coletores-tronco e a implantação de três estações elevatórias de grande porte para exportação dos esgotos. Também serão executados sistemas de esgotamento sanitário em comunidades isoladas. O programa, que existe desde 2008, teve sua primeira etapa iniciada em 2010 contemplando a construção do primeiro coletor-tronco, Ribeirão dos Couros, e o prazo de conclusão é para o primeiro semestre de 2013 (GALVEZ, 2012).

- **Projeto Orla Guarapiranga:** é uma das ações ligadas ao Programa Defesa das Águas, criado em 2008, que prevê a preservação da represa e da vegetação do entorno através da implantação de parques lineares, inibindo ocupações irregulares além de ampliar as áreas de lazer, recreação, esportes e turismo para população. O projeto Orla da Guarapiranga é uma iniciativa conjunta das secretarias municipais das Subprefeituras e do Verde e Meio Ambiente, da Subprefeitura Capela do Socorro, da Secretaria de Saneamento e Energia do Estado e do Banco Mundial. Dos sete parques previstos para o local, quatro estão com a primeira fase pronta ou em implantação (PREFEITURA, 2012). De acordo com dados da Prefeitura de São Paulo (2012), a guarda ambiental possui 540 funcionários para atuar na fiscalização prevista. O projeto se compromete a dar apoio de 5 a 8 mil reais para as famílias que forem removidas de seus assentamentos, no entanto, esta quantidade é insuficiente para adquirirem nova moradia adequada. Desta maneira, essa medida acaba por provocar ocupações irregulares semelhantes em outras regiões. Com este programa foi criada uma divisão especial da GCM (Guarda Civil Metropolitana) e uma Delegacia de Meio Ambiente para policiar a degradação ambiental desses mananciais (COMPANY SUL, 2012).

A lei específica da Guarapiranga foi elaborada entre 2001 e 2002 por um processo participativo seguindo as diretrizes da lei nº 9.866/97, porém respeitando as particularidades dessa bacia. Em 2006 foi aprovada como Lei Estadual nº 12.233/2006 – Área de Proteção e Recuperação de Mananciais da Guarapiranga – APRM-G, que passou a definir a sub-bacia do Guarapiranga como área de proteção, com um Sistema de Planejamento e Gestão vinculado ao SIGRH, articulado aos Sistemas de Meio Ambiente, de Saneamento e de Desenvolvimento Regional, dentro dos termos da Lei Estadual nº. 9.866/97 (ALVIM, 2008). O principal objetivo dessa lei era garantir a utilização da represa para abastecimento público, e para isso foram estabelecidas condições e instrumentos para ações efetivas de recuperação e proteção do manancial (WHATELY; CUNHA, 2006).

A lei específica da Guarapiranga disciplina o uso e ocupação do solo, diferenciando em três tipos de áreas: área restrita a ocupação (áreas de proteção permanente); área de ocupação dirigida (pode ocorrer em locais específicos que não comprometam a produção de água) e área de recuperação ambiental, que após ser recuperada deve ser enquadrada em uma das duas categorias anteriores. Também define ações para adequação de coleta e disposição de resíduos sólidos e sistemas de esgotamento sanitário (WHATELY; CUNHA, 2006).

Para a região do Cantareira foi elaborado projeto de Lei (Lei da Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais do Alto Juquery- APRM). Apesar da qualidade da água ainda ser considerada boa para abastecimento público (WHATELY; CUNHA, 2007; CARDOSO-SILVA, 2013) na região, constatou-se piora dos índices de qualidade da água e aumento dos usos urbanos do território no período de 1989 a 2003 (WHATELY; CUNHA, 2007), portanto, a necessidade da tomada de políticas públicas tornou-se urgente. O projeto de lei da APRM-Alto-Tietê é bastante completo, no qual são previstos muitos aspectos negligenciados em outras normativas legais, tais como fonte de recursos, agentes implementadores e ligações com a legislação vigente e conta também com uma maior participação popular (CASAZZA, 2012). A APRM Alto Tietê apresenta como foco principal o disciplinamento do uso e ocupação do solo na região, o que é fundamental para que a urbanização não atinja as mesmas proporções dos mananciais Billings e Guarapiranga, e recomenda a promoção de educação ambiental.

Considerando a importância da participação popular na proteção e recuperação dos corpos hídricos, Cassaza (2012) efetuou análise do projeto de Lei APRM Alto Tietê e relacionou a efetividade do mesmo frente a percepção ambiental da população. O autor concluiu que apesar de estar baseada no controle do uso e ocupação do solo a população não compreende a relação das medidas de controle do uso do solo como uma forma de proteção dos recursos hídricos existentes na região. Para que a participação social se torne uma constante na execução do projeto de lei será necessária a divulgação desta possibilidade para a população da área de influência do reservatório Paiva Castro e canal Juquery, o que será fundamental para a efetividade da Lei APRM Alto Tietê.

Na região do Sistema Cantareira, os baixos índices de coleta e principalmente de tratamento de esgoto nos municípios da região precisam ser revertidos. Também a silvicultura, bem como as atividades industriais em áreas de Mata Atlântica da região, devem ser controladas. Neste sentido a fiscalização por parte do poder público precisa ser ampliada. Além disso, políticas públicas devem ser direcionadas para as grandes áreas ocupadas por campos antrópicos que podem comprometer a qualidade e a quantidade de água produzida (ISA, 2012). Embora já ocorram na região diversas medidas de educação ambiental, estas devem ser ampliadas.

O poder público não soube gerir o crescimento urbano, não se preparou para fiscalizar intensamente de forma a evitar novas ocupações e, em último grau, considerando o grande número e área ocupada, não conseguiu intervir, provendo de saneamento e condições de boa habitação, na mesma velocidade que se formava o quadro de degradação (SANTORO et al., 2008).

O que se observa na verdade é a tolerância e condescendência em relação à produção ilegal do espaço urbano pelos governos municipais aos quais cabe a maior parte da competência constitucional de controlar a ocupação do solo (MARICATO, 2003). Aparentemente constata-se que é admitido o direito à ocupação, mas não o direito à qualidade de vida.

4 QUALIDADE DAS ÁGUAS E SEDIMENTO

A CETESB mantém programa de monitoramento da qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo que teve início em 1974 com a instalação de 47 pontos de coleta de amostras. Em 2000 esse número foi elevado para 136 pontos devido ao aumento da densidade demográfica e desenvolvimento econômico, o que gerou a necessidade de um monitoramento mais abrangente. Para medir a qualidade das águas, a CETESB desenvolveu o Índice de Qualidade das Águas (IQA) que incorpora 9 parâmetros: temperatura, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio (5 dias, 20°C), coliforme fecal, nitrogênio total, fósforo total, resíduo total e turbidez. Esses parâmetros são considerados relevantes para a avaliação da qualidade das águas (CETESB, 2000).

A partir do IQA pode-se determinar a qualidade das águas brutas, indicada por uma escala de 0 a 100, conforme a gradação a seguir:

- Qualidade Ótima $79 < \text{IQA} < 100$
- Qualidade Boa $51 < \text{IQA} < 79$
- Qualidade Regular $36 < \text{IQA} < 51$

- Qualidade Ruim $19 < \text{IQA} < 36$
- Qualidade Péssima $\text{IQA} < 19$

Em 2002 a CETESB estabeleceu novos índices para monitorar as bacias das UGRHIs, dentre eles o IAP (Índice de Qualidade das Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público) e o IET (Índice de Estado Trófico). O IAP é resultado da ponderação entre o IQA e o ISTO (Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas) que é composto pelo grupo de substâncias que afetam a qualidade organoléptica da água (fenóis, ferro, manganês, alumínio, cobre e zinco) e das substâncias tóxicas (teste de mutagenicidade, potencial de formação de trihalometanos, cádmio, chumbo, cromo total, mercúrio e níquel). Assim, a qualidade da água destinada ao abastecimento público é avaliada pelo IAP seguindo a mesma gradação do IQA (CETESB, 2003).

O IET descreve a condição de qualidade de um corpo d'água quanto à quantidade de nutrientes. Os teores de nutrientes num corpo hídrico podem estar associados às atividades antrópicas, sendo neste caso provenientes da utilização de fertilizantes na agricultura e dos descartes de esgotos domésticos e industriais sem o devido tratamento (CETESB, 2003). Em relação aos teores de nutrientes, os ambientes variam entre o estado de menor e maior trofia, oligotróficos e eutróficos, respectivamente.

O processo da eutrofização ocorre pelo enriquecimento das águas por nutrientes e pela contribuição de fatores físicos como a transparência, temperatura e regime hidráulico do corpo d'água, resultando no crescimento de seres fotossintetizantes, como as comunidades fitoplancônicas e as plantas flutuantes. Em níveis baixos, a eutrofização pode ser benéfica, pois aumenta a produtividade dos corpos hídricos. Em níveis excessivos, pode causar interferências estéticas e recreacionais; variações acentuadas do oxigênio dissolvido, provocando a mortandade de peixes; sedimentação da matéria orgânica em decomposição no fundo dos corpos d'água; crescimento extensivo de macrófitas aquáticas (por exemplo, aguapés) que interferem nos diferentes usos da água favorecendo o desenvolvimento de larvas de insetos e parasitas; desenvolvimento de cianobactérias potencialmente tóxicas à saúde humana e animal e que podem causar problemas de tratamento nas ETAs (CETESB, 2003), isto porque os tratamentos convencionais não removem as moléculas de toxina liberadas pelas cianobactérias. Desta forma são necessários investimentos em tratamentos mais eficientes e de maior custo econômico.

A avaliação da trofia (grau de enriquecimento) do ambiente pode ser feita por meio da aplicação de diversos índices. Até 2004 a CETESB utilizava o IET de Carlson modificado por Toledo (1983) e que empregava as seguintes classificações para os lagos e reservatórios:

- oligotrófico - corpos d'água limpos, de baixa produtividade, não interfere nos usos da água;
- mesotrófico - corpos d'água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos;
- eutróficos - corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, em que ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água e interferências nos seus múltiplos usos e
- hipereutróficos - corpos d'água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, podendo inclusive estar associados a episódios de mortandade de peixes e causar consequências indesejáveis sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

A partir de 2005, a CETESB passou a utilizar o IET estabelecido por Lamparelli (2004). Além das classes definidas anteriormente o índice proposto por Lamparelli (2004) adota também mais dois estados de trofia: 1) ultraoligotrófico, cujo teor de nutrientes no ambiente é menor do que o encontrado para o estado oligotrófico e 2) supereutrófico, reflexo do maior impacto antrópico com os mais elevados teores de nutrientes.

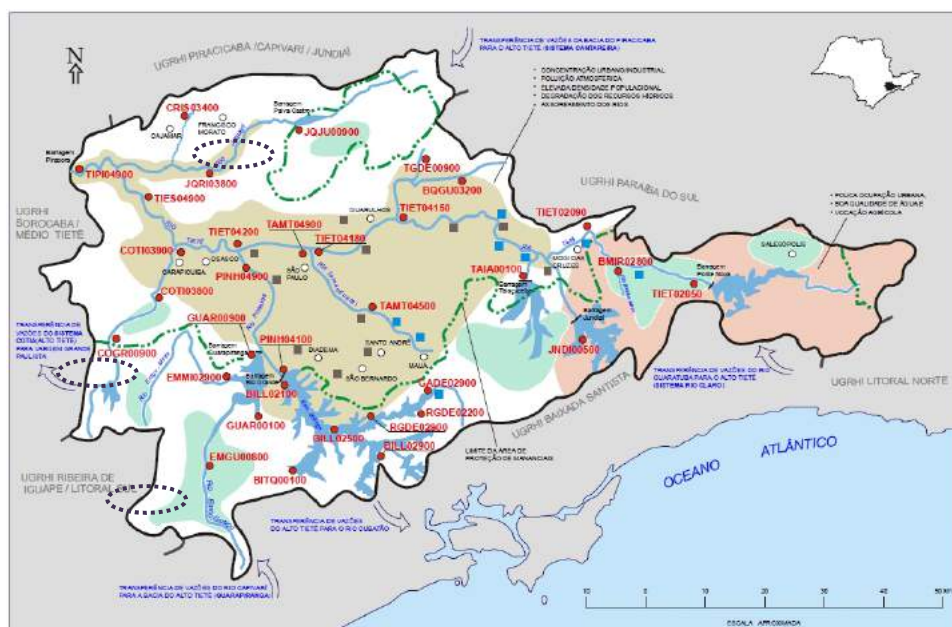
A CETESB avalia o estado trófico de um determinado corpo hídrico a partir do levantamento das concentrações de fósforo e clorofila “a”, classificando-o em diferentes níveis, de acordo com o seguinte conceito:

- Ultraoligotrófico – $IET \leq 47$
- Oligotrófico – $47 < IET \leq 52$
- Mesotrófico – $52 < IET \leq 59$
- Eutrófico – $59 < IET \leq 63$
- Hipereutrófico – $63 < IET \leq 67$
- Supereutrófico – $IET > 67$

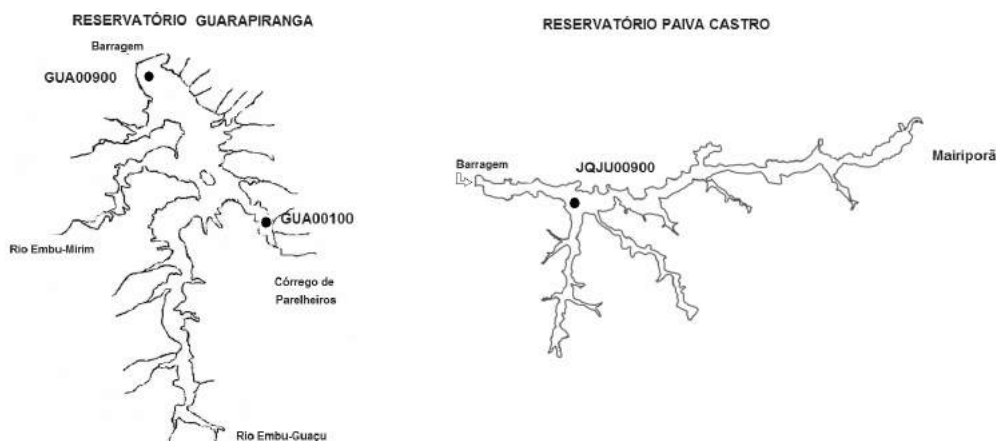
Na bacia do Alto Tietê, a CETESB realiza o monitoramento dos principais mananciais de água bruta que são utilizados para o abastecimento público da Região Metropolitana de São Paulo e disponibiliza os resultados desse monitoramento em forma de relatórios anuais. Para este trabalho foram compilados os resultados que representam os anos de 2000 a 2011 de três pontos de monitoramento (Tabela 1 e Figura 1), sendo 2 na represa Guarapiranga e 1 na represa Paiva Castro.

Tabela 1: Representação dos pontos em código estabelecido pela CETESB e sua respectiva localização

Código	Localização
GUAR00100	Represa Guarapiranga, próximo à foz do Rio Parelheiros no bairro do Balneário São José;
GUAR00900	Represa Guarapiranga, na captação da SABESP, junto à casa de bombas;
JOJU00900	Represa do Juqueri (Paiva Castro), sob a ponte Santa Inês, na rodovia que liga Mairiporã a Franco da Rocha.



a)



b)

Figura 1: a) Mapa da URGHI 6 – Alto do Tietê, identificando os pontos amostrados pela CETESB (CETESB, 2001). b) Reservatórios Guarapiranga e Paiva Castro com a localização dos pontos monitorados pela CETESB.

Com os dados compilados dos relatórios da CETESB sobre a qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo, são apresentados os valores médios anuais para IQA referentes ao período de 2000 a 2011 (Figura 2). Observa-se que na represa Guarapiranga, no ponto de captação da SABESP (GUAR00900), o IQA atingiu classificação ótima apenas em 2006, ou seja, uma única vez no período de 11 anos. Entre 2007 e 2011 este ponto se manteve com IQA bom sem muita variação mostrando uma pequena melhora em relação a avaliação de 2000. Para o manancial Paiva Castro, comparando o IQA de 2011 com o IQA de 2000, percebe-se uma pequena diminuição na qualidade da água deste manancial, apesar de ter apresentado IQA ótimo ou muito próximo desta classe na maior parte do tempo. Esse resultado sugere que ações do governo não foram suficientes para manter a água com a mesma qualidade.

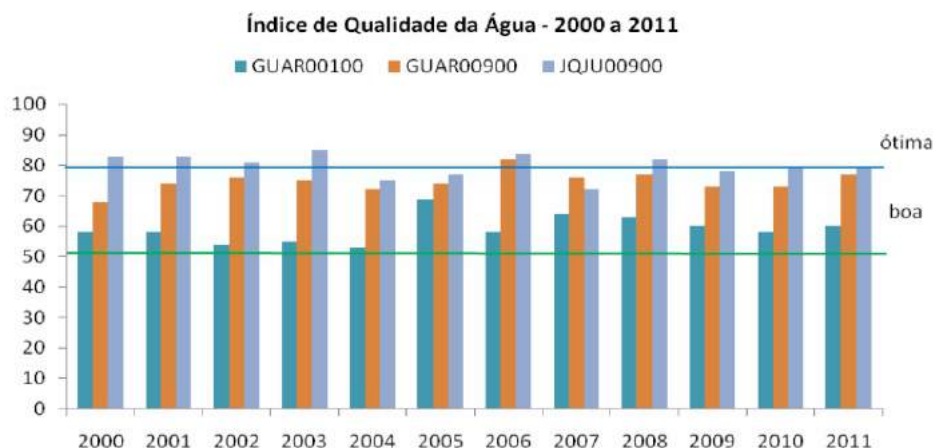


Figura 2: Valores médios de IQA correspondentes ao período de 2000 a 2011 (Segundo relatórios anuais da CETESB).

Para avaliar o IAP (Figura 3) também foram compilados os resultados publicados no mesmo relatório da CETESB, porém com início em 2002. A Guarapiranga apresentou IAP ótimo em boa parte do período analisado, embora tenha sofrido uma oscilação preocupante chegando ao conceito regular em 2007, porém vem se recuperando. A queda do IAP no ano de 2007 reflete a severa estiagem ocorrida, sendo considerada umas das piores em 70 anos (CETESB, 2008). Na Guarapiranga o nível do reservatório chegou a 40% na época mais seca deste ano, 2007, a partir de então houve uma recuperação modesta, chegando a 58% de sua capacidade no final do mês de outubro. No reservatório Paiva Castro o IAP permaneceu na classificação ótima na maior parte do período avaliado, com variações que chegaram próximas à faixa classificação boa em alguns períodos, fato este que merece atenção já que pode ser o indício de piora na qualidade da água.

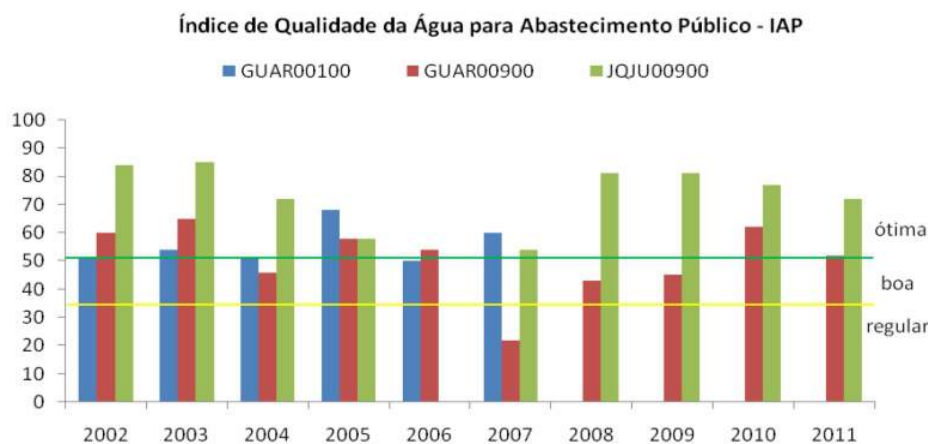


Figura 3: Valores médios de IAP correspondentes ao período de 2002 a 2011 (Segundo relatórios anuais da CETESB).

Para o Índice de Estado Trófico (IET) (Figura 4), durante todo o período analisado, a Guarapiranga permaneceu em estado eutrófico com poucos sinais de melhora neste índice. A represa Paiva Castro em boa parte do tempo permaneceu no estado mesotrófico, porém com fortes tendências a atingir o estado eutrófico. Essas observações indicam que deve ser direcionada uma maior atenção a ambos mananciais. Vale ressaltar que possivelmente estes valores não reflitam o real potencial produtivo do sistema, já que as constantes aplicações de sulfato de cobre e peróxido de hidrogênio controlam o crescimento das algas e resultam em menores valores de clorofila “a” (CARDOSO-SILVA, 2008).



Figura 4: Avaliação do IET correspondentes ao período de 2005 a 2011 (Segundo relatórios anuais da CETESB).

Além disso, é importante ressaltar que além da variação temporal pode haver variações nestes índices ao longo do próprio corpo hídrico. Macedo (2011), por exemplo, analisando o IET ao longo da represa Paiva Castro definiu três compartimentos distintos de acordo com a trofia: 1) área da barragem classificada como oligotrófica; 2) área de captação considerada mesotrófica e 3) restante da represa também classificada como mesotrófica. Cardoso-Silva (2008), também observou diferentes níveis tróficos ao longo da represa Guarapiranga, variando entre os estados eutrófico e mesotrófico. Portanto, ao se avaliar o estado geral de um corpo hídrico, é preciso considerar questões sobre heterogeneidade espacial.

Outro fator importante que deve ser considerado para avaliar a qualidade das águas de um manancial é a presença de contaminantes no sedimento. Estes podem ser liberados na coluna d'água de acordo com condições ambientais específicas, como por exemplo, baixos teores de matéria orgânica nos sedimentos, associados a reduzidos teores de sulfetos, e predomínio de frações granulométricas maiores que 63 μm (importantes fases complexadoras de metais). Também mudanças no pH e nos valores de E_H podem contribuir com a liberação destes potenciais contaminantes na coluna d'água.

A CETESB monitora apenas um ponto no reservatório Guarapiranga e não o faz na represa Paiva Castro. Exceto por dados gerados por restritos trabalhos de grupos de pesquisa (SILVA, 2013; CARDOSO-SILVA, 2013) e pela SABESP que não os publica, a qualidade dos sedimentos na represa Paiva Castro não é avaliada.

Em trabalho efetuado em perfis de sedimento no reservatório Paiva Castro, com datação com ^{210}Pb , Cardoso-Silva (2013) observou, para o período compreendido entre os anos de 2000 a 2010, aumento nas concentrações de cobre, atribuindo o aumento deste elemento no sedimento mais superficial à aplicação de sulfato de cobre, empregado no controle da floração de algas, que já ocorre na saída de água do tunel de conexão com a represa Atibainha, antes do rio Juqueri.. Na região da Guarapiranga, com base nos critérios estabelecidos pelo Conselho Ministerial do Meio Ambiente do Canadá (CCME, 1999), CETESB (2012) encontrou valores que indicaram possível efeito tóxico à biota (TEL- Threshold Effect Level) para os metais arsênio, chumbo, cromo e

mercúrio. Para o cobre os valores indicaram provável efeito tóxico à biota. O valor de PEL (Probable Effect Level) para o cobre é de 197 mg.Kg^{-1} e no reservatório Guarapiranga o valor encontrado foi de 1885 mg.Kg^{-1} (CETESB, 2012). Apesar dos altos valores de cobre, os dados levantados por Pompêo et al. (2013) não sugerem biodisponibilidade de metais no reservatório Guarapiranga.

Na área de captação do reservatório Guarapiranga (CETESB, 2012), durante o período de 2006 a 2010, 89% das amostragens para análise de metais em água apresentaram valores não conformes com a resolução CONAMA nº 357/2005, para cobre. Para o mesmo período e elemento químico, no reservatório Paiva Castro os valores não conformes foram de 7%. Dados não conformes à recomendação foram encontrados também para cianobactérias na represa Guarapiranga, em ambos os pontos monitorados, sendo que os valores desconformes foram de 77% na região montante do reservatório (GUA 00100) e de 75% na área de captação (GUA 00900).

5 SANEAMENTO BÁSICO - ESGOTAMENTO SANITÁRIO

O esgotamento sanitário é o serviço de saneamento básico com a menor cobertura no Brasil (IBGE, 2000) sendo um dos principais responsáveis pela degradação nos corpos hídricos no país. Para se ter ideia do problema, de acordo com dados do censo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 2008, mesmo na região sudeste com o maior número de coleta de esgoto, menos da metade dos municípios (48,4%) o trataram (IBGE, 2010).

Ao levantar propostas para minimizar os problemas de esgotamento sanitário e abastecimento de água na RMSP, Pompêo; Moschini-Carlos (2012), observaram que são descartados na região, na forma de esgoto não tratado, quase 71% da água que chega às residências. Considerando que 18,7 milhões de habitantes são contemplados com água tratada e que a população equivalente à quantidade de esgoto tratado seja de 8,44 milhões de habitantes, em população equivalente, o esgoto lançado sem tratamento representa 10 milhões de habitantes, ou aproximadamente 53% dos habitantes da RMSP. Para atender a atual demanda, os autores sugerem que o sistema de tratamento de esgoto da RMSP, trabalhando com a vazão máxima de projeto, deveria ao menos ser duplicado.

Na presente pesquisa, para avaliar o efeito das ações que foram desenvolvidas objetivando a proteção, preservação e recuperação dos mananciais da RMSP, focadas principalmente em obras de urbanização das ocupações irregulares no que se refere à infraestrutura de saneamento básico, é importante apresentar a situação de coleta e tratamento de esgoto na URGHI 6 no período de 2007 a 2011 (Figura 5).

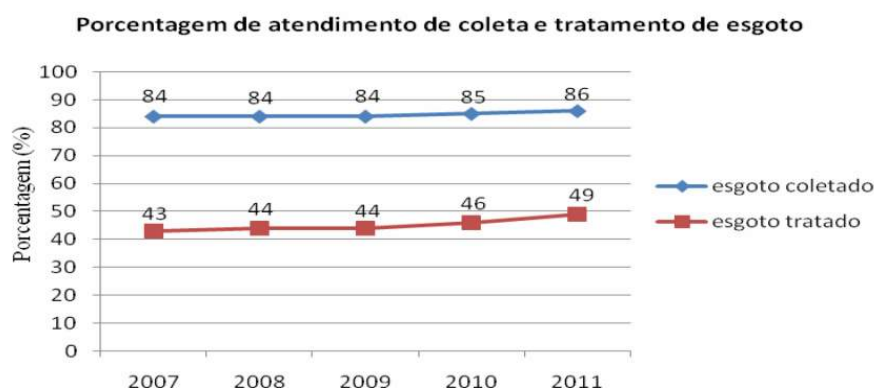


Figura 5: Situação de coleta e tratamento de esgoto na UGRHI 6 a partir de dados compilados dos relatórios anuais da CETESB correspondentes ao período de 2007 a 2011.

Em 2006 a porcentagem da arrecadação do FEHIDRO aplicada em saneamento ambiental foi de apenas 5%. Isso reflete no gráfico apresentado (Figura 5), no qual pode ser observado que houve um pequeno aumento no atendimento da coleta de esgoto e um pouco maior, porém ainda baixo, no tratamento do esgoto coletado, mas não tratado.

O baixo investimento, particularmente no tratamento do esgoto, se mantém o que é constatado em relatórios da CETESB, que aponta o descarte de esgoto sem tratamento como o principal fator de degradação da qualidade dos mananciais no estado de São Paulo (CETESB, 2006).

6 OUTRAS POLÍTICAS PÚBLICAS PARA A MANUTENÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DE MANANCIAIS

Além do controle dos assentamentos urbanos e de medidas de saneamento, outras políticas públicas para a reversão do quadro de degradação da represa Guarapiranga e dos corpos hídricos devem ser tomadas. Para amenizar os efeitos da eutrofização, a proibição do uso de detergentes a base de polifosfatos, ou a redução do teor de fósforos destes, é uma alternativa que foi aplicada com sucesso em outros países. No Japão, por exemplo, apenas o fato de banir o uso de detergentes polifosfatados diminuiu consideravelmente a trofia do lago Biwa (JØRGENSEN, 2011). Outra medida consiste em aumentar a eficiência da remoção de fósforo no tratamento de esgotos domésticos a 99% ou mais, como ocorreu no Canadá (JØRGENSEN, 2011).

A manutenção das áreas alagadas na entrada dos tributários para possibilitar absorção de P e N também é uma medida de baixo custo e com bons resultados. Este tipo de medida vem sendo utilizada em parte do Sistema Guarapiranga, na região de Parelheiros, onde ocorre a reversão das águas da Billings à Guarapiranga (TUNDISI, comunicação pessoal).

O combate à eutrofização deve ter o suporte de cidadãos e usuários combinado com medidas legislativas efetivas e programas de gerenciamento. A participação ativa dos cidadãos no combate à eutrofização é impossível sem sua compreensão do problema. Isso requer a educação ambiental dos cidadãos que é um processo contínuo e de longa duração. Neste sentido, portanto, a educação aparece como uma política pública essencial nos programas de preservação e recuperação dos mananciais.

Outras medidas para o controle de eutrofização são incluídas por Jørgensen (2011):

- Controle e fiscalização da pesca amadora ou esportiva; já que nesta prática é comum o uso de compostos ricos em nutrientes que podem aumentar ainda mais a trofia do corpo hídrico;
- Educação sanitária da população e capacitação de gerentes e técnicos de meio ambiente e professores de ensino médio. A participação dos atores sociais em causas ambientais é fundamental para a recuperação e proteção dos ecossistemas aquáticos. Através de profissionais bem treinados e de uma comunidade consciente torna-se possível exigir do poder público as medidas necessárias para o alcance da sustentabilidade.
- Identificação e tratamento de fontes não pontuais para que possa haver um melhor controle da entrada de nutrientes.

A construção de parques lineares é uma alternativa que vêm sendo utilizada também nas bacias dos mananciais Guarapiranga e Cantareira. Estes parques aumentam as áreas verdes da cidade, melhoram a permeabilidade dos solos ajudando a evitar enchentes e diminuem a poluição dos corpos hídricos. Entretanto, segundo Friedrich (2007), faltam critérios biofísicos, sociais e econômicos no planejamento, projeto e gestão dos parques lineares em áreas de fundo de vale urbanos, afetando o desempenho e a sustentabilidade da proposta.

Parques como o Cantinho do Céu representam outra opção para a melhoria da qualidade de vida dos moradores da região da área de mananciais e do próprio manancial. A construção deste parque, de 7 km de extensão, às margens da represa Billings, fez parte do Programa Mananciais (MELENDEZ, 2010). A estratégia do arquiteto elaborador do projeto foi a de voltar as moradias para o reservatório e revelar a natureza presente à frente da comunidade (MELENDEZ, 2010). Esta é uma estratégia de aproximar o homem à natureza. Em situações precárias de moradia e dentro das cidades, o homem se afasta do ambiente natural e não se vê como parte integrante deste. Através de medidas como esta, os cidadãos se religam à natureza e podem então entender a importância do ecossistema ali presente, processo este fundamental à proteção e recuperação dos mananciais.

Além das medidas mencionadas acima, para a proteção e recuperação dos mananciais, seria importante também que houvesse algumas revisões no atual sistema de gestão de recursos hídricos. No caso em particular do enquadramento, um dos cinco instrumentos de gestão elencados na lei nº 9433/97, há uma série de aspectos falhos que comprometem a eficácia desta ferramenta.

O enquadramento é um instrumento da gestão que expressa o nível de classe da água a ser alcançado ou mantido ao longo do tempo. A resolução CONAMA nº 357/05 classifica os corpos de água em treze classes e dá as diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluente. De acordo com a resolução CONAMA nº 357/05, as águas doces superficiais são classificadas em 5 classes de acordo com seus usos preponderantes.

A resolução CONAMA nº 357/05 estabelece metas progressivas intermediárias e obrigatórias para que os corpos hídricos alcancem os critérios determinados para cada uma das classes nas quais forem enquadrados. Tal medida visou a efetivação do enquadramento, por permitir maior flexibilidade aos poluidores para adequarem-se progressivamente às metas exigidas, porém a falta de prazos não estimula o uso desta ferramenta. Assim as massas d'água acabam correndo o risco de permanecerem degradadas. Além disso, a resolução CONAMA nº 357/05, determina que os corpos d'água que não passarem por processo de enquadramento estarão automaticamente enquadrados como classe 2, embora este não seja o caso dos mananciais analisados neste estudo, este fato é um complicador na gestão de outros corpos hídricos no país que passam por processos de eutrofização e poluição. Este artigo da resolução CONAMA nº 357/05, que teve como objetivo estabelecer uma regra de transição até que o enquadramento fosse estabelecido, contribuiu para que os enquadramentos não fossem feitos. Neste caso, 'a não obrigatoriedade do enquadramento' induz à:

- falta de motivação para o enquadramento;
- falta de proteção aos usos que necessitam de água de melhor qualidade;
- inexistência de objetivos de qualidade adequados aos usos das águas e conseqüente falta de padrões de referência para o monitoramento das bacias;
- prevalência dos usos das águas de maior interesse econômico sobre usos de caráter social e ecológico (COSTA, 2005).

Como exposto por Granziera (2001), o enquadramento pode ser útil na proteção dos Recursos Hídricos, principalmente em termos de saúde pública, mas o descaso da regra em vigor pode anular o mesmo, assim como qualquer outro instrumento concebido com a finalidade de garantir a preservação dos recursos hídricos para as atuais e futuras gerações. Cabe a nós profissionais e membros da comunidade participarmos ativamente no processo de gestão através da participação na elaboração dos planos de bacia hidrográfica para que possamos garantir um meio ambiente sustentável.

7 EXPERIÊNCIAS INTERNACIONAIS E NACIONAIS NO SANEAMENTO E ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS PARA SANEAMENTO DE MANANCIAIS

Experiências internacionais demonstram que é possível implantar ações para melhorar a eficiência do sistema de coleta e tratamento de esgoto em grandes cidades, resultando na recuperação do corpo d'água degradado (ISA, 2008). Dois bons exemplos de sucesso em saneamento são apresentados a seguir:

• **Rio Pó, Milão** – Em apenas três anos, Milão passou a tratar 100% do esgoto que era descartado no rio Pó até o ano de 2002. Devido à urbanização antiga e consolidada, acreditava-se ser impossível uma intervenção, entretanto, após Milão ser condenada a multa diária por poluir o Rio Pó, surge uma pressão por adotar um sistema eficiente em pouco tempo. Assim, optaram por adotar um sistema misto de coleta de esgotos, em que o tratamento é feito por sistemas de lodos ativados complementados por sistemas de remoção de nutrientes (fósforo e nitrogênio) e de desinfecção, ao contrário do sistema separador absoluto de esgoto e águas pluviais, adotado pelo

Brasil. Além disso, o efluente do sistema de tratamento pôde ser reutilizado para irrigação (ISA, 2008).

• **Rio Han, Coréia** – Na Coréia do Sul pode ser mencionado o sucesso em iniciativas de despoluição de rios, como o rio Han. Este rio cruza Seul de ponta a ponta, atravessando uma área totalmente urbanizada, com ruas movimentadas, pontes e prédios, cenário que se assemelha ao do rio Tietê em São Paulo. Até o começo dos anos 80, quando foi iniciado o programa de despoluição do rio Han, o mesmo servia de receptor de esgoto industrial. A atuação do governo, realizando uma fiscalização rigorosa quanto ao descarte de efluentes pelas indústrias, construção de estações de tratamento e até a substituição de grandes avenidas por parques a beira do rio, além de mutirões de limpeza realizados pelo exército, resultou em um rio mais ‘limpo’ desde 2003. Para manter o resultado obtido é realizado o tratamento e monitoramento das águas dos 40 córregos que correm para o rio e foi proibida a instalação de fábricas no entorno do rio, evitando novas descargas de poluentes (CYAN, 2012).

O engenheiro civil Luiz Fernando Orsini Yazaki, ex-coordenador técnico-científico da Cooperação Internacional Brasil-Itália em Saneamento Ambiental, com base em experiências internacionais, como as citadas acima, faz interessantes observações e recomendações para aumentar a eficácia da implantação do saneamento nos mananciais como: focar as ações nas metas de qualidade da água definidas para cada manancial em particular; realizar um acompanhamento mais eficaz dos resultados das ações de despoluição; implantar *wetlands* nas várzeas e bordas da bacia; implantar pequenas estações de tratamento de esgotos descentralizadas, para atender sub-bacias onde a reversão para outras bacias se mostre ineficiente ou economicamente inviável; requalificar os rios contribuintes com objetivo de aumentar a capacidade de autodepuração; reconstituir a vegetação ciliar ao longo dos rios contribuintes por implantação de parques lineares; avaliar a viabilidade de implantar sistemas mistos de coleta de esgotos e águas pluviais nas sub-bacias onde o sistema tradicional separador tem se mostrado ineficaz; e por fim, elaborar um plano integrado que considere as tecnologias inovadoras aqui mencionadas (ISA, 2008).

No Brasil também há exemplos de sucesso no controle da eutrofização de corpos hídricos. O Lago Paranoá, um reservatório criado em 1959, em Brasília, é um exemplo. Este lago foi submetido a um longo período de eutrofização pelo lançamento de esgotos. Apenas a partir da década de noventa é que foram instaladas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) que possibilitaram a remoção, com grande eficiência, da carga de fósforo e nitrogênio dos esgotos que eram lançados no reservatório. Angeli et al. (2008) efetuaram estudo detalhado no lago Paranoá avaliando o efeito de três diferentes intervenções no processo de eutrofização neste lago (medido pela transparência da água, pelos teores de P-total e clorofila-a): 1) o início de operação das duas estações de tratamento de água (01/1993); 2) o pleno funcionamento destas estações (01/1996) e 3) um grande ‘flushing’ (abertura abrupta das comportas do reservatório) em (11/1999). Os autores observaram que: 1) a primeira intervenção não teve efeito sobre os valores médios das variáveis analisadas; 2) as concentrações de fósforo total clorofila-a e diminuíram significativamente após a segunda intervenção; 3) a transparência da água aumentou após a abertura repentina das comportas do reservatório. Angeli et al. (2008) concluíram que apesar da redução do aporte de fósforo ao lago, a abundância restante de fitoplâncton na água tinha mantido um mecanismo de feedback com o fósforo que só foi interrompido pela abertura abrupta das comportas que eliminou o fitoplâncton da superfície. Após esta última intervenção, a produção primária do Reservatório Paranoá foi reduzida. Embora, a maioria dos casos de recuperação de corpos hídricos eutrofizados seja de países temperados o exemplo do lago Paranoá mostra que esta pode ser também uma realidade no Brasil.

8 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Como visto os principais problemas de qualidade de água nas áreas de mananciais estão associados direta ou indiretamente à ocupação do entorno. Apesar das políticas públicas elaboradas até o momento, a qualidade das águas dos mananciais avaliados nesta pesquisa ainda apresentam

sinais de degradação. A problemática não está associada apenas ao encarecimento no tratamento da água, mas também à presença de contaminantes que não são removidos com o tratamento convencional empregado nas estações de tratamento. Este é o caso de diversos compostos interferentes endócrinos, cujos efeitos tóxicos são incertos e que estão presentes tanto em efluentes domésticos quanto industriais.

Os programas existentes ainda não garantem o fornecimento de água em padrões de qualidade e quantidade sustentáveis à atual e às futuras gerações, como preconiza a Política Nacional de Recursos Hídricos. Embora a urbanização de favelas esteja ocorrendo, a melhora significativa da qualidade das águas de reservatórios, como o Guarapiranga, não foi evidenciada. Ocupações desordenadas continuam ocorrendo, assim como o lançamento de esgoto nos rios e córregos formadores de importantes mananciais, como Guarapiranga e Cantareira.

Neste sentido, devem ser desenvolvidas outras políticas públicas que complementem as atuais, para que a situação de contínua degradação da qualidade de nossas águas, em particular da RMSP, seja revertida. Santoro et al. (2008) sugerem que outras ações sejam propostas e executadas, tais como: ampliar áreas protegidas, aumentar e diversificar formas de tratamento de esgoto, impedir o avanço da mancha urbana sobre áreas ainda protegidas e produtoras de água. Além destas medidas, investimentos em fiscalização também precisam ser efetuados. No manancial Cantareira, por exemplo, 73% das Áreas de Preservação Permanente no entorno de rios e corpos d'água estão ocupadas por usos desconformes com a legislação que as protege, consequência da fiscalização precária.

Apesar das políticas urbanas, ambientais e hídricas brasileiras apresentarem muitos instrumentos considerados avançados de modo geral, falta decisão política e mais rigor em aplicá-las para que estas sejam tão eficientes na prática quanto na teoria.

A urbanização maciça sempre dificulta a resolução de problemas de qualidade da água. Os erros das gestões passadas não podem ser repetidos e medidas de gestão eficientes devem ser tomadas para que a degradação do Sistema Cantareira não alcance as proporções do manancial Guarapiranga, comprometendo o principal produtor de água para a RMSP.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, G.A.; WEBER, R. R. Fármacos na represa Billings. **Revista Saúde e Ambiente**, v. 6, n. 2, p. 7-13, 2005.
- ALVIM, A. T. B.; BRUNA, G. C.; KATO, V. R. C. Políticas ambientais e urbanas em áreas de mananciais: interfaces e conflitos. **Cadernos Metrópole**, v. 19, p. 143-164, 2008.
- ANGELINI, R.; BINI, L. M.; STARLING, F. L. R. M. Efeitos de diferentes intervenções no processo de eutrofização do Lago Paranoá (Brasília – DF). **Oecol. Bras.**, v. 12, n. 3, p. 564-571, 2008.
- BALTRUSIS, N.; ANCONA, A. L. Recuperação ambiental e saúde pública: o programa Guarapiranga. **Saúde Soc.**, v. 15, p. 9-21, 2006.
- BICUDO, C.; TUNDISI, J. G.; SCHEUENSTUHL, M. B. (Orgs.). Águas do Brasil: análises estratégicas. São Paulo: Academia Brasileira de Ciências/Instituto de Botânica, São Paulo, 2010. 224 p.
- BRASIL. Lei nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979. Dispõe sobre o Parcelamento do Solo Urbano e dá outras Providências. **Diário Oficial da União**, 20 dez. 1979.
- BRASIL. 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, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 02 set. 1981.
- BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília (DF). **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, 09 jan. 1997.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 357. Classificação das águas doces, salobras e salinas do território nacional. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, 17 mar. 2005.

- CARDOSO-SILVA, S. **Heterogeneidade espacial e a qualidade das águas superficiais do reservatório Guarapiranga (São Paulo- SP- Brasil)**. 2008. 100 p. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.
- CARDOSO-SILVA, S. **Metais-traço nos sedimentos da represa Paiva Castro (Mairiporã -São Paulo): histórico por meio da geocronologia do ²¹⁰Pb, biodisponibilidade e uma proposta para a gestão dos recursos hídricos**. 2013. 173 p. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.
- CASAZZA, E. F. **Contribuições da análise de percepção ambiental à formulação e implementação de instrumentos de gestão ambiental pública: projeto de lei da área de proteção e recuperação dos mananciais do Alto Juquery**. 2012. 173 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.
- CCME. CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. **Protocol for the derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life**. Winnipeg: CCME, 1999. 35 p. (CCME EPC-98E).
- CETESB. **Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2000-2011. (Série de Relatórios Técnicos: 2000-2011).
- COMPANY SUL. Disponível em: <<http://www.companysul.com.br/edicoes/edicao-23/opinio.html>>. Acesso em: 17 jun. 2012.
- CYAN. Disponível em: <<http://www.movimentocyan.com.br/home/revista-cyan/temas/ambiente/2012/01/19/tiete-dos-sul-coreanos-e-limpo-e-vivo>>. Acesso em: 17 jun. 2012.
- COSTA, M.P. **A regulação dos recursos hídricos e a gestão da qualidade da água: o caso da bacia do Rio São Francisco**. 2005. 176 p. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.
- CUNHA, B. B.; BOTERO, W. G.; OLIVEIRA, L. C.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPEO, M. L. M.; FRACETO, L. F.; ROSA, A. H. Kinetics and adsorption isotherms of bisphenol A, estrone, 17-estradiol and 17-ethinylestradiol in tropical sediment samples. **Water Air Soil Pollut.**, v. 223, p. 329-336, 2011.
- EL-ENANY, A. E.; ISSA, A. A. Cyanobacteria as a biosorbent of heavy metals in sewage water. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 8, p. 95–101. 2000.
- FRIEDRICH, D. **O parque linear como instrumento de planejamento e gestão das áreas de fundo de vale urbanas**. 2007. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Arquitetura da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, 2007.
- GALLI, C. C.; ABE, D. S. Disponibilidade, poluição e eutrofização das águas. São Paulo: ISA-Instituto Sócio Ambiental, 2012. Disponível em: <<http://www.isa.org.br>>. Acesso em: 01 maio 2012.
- GIATTI, L. L. **Reservatório Paiva Castro - Mairiporã- SP: avaliação da qualidade da água sobre alguns parâmetros físicos, químicos e biológicos (1987-1998)**. 2000. 87 p. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, 2000.
- GALVEZ, C. Pró-Billings ainda está na primeira etapa. **Diário do Grande ABC**, 27 mar. 2012. Disponível em: <<http://www.dgabc.com.br/News/5949050/pro-billings-aindaesta-na-primeira-tapa.aspx>>. Acesso em: 17 jun. 2012.
- GRANZIERA, M. L. M. **Direito das águas: disciplina jurídica de águas doces**. São Paulo: Atlas. 2001. 245 p.
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa nacional de saneamento básico 2000**. Rio de Janeiro: IBGE, 2000. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/27032002pnbsb.shtm>>. Acesso em: 01 jan. 2014.
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa nacional de saneamento básico 2008**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. 219 p.
- ISA. INSTITUTO SÓCIO AMBIENTAL. **Alternativas tecnológicas para o saneamento nos mananciais**. São Paulo: ISA, 2008.
- ISA. INSTITUTO SÓCIO AMBIENTAL. Disponível em: <<http://www.isa.org.br>>. Acesso em: 01 maio 2012.

- JORGENSEN, S. E. **Lagos e reservatórios-qualidade da água: o impacto da eutrofização**. São Carlos: UNEP-IETC/ILEC/IIIE, 2011. v. 3, 34 p.
- LAGE, F. **Aplicação da tríade de qualidade do sedimento em análise espacial no reservatório do Guarapiranga (SP, Brasil)**. 2013. 91 p. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.
- LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água de estado de São Paulo: avaliação os métodos de monitoramento**. 2004. 238 p. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- LOPES, C. Sub-região Juquery-Cantareira em busca do desenvolvimento sócio-econômico. **Mídia ambiente**, v. 9, p. 6-7, 2007.
- MACEDO, C. C. L. **Heterogeneidade espacial e temporal das águas superficiais e das macrófitas aquáticas do reservatório Paiva Castro (Mairiporã-SP-Brasil)**. 2011. 124 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista - UNESP, Sorocaba, 2011.
- MARIANI, C. F. **Reservatório Rio Grande: caracterização limnológica da água e biodisponibilidade de metais-traço no sedimento**. 2006. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.
- MARIANI, C. F.; POMPÊO, M. Potentially bioavailable metals in sediment from a tropical polymictic environment—Rio Grande Reservoir, Brazil. **J. Soils Sediments**, v. 8, p. 284–288, 2008.
- MARICATO, E. Metrópole, legislação e desigualdade. **Estudos Avançados**, v. 17, p. 151-167, 2003.
- MELLENDEZ, A. **Parque Cantinho do Céu, São Paulo**. São Paulo, 2010. Disponível em: <<http://www.arcoweb.com.br/arquitetura/boldarini-arquitetura-urbanismo-parque-publico-19-01-2011.html>>. Acesso em: 01 maio 2012.
- OLIVEIRA, M. C. C. **Estudo da exposição ambiental a metais e radionuclídeos em crianças do entorno da represa Guarapiranga**. 2005. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.
- PREFEITURA DE SÃO PAULO. Disponível em: <http://www.prefeitura.sp.gov.br/portal/a_cidade/sala_de_imprensa/releases/index.php?p=31265>. Acesso em: 17 jun. 2012.
- PM. Programa de saneamento ambiental dos mananciais do Alto Tietê. Programa mananciais: manual operacional. São Paulo, 2012. v.1.
- POMPÊO, M. L. M. **Contaminação por metais pesados no sedimento de reservatórios do Sistema Cantareira (São Paulo): perspectiva ou realidade?** São Paulo: FAPESP, 2012. 17 p. (Projeto FAPESP, Processo: 2012/11890-4).
- POMPÊO, M. L. M.; PADIAL, P. R.; MARIANI, C. F.; CARDOSO-SILVA, S.; MOSCHINI-CARLOS V.; SILVA, D. C. V. R.; PAIVA, T. C. B.; BRANDIMARTE, A. L. Biodisponibilidade de metais no sedimento de um reservatório tropical urbano (reservatório Guarapiranga – São Paulo (SP), Brasil): há toxicidade potencial e heterogeneidade espacial? **Geochimica Brasiliensis**, v. 27, n. 2, p. 104-119, 2013.
- POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. O abastecimento de água e o esgotamento sanitário: propostas para minimizar os problemas no Brasil. In: ROSA, A. H.; FRACETO, L. F.; MOSCHINI-CARLOS, V. (Eds.). **Meio ambiente e sustentabilidade**. Porto Alegre: Bookman, 2012.
- SABESP. COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Disponível em: <http://www.corregolimpo.com.br/corregolimpo/por_que_despoluir/sobre_projeto.asp>. Acesso em: 17 jun. 2012.
- SANTORO, P. F.; FERRARA, L. N.; WHATELY, M. **Mananciais diagnóstico e políticas habitacionais**. São Paulo: ISA/PNUMA/PAVS, 2008. 132 p.
- SANTOS, S.; OLIVEIRA, L. C.; SANTOS, A.; ROCHA, J. C.; ROSA, H. A. Poluição aquática. In: ROSA, A. H.; FRACETO, L. F.; MOSCHINI CARLOS, V. (Eds.). **Meio ambiente e sustentabilidade**. Porto Alegre: Bookman, 2012. P. 11-40.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 898, de 18 de dezembro de 1975. Disciplina o uso de solo para a proteção dos mananciais, cursos e reservatórios de água e demais recursos hídricos de interesse da Região Metropolitana da Grande São Paulo e dá providências correlatas. **Assessoria Técnico - Legislativa**, 18 dez. 1975.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 1.172, de 17 de novembro de 1976. Delimita as áreas de proteção relativas aos mananciais, cursos e reservatórios de água, a que se refere o artigo 2º da Lei nº 898, de 18 de dezembro de 1975, estabelece normas de restrição de uso do solo em tais áreas e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo. Seção 1:86**, 17 nov. 1976.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 7.663, de 30 de dezembro de 1991. Estabelece normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos bem como ao Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Secretário do Governo. **Assessoria Técnico - Legislativa**, 30 dez. 1991.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 9.866, de 28 de novembro de 1997. Dispõe sobre diretrizes e normas para a proteção e recuperação das bacias hidrográficas dos mananciais de interesse regional do estado de São Paulo e da outras providências. **Diário Oficial do Estado de São Paulo. Seção 1:107**, 29 nov. 1997.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 12.233, de 16 de janeiro de 2006. Define a Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais da Bacia Hidrográfica do Guarapiranga, e dá outras providências correlatas. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, 17 jan. 2006.

SILVA, E. A. S. **Eutrofização no Reservatório Paiva Castro do sistema Cantareira na Região Metropolitana de São Paulo (1987-1997)**. 2002. 135 p. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

SILVA, R. T.; PORTO, M. F. Gestão urbana e gestão das águas: caminhos da integração. **Estudos Avançados**, v. 17, p. 129-145, 2003.

SILVA, D. C. V. R. **Avaliação temporal da toxicidade da água e sedimento dos reservatórios Guarapiranga, Billings e Paiva Castro, na Região Metropolitana de São Paulo**. 2013. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.

SODRÉ, F. F.; LOCATELLI, M. A. F.; JARDIM, W. F. Occurrence of emerging contaminants in brazilian drinking waters: a sewage-to-tap issue. **Water, Air, & Soil Pollut.**, v. 206, p. 57–67, 2010.

VIVEIROS, M. Esgoto dobra custo de tratamento da água. **Folha de S. Paulo. Cotidiano**, 25 jul. 2004. Disponível em: <<http://www1.folha.uol.com.br/folha/cotidiano/ult95u97316.shtml>>. Acesso em: 25 jul. 2004.

WHATELY, M.; CUNHA, P. M. **Guarapiranga 2005**: como e por que São Paulo está perdendo este manancial: resultados do diagnóstico socioambiental participativo da bacia hidrográfica da Guarapiranga. São Paulo: Instituto Sócio Ambiental. 2006. 51 p.

WHATELY, M.; CUNHA, P. M. **Cantareira 2006**: um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo: resultados do diagnóstico socioambiental participativo do Sistema Cantareira. São Paulo: Instituto Sócio Ambiental. 2007. 68 p.

WHATELY, M.; SANTORO, P. F.; TAGNIN, R. A. **Contribuições para a elaboração de leis específicas de mananciais**: o exemplo da Billings. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2008.

CAPÍTULO 26

REDE INDEPENDENTE DE MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE RESERVATÓRIOS EUTROFIZADOS: UMA PROPOSTA

Marcelo Pompêo¹, Sheila Cardoso-Silva² & Viviane Moschini-Carlos²

1 - Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 2 - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Sorocaba, Sorocaba, Brasil.
E-mail: mpompeo@ib.usp.br

RESUMO

Cabe aos órgãos públicos o gerenciamento da qualidade das águas dos reservatórios, principalmente dos empregados no abastecimento público, mas a participação ativa da sociedade é fundamental não só para garantir sólidos programas de monitoramento, mas também para garantir usos mais nobres dos recursos hídricos. Este manuscrito visa incentivar a formação de uma rede independente de monitoramento da qualidade da água, particularmente de reservatórios. Também é discutida a constituição de diferentes kits de baixo custo que permitam acompanhar a evolução da qualidade da água, principalmente baseada na contribuição antrópica, em particular no processo de eutrofização.

1 INTRODUÇÃO

Fornecer acesso universal à água em quantidade e qualidade necessária aos diversos usos é um dos maiores desafios de desenvolvimento deste início de século. O acesso restrito constitui entrave ao crescimento econômico, é fonte de profundas desigualdades e barreira ao rápido progresso (PNUD, 2006).

Para satisfazer a crescente demanda por água, inúmeros reservatórios foram construídos no século passado. Considerado como símbolo de modernização e da habilidade humana em controlar e utilizar recursos da natureza, a construção de grandes reservatórios cresceu consideravelmente entre as décadas de 30 e 70 (CMR, 2000). Esta tendência foi mantida até seu apogeu na década de 70. Desde então tem diminuído o número de construções, em particular nos Estados Unidos e Europa. Os cinco países com o maior número de reservatórios, possuem cerca de três quartos de todos os grandes reservatórios do mundo, sendo que praticamente dois terços deste total encontram-se nos países em desenvolvimento, como no Brasil (CMR, op cit.).

O reservatório é empregado principalmente para barrar água visando à geração de energia elétrica, acumulação de água para abastecimento público e projetos de irrigação. Cerca de 50% dos reservatórios servem a projetos de irrigação e contribuem com 12 a 16% da produção mundial de alimentos. Ao menos 75 países têm construído grandes reservatórios para controle de inundações (CMR, 2000). É recomendável que além dessas finalidades o reservatório apresente usos múltiplos como natação, pesca esportiva, esportes náuticos e fins paisagísticos.

Ecologicamente, reservatórios são sistemas de transição entre rios e lagos, com mecanismos de funcionamento específicos, dependentes da bacia hidrográfica e dos usos do sistema (TUNDISI, 1985). Suas características morfométricas e sua posição na bacia hidrográfica, da mesma forma como um lago natural, fazem com que funcione como um acumulador de informações processadas dentro de sua bacia hidrográfica. Essas informações são decodificadas pelas comunidades biológicas, refletidas por alterações na composição fitoplancônica e zooplancônica (TUNDISI, 1985). Além da influência alóctone, os reservatórios apresentam dinâmica própria, reflexo do tempo de residência de suas águas, morfometria e profundidade. Reservatórios menores também devem ser mais influenciados por fatores externos do que reservatórios de maior área, volume e profundidade. Isto é, em reservatórios menores eventos externos de reduzida magnitude devem proporcionar maiores alterações nas características físicas, químicas e biológicas da massa d'água do que esse mesmo evento atuando em reservatórios maiores. Assim, os reservatórios apresentam dinâmica que reflete tanto a influência de fatores externos como internos. Ao longo do tempo deve ocorrer mudança na ordem de importância desses fatores, na dependência da magnitude dos fatores internos e externos. Portanto, lagos e reservatórios são depositários dos eventos presentes e passados de sua bacia de drenagem, e a dinâmica, a estrutura, o funcionamento e a caracterização desses ecossistemas aquáticos repousam, em parte, sob a influência externa (HENRY, 1990).

Na verdade os reservatórios são alvo de inúmeras influências externas as quais podem acarretar em significativos impactos antrópicos. Este é o caso do lançamento de esgotamento sanitário no curso d'água mais próximo. Esta prática é um dos maiores responsáveis pela degradação de recursos hídricos no Brasil (CHAUDHRY, 2000). O ambiente aquático demonstra ter condições de receber e de decompor os poluentes, mas cargas orgânicas acima de determinado nível causam alterações no ecossistema local e circunvizinho (CAMPOS, 2000). Como a vida depende de processos naturais complexos e interconectados, o ecossistema não pode absorver uma quantidade ilimitada de abusos (SEMA, 1994). Dependendo da carga orgânica lançada, o processo de autodepuração é prejudicado, conseqüentemente, as condições ambientais não serão adequadas à reprodução e ao crescimento de organismos incluindo àqueles que decompõem a matéria orgânica (CAMPOS, op cit.). Com isso, o equilíbrio ecossistêmico é prejudicado.

Por estarem associados aos usos pelo homem, em geral, os reservatórios apresentam tendência à deterioração da qualidade de suas águas (CALIJURI; OLIVEIRA, 2000). Este é o caso dos mananciais Billings e Guarapiranga, localizados na região metropolitana de São Paulo, e responsáveis pelo abastecimento de cerca de 5,6 milhões de pessoas. Outro importante manancial

na região, o reservatório Paiva Castro, um dos reservatórios que compõem o Sistema Cantareira, já apresenta preocupantes sinais de alteração na qualidade da água e do sedimento (MACEDO, 2001; CARDOSO-SILVA, 2013) e no futuro próximo poderá passar pelo mesmo processo de eutrofização vivenciado pelos reservatórios Guarapiranga e Billings. A continuada deterioração da qualidade da água desses três importantes mananciais, e a eventual impossibilidade do seu uso, causarão incontáveis transtornos a todo processo produtivo e à qualidade de vida da população. A responsabilidade pela manutenção do uso com qualidade desses mananciais e de seu entorno, em primeiro lugar é do poder público constituído. No entanto, a sociedade, o cidadão consciente, a escola participativa, as associações de bairro e profissional, entre outros grupos organizados, não podem permitir que o poder público aplique unicamente seus interesses no controle dos usos desses mananciais. Segundo a Constituição Federal (BRASIL, 1988, Art. 225), 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 gerações presentes e futuras. Assim, também é dever do cidadão e de outros grupos constituídos, e não cabe unicamente a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), a Empresa Metropolitana de Águas e Energia S.A. (EMAE) e a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB), em particular no caso da cidade de São Paulo, a responsabilidade pelo gerenciamento, monitoramento e manejo das massas de água. A participação ativa da sociedade, fiscalizando, sugerindo, monitorando e cobrando transparência nas ações dos poderes públicos é fundamental para garantir usos mais nobres dos espaços e de seus serviços ecossistêmicos. Assim, a constituição de sólidos programas de monitoramento e independente dos oficiais é crucial para acompanhar e garantir a qualidade das massas de água para usos futuros. Desta forma, este manuscrito tem como objetivo propor a formação de uma rede independente de monitoramento da qualidade da água, particularmente de reservatórios eutrofizados brasileiros. A fim de viabilizar a formação da rede independente aqui proposta, também é discutida a constituição de diferentes kits que permitam acompanhar a evolução da qualidade das águas.

A recente crise no abastecimento vivenciada em 2014 na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), reforça a necessidade de novas formas de monitoramento e controle, independente dos programas estaduais, municipais ou das empresas ligadas aos setores de abastecimento e coleta e tratamento dos esgotos.

2 PARTICIPAÇÃO DA SOCIEDADE

Independente de aspectos técnico-científicos apresentados por especialistas é extremamente salutar e necessária a participação da sociedade com propostas que contribuam na resolução dos inúmeros problemas ambientais brasileiros. O público é uma força lobista efetiva para assegurar o desenvolvimento e implementação de programas de proteção e saneamento (JACKSON; EDER, 1995). NAGAKAMI (1995) reforça que a participação popular no gerenciamento e planejamento ambiental pode ser utilizada principalmente para os aspectos de monitoramento e fiscalização.

De fato, a conservação da biodiversidade pressupõe a transformação da atitude puramente defensiva - a proteção da natureza frente às repercussões do desenvolvimento - para um trabalho ativo que procure satisfazer as necessidades de recursos biológicos da população. Neste aspecto a participação da sociedade na solução dos problemas ambientais assegura a sustentabilidade em longo prazo da riqueza biótica da Terra (REID et al., 1992).

Importante experiência com a participação de diversos setores da sociedade, com resultados práticos significativos no controle do processo de eutrofização, ocorreu no Japão. O Lago Biwa é o maior lago japonês, com uma área superficial estimada em 674 km², com 130 rios e mais de 400 canais afluentes e uma única saída (NAKAMURA, 1999). Ao longo de toda sua extensão, abastece uma população de cerca de 14 milhões de pessoas e, apenas a estação de tratamento de água de Murano, na cidade de Nagoya, diariamente supre água de qualidade para mais de 6 milhões de habitantes. Devido a grande pressão pelo uso da água para diversas finalidades domésticas, agrícolas e industriais, a padrões amplos de lançamento de fluentes e a reduzida administração dos

conflitos no uso da água, uma contínua elevação nos teores de fósforo foi verificado, agravando o processo de eutrofização no lago, principalmente a partir da década de sessenta. Após a criação de um comitê gestor, composto por diversos setores da sociedade e a população local, e a aplicação de leis com padrões de lançamento mais restritos, foi possível reduzir os níveis de fósforo na coluna de água e o quadro de deterioração progressiva da qualidade da água do lago (NAKAMURA, op cit.).

Este e outros exemplos deixam claro que a participação popular no gerenciamento e planejamento ambiental, principalmente nas questões relativas ao monitoramento e fiscalização independentes, deve ser reforçada. No entanto, como contradição à participação popular, algumas questões merecem ser levantadas. O cidadão comum, não sendo especialista em recursos hídricos ou ecologia de ecossistemas aquáticos continentais, muitas vezes tem restrito conhecimento teórico e técnico para elaborar estratégia de amostragem e programa de monitoramento condizente com nobres objetivos a serem atingidos. Da mesma forma, também possui pouco conhecimento prático para a efetiva coleta de dados a campo e pouco domínio das técnicas de análise de dados. Além do mais, quanto mais refinados os objetivos propostos, mais sofisticados deverão ser o delineamento experimental e os materiais e métodos empregados a campo, no laboratório e na análise de dados, implicando em maior especialização da equipe e mais vultosos os recursos financeiros empregados na aquisição, implantação e manutenção dos equipamentos e rotinas de campo e laboratório.

Na prática, para que haja plena credibilidade na proposta de monitoramento independente, no conjunto de dados levantados e na análise de dados e conclusões pertinentes, apenas grupos bem estruturados terão competências para efetivamente cumprir esse papel. Estes grupos também devem contar com a assessoria de profissionais especializados nos mais diversos campos de atuação subsidiando as decisões e conclusões. Assim, é necessário equilibrar a proposta de monitoramento aos objetivos e extensão do programa, com base nos recursos financeiros e humanos disponíveis.

Segundo o Plano Nacional de Recursos Hídricos - PNRH (PNRH, 2006), a rede de monitoramento da qualidade da água superficial brasileira apresenta contrastes regionais, sendo muito limitada no Norte e Nordeste. Levando-se em consideração as preocupações apresentadas acima, a utilização em larga escala de kits, como proposto neste trabalho, substancialmente ampliaria a rede de monitoramento em todo território nacional, o que melhor permitiria acompanhar as alterações na qualidade das águas interiores, em particular de reservatórios, constituindo em importante banco de dados e possibilitando a transferência de informações aos órgãos públicos.

3 O MONITORAMENTO INDEPENDENTE

Um programa independente de monitoramento tem como meta constituir série histórica de dados que possibilite acompanhar tendências, tornando-se um poderoso instrumento de controle. Serve também para confrontar dados levantados pelos órgãos sob coordenação do poder público.

No entanto, é preciso evitar obter grande número de dados que resultem em poucas informações confiáveis e desconectadas. Devem ser estabelecidos objetivos mínimos e definidos a localização dos pontos de coletas, a frequência e as variáveis levantadas, com base numa análise de custo-benefício. A rede de monitoramento brasileira distribuída nos estados aplica diferentes metodologias a campo e laboratório, apresenta problemas de credibilidade devido a deficiências na qualificação dos aplicadores e laboratórios de análises, implicando na não confiabilidade de um grande conjunto de dados, prejudicando a análise comparativa (CLARKE; SILVA DIAS, 2003). A possibilidade da aplicação de um programa de monitoramento padrão mínimo a todo território nacional, permitirá constituir um banco de dados único, inexistente na atualidade.

4 DIVULGAÇÃO DAS INFORMAÇÕES

A restauração das massas de água exige a tomada de várias medidas, tais como, soluções tecnológicas e políticas econômicas e ambientais específicas. Além disso, a contribuição à restauração é amplificada através da participação ativa da população, não somente sugerindo e fiscalizando, mas aplicando sólido programa de monitoramento independente, como discutido.

A força do monitoramento independente está exatamente na possibilidade de oferecer livre acesso às planilhas de dados. Em hipótese alguma, o acesso à informação deve ser restrito. Os dados levantados e as discussões geradas devem ser tornados públicos, preferencialmente disponíveis na internet. O site criado deverá permitir a atualização on-line do banco de dados, constituindo um histórico da qualidade das massas de água estudadas, disseminando as informações levantadas, apresentando a experiência local, além de incentivar a aplicação dos kits em outras localidades. Também devem ser empregadas ferramentas como blog, fotoblog, videoblog, Twitter, Facebook, salas de bate papo, lista de e-mail, grupos diversos, comunicação VoIP e salas de vídeo conferência, como instrumento de discussão e treinamento, além de outros que no futuro surgirão.

Relativo à divulgação das informações, vale a pena ressaltar, pois, particularmente para a RMSP, mas podemos estender esta constatação para praticamente o Brasil todo, hoje são poucos os órgãos públicos que disponibilizam dados em relatórios consolidados, baixados de sites de forma independente e sem necessidade de solicitação prévia. De maneira geral, o comum é não obtermos informações, mesmo mediante solicitações formais. Grata exceção é a Cetesb (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), ligada à Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, que por força de normativa disponibiliza em site inúmeros relatórios.

5 A UTILIZAÇÃO DE KITS NO MONITORAMENTO

O monitoramento dos ecossistemas aquáticos deve ser efetuado com apoio de laboratório e mão-de-obra especializadas, o que requer elevado custo financeiro para implementação e manutenção. A utilização de métodos e equipamentos simplificados, como os kits, é uma alternativa viável. O baixo custo, a praticidade e eficiência esperadas deste kit, possibilitam sua replicação em larga escala. Como vantagens esperadas pela aplicação de kits, temos a ampliação do número de pontos de monitoramento; a possibilidade de estudar grande número de lagoas, lagos, rios e reservatórios; a livre disponibilização da informação; a transferência das informações para as comunidades locais, fomentando em todos os níveis a educação ambiental, além de confrontar esses dados e suas tendências com os levantamentos oficiais. Enfim, é possível constituir de fato uma rede de monitoramento da qualidade da água dos ecossistemas aquáticos continentais brasileiros.

6 VARIÁVEIS ANALISADAS EM ESTUDOS ECOLÓGICOS

No estudo de ecossistemas aquáticos são inúmeros os dados levantados em campo. A seguir sumariamente são apresentadas as variáveis mais comumente empregadas nos estudos limnológicos visando avaliar a qualidade da água, principalmente de reservatórios.

A temperatura é de grande importância num ecossistema aquático, pois influencia os processos físicos, químicos e biológicos (ARANA, 1997). Através da temperatura é possível inferir a respeito da taxa de gases dissolvidos, do metabolismo, da distribuição e abundância dos organismos no corpo d'água, entre outros fatores (MARGALEF, 1983).

A avaliação da condutividade elétrica nos estudos limnológicos justifica-se, pois permite observar diferenças geoquímicas nos afluentes e no rio principal ou em diferentes profundidades na massa de água. Pode indicar fontes poluidoras, quando há aumento da condutividade elétrica (ESTEVES, 2011). A variação diária da condutividade elétrica pode indicar processos de produção primária (redução de valores) ou decomposição (aumento de valores).

O pH é também importante variável ambiental, porém, é difícil distinguir seus efeitos diretos e indiretos devido às suas diversas influências na química da água (LAMPERT; SOMMER, 1997; ESTEVES, 2011). Segundo Paranhos (1996), o pH pode ser um indicativo de mudanças no estado fisiológico de um ambiente, como os verificados em ambientes poluídos e eutrofizados.

O oxigênio dissolvido é essencial para a respiração da maioria dos organismos aquáticos. A concentração de oxigênio dissolvido ajuda na detecção de impactos ambientais como a eutrofização e poluição orgânica. Em ambientes com elevada carga orgânica espera-se baixos teores de oxigênio dissolvido. Também é importante avaliar o teor de oxigênio em termos de porcentagem de

saturação. Este é determinado com base na temperatura da água e na pressão atmosférica (GOLTERMAN et al., 1978).

Os teores de nutrientes são frequentemente relacionados com o grau de poluição doméstica e a atividade agropecuária circunvizinha a um ecossistema aquático. Altos valores de nutrientes muitas vezes indicam poluição, daí a importância na sua determinação (CARMOUZE, 1994). Os principais nutrientes são o fósforo e o nitrogênio totais e suas formas derivadas, o ortofosfato e o nitrato, o nitrito e o amônio, respectivamente. Contudo, a avaliação do grau de eutrofização de um ecossistema (concentração de espécie químicas fosfatadas e nitrogenadas) e a especulação sobre sua eventual carência em nutrientes, não pode ser deduzida apenas pelas concentrações dos nutrientes em água (CARMOUZE, op. cit.). Informações complementares sobre outras formas dos elementos biogênicos e as atividades biológicas são indispensáveis, mas não abordadas neste manuscrito.

Dados biológicos, como o fitoplâncton, são normalmente amostrados na região limnética da massa de água, em profundidades determinadas de acordo com a penetração da luz medida com diversos instrumentos, tais como radiômetro, quanta meter e disco de Secchi (HENRY et al., 2006). A biomassa fitoplantônica pode ser determinada através da clorofila *a*, corrigida para feofitina. São utilizados filtros de alta qualidade e porosidade definida, de custo elevado. A extração dos pigmentos é realizada com solventes como metanol, etanol ou acetona e o cálculo das concentrações efetuados segundo equações, como descritas em Lorenzen (1967).

Para o estudo do fitoplâncton amostras de água são fixadas com soluções de lugol ou formol a 4%, e os organismos analisados sob microscópio óptico e contados sob microscópio invertido segundo Utermöhl (1958). Nestes casos, são necessários equipamentos ópticos sofisticados, profissional treinado na identificação dos grupos taxonômicos e na contagem dos organismos. Além do fitoplâncton, algas perifíticas, zoobentos, peixes, macrófitas aquáticas e o zooplâncton, também são utilizados na avaliação da qualidade da água.

Os coliformes termotolerantes (*Escherichia*, juntamente com os gêneros *Enterobacter*, *Citrobacter* e *Klebsiella*), cujo habitat é o trato intestinal do homem e de outros animais de sangue quente, têm sido úteis para medir a ocorrência e grau de poluição fecal em águas. Os coliformes termotolerantes dão uma correlação direta da poluição por fezes de animais de sangue quente, podendo indicar a presença de outros patógenos (SOUZA et al., 1983). Seu uso justifica-se uma vez que a contaminação por coliformes termotolerantes nos ecossistemas aquáticos compromete a qualidade dos recursos hídricos para o consumo humano devido ao risco de contrair doenças de veiculação hídrica (RIVERA; MARTINS, 1996).

Importante também, compreendendo uma análise integrada do ecossistema aquático, são os estudos em laboratório definidos como toxicologia ambiental ou ecotoxicologia, complementando as abordagens químicas, físicas e biológicas efetuadas em estudos a campo, apresentados acima. Estes termos são empregados para descrever o estudo científico dos efeitos adversos causados aos organismos vivos pelas substâncias químicas liberadas no ambiente (CHASIN; PEDROZO, 2003). Há grande variedade de efeitos tóxicos, tais como efeito local ou sistêmico, efeito imediato ou retardado, efeito reversível ou irreversível, efeitos morfológicos, funcionais e bioquímicos, efeitos somáticos ou germinais e reações alérgicas e idiossincráticas (CHASIN; PEDROZO, 2003, op cit.). As análises físicas e químicas podem fornecer importantes informações sobre a qualidade da água, mas podem ser inadequadas para avaliar as concentrações seguras de diversas substâncias potencialmente tóxicas. Assim, a determinação da toxicidade potencial é mais bem avaliada por meio do biomonitoramento e de bioensaios, como os testes crônicos e agudos de toxicidade, desenvolvidos com a finalidade de avaliar os níveis de toxicidade de amostras d'água ou sedimento (ARAGÃO; ARAÚJO, 2006; ROBERTO; ABREU, 1991).

A eutrofização é considerada um dos mais graves problemas associado à redução da qualidade das águas superficiais. A falta de ações e medidas concretas no curto prazo visando conter e reduzir esse processo contribuirá para agravar a deterioração da qualidade das águas (POMPÊO et al., 2005). A eutrofização é caracterizado pelo aporte excessivo, permanente e contínuo de nutrientes nas massas de água, em particular de nitrogênio e fósforo, essenciais para o crescimento vegetal. Pode ocorrer de maneira natural, pelo envelhecimento do lago, em geral em milhares de anos,

decorrente do aporte de nutrientes da chuva e águas superficiais. A problemática está relacionada à aceleração da eutrofização pelo crescimento populacional, urbanização e industrialização crescentes e também ao uso de fertilizantes (GOLDMAN; HORNE, 1983; HENDERSON-SELLERS; MARKLAND, 1987). Outros fatores, como a luz, temperatura, turbidez, regime de fluxo da água e substâncias tóxicas, também são importantes (LEAF; CHATTERJEE, 1999). Para tipificar o estado trófico de uma dada massa de água são empregados índices de acordo com a taxa de assimilação (ICHIMURA, 1968) e a produtividade primária fitoplantônica (LIKENS, 1975; ESTEVES, 1988), as concentrações de N e P totais (CARLSON, 1977; SAKAMOTO, 1966; SALAS; MARTINO, 1990), a profundidade do disco de Secchi e o teor de clorofila (CARLSON, op cit.; TOLEDO et al., 1983; SALAS; MARTINO, op cit.). No Brasil tem sido utilizado os índices descritos por LAMPARELLI (2004). Portanto, qualquer programa de monitoramento da qualidade da água deverá ter como objetivo mínimo avaliar alterações no estado trófico.

7 KITS PARA DETERMINAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

A principal vantagem no uso de kits no monitoramento da qualidade da água, com base no baixo custo, é a sua aplicação em todo território nacional permitindo constituir de fato rede de monitoramento. Por exemplo, se em cada estado brasileiro, incluindo o Distrito Federal, trinta diferentes grupos aplicassem esse kit, avaliando mensalmente a qualidade da água de ao menos dez diferentes corpos de água teríamos 8.100 estações de monitoramento, o que não é desprezível.

Existem diversas sondas e kits para monitorar variáveis físicas, químicas e biológicas que permitem a avaliação da qualidade da água (Tabelas 1 e 2). Este manuscrito explorará alguns deles.

Tabela 1: Sondas para determinação da qualidade da água

Equipamentos	Descrição do Equipamento
Horiba U10 http://www.wq.hii.horiba.com	Mede 6 variáveis: temperatura, pH, condutividade elétrica, salinidade, turbidez e teor de oxigênio dissolvido.
Horiba U-22XD http://www.wq.hii.horiba.com	Mede 10 variáveis: temperatura, pH, condutividade elétrica, salinidade, turbidez, teor de oxigênio dissolvido, profundidade, potencial de oxidação-redução, sólidos totais dissolvidos e gravidade específica da água do mar.
YSI Incorporated http://www.ysi.com/	Várias configurações. Algumas medem 9 variáveis: temperatura, condutividade elétrica, salinidade, potencial de oxidação-redução, sólidos totais, oxigênio dissolvido, turbidez, clorofila-a, cianobactérias.
Troll 9000 www.clean.com.br	Mede 11 variáveis: oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, pH, potencial de oxidação-redução, turbidez, temperatura, profundidade, pressão, nitrato, cloreto e amônia – de acordo com a configuração.
DS5X http://www.hachenviro.com	Possui GPS acoplado ao leitor/data logger. É uma das mais completas sondas disponíveis no mercado. Mede 16 variáveis: temperatura, profundidade, condutividade elétrica, salinidade, potencial de oxidação-redução, sólidos totais, pH, ortofosfato, oxigênio dissolvido, turbidez, clorofila-a, cianobactérias, amônio, nitrato, cloreto, luz ambiente

As sondas (Tabela 1) são equipamentos portáteis constituídos de três partes, com um único ou um conjunto de eletrodos presos em uma ponta do cabo (Figura 1). O cabo propriamente dito, de comprimento variável, tem na outra extremidade instrumento com display em LCD com inúmeras funções, muitas vezes incorporando memória interna, GPS e barômetro. Estes equipamentos têm a vantagem da mobilidade, por permitirem medidas rápidas e em muitas estações de coletas, o que é conveniente para aplicação em inúmeras situações. A sonda Horiba U10, muito utilizada no Brasil, custa aproximadamente US\$ 4.500,00 (por importação direta), enquanto que outras sondas com maior número de eletrodos, tais como a Troll 9500 e Hydrolab DS5X, têm custo estimado em cerca de US\$ 15.000,00. Além destes equipamentos portáteis, também podem ser utilizados sistemas fixos de medição em tempo real muito comuns no Japão, sendo os dados levantados armazenados em *datalog* interno ou transmitido via rádio. Somado aos custos de instalação, manutenção, operação e treinamento de equipe, os sistemas fixos de medição em tempo real têm expressivo custo financeiro, o que confere vantagens para as sondas. Há também empresas nacionais que constroem sondas multiparâmetros, com resolução e precisão adequadas aos objetivos definidos, o que reflete

no custo final do equipamento. Desta forma, o desenvolvimento de soluções de alto desempenho e de baixo custo, considerando a realidade nacional, é importante iniciativa. Relativo ao oxigênio dissolvido, algumas empresas apresentam novidades com sensores com leitores ópticos, considerados muito mais sensíveis e confiáveis do que as tradicionais células de Clark, no entanto, no caso de monitoramento independente, de custo proibitivos.

Tabela 2: Kits para determinação da qualidade da água

Fabricantes	Produto destinado à (ao):
Alfakit http://www.alfakit.com.br	Indústria, aquicultura, meio ambiente, saneamento e piscina. Várias configurações e sensibilidade, dependendo do modo de leitura, se em cartela comparativa ou em colorímetro portátil.
PoliControl http://www.policontrol.com.br	Determinação de fosfato, com sensibilidade mínima para 1 mg P-PO ₄ ³⁻ /l.
Merck http://www.merck.de	Um grande elenco de compostos e elementos químicos. Para o fosfato o menor valor determinado é de 20 mg P-PO ₄ ³⁻ /l, para o nitrito de 2 mg N-NO ₂ ⁻ /l, nitrato de 10 mg N-NO ₃ ⁻ /l e amônio de 10 mg N-NH ₄ ⁺ /l.
Hanna Instruments http://www.hannacom.pt	Determinação de nitrato, nitrito, amônio e fosfato.
Alcon http://www.labcon.com.br	Uso em aquarofilia.
Tetra http://www.tetra.de	Determinação de nitrato, nitrito e fosfato.
Azôo http://www.azoo.com.tw	Determinação de nitrato, nitrito, amônio e fosfato.
Hagen http://www.hagen.com	Determinação de nitrato, nitrito, amônio e fosfato, pH, ferro, carbonatos, cálcio.



Figura 1: Esquema de uma sonda com as três partes básicas constituintes: 1) eletrodo; 2) cabo; 3) base com display em LCD com diversas funções. Modificado de www.ysi.com.

Quanto aos kits, são comercializados vários produtos no Brasil (Tabela 2). Há fitas que depois de emersas na água a ser analisada, desenvolve coloração que é comparada a cartela com escala de cores, permitindo quantificar o elemento analisado. Para outros kits são tomadas amostras de água em frascos padronizados e adicionadas pequenas porções de reagentes sólidos ou líquidos, com sua cor também comparada a uma escala de cores. Os kits nacionais e importados têm custo variável, de R\$ 8,00 a R\$ 300,00, sendo que permitem em geral a realização de 25 a 100 testes por kit.

O Laboratório de Limnologia do Departamento de Ecologia (IB, USP), testou vários itens (Tabelas 3 e 4) visando investigar a sua adequação na avaliação da qualidade da água, em particular do processo de eutrofização de pequenos lagos presentes no campus da USP em São Paulo (SP) (CARDOSO-SILVA, S.; POMPEO, M., dados não publicados). Medidas diretas de pH, condutividade elétrica, temperatura e oxigênio dissolvido também foram tomadas. Além dos kits empregados, os teores de nitrato, nitrito, amônio e fosfato foram determinados com métodos de

aceitação internacional por meio de análise espectrofotométrica (STRICKLAND; PARSONS, 1960; MACKERETH et al., 1978; KOROLEFF, 1976) e o teor de oxigênio dissolvido pelo método de Winkler modificado pela adição da azida (GOLTERMAN et al., 1978). Nestas análises os autores verificaram que para as determinações de condutividade elétrica, potencial hidrogeniônico e temperatura da água existem equipamentos de leitura direta, de baixo custo e confiáveis no Brasil. Para a determinação do teor de oxigênio dissolvido também são encontrados kits de boa qualidade, como da Alfakit e Hanna, empregando determinações titulométricas. No caso do oxigênio dissolvido, as sondas para medida direta constituem interessante alternativa. No entanto, foi detectado problemas na avaliação dos teores das frações de nitrogênio e fósforo, pois os valores mínimos determinados pelos kits testados são elevados e muitas vezes superiores aos teores normalmente encontrados na massa de água, mesmo naqueles ambientes sabidamente eutróficos. Este impedimento qualitativo no uso de kits sugere que as determinações dos teores de nutrientes por meio espectrofotométrico ainda é a alternativa mais viável e confiável.

Tabela 3: Kits empregados na avaliação da qualidade da água - testados pelo Laboratório de Limnologia do Depto. de Ecologia (IB, USP)

Empresa	Amônia	Nitrato	Nitrito	Fosfato	pH	Oxigênio
Azoo Read Sea Fish Tetra Hagen Sera Alfakit Merck Hanna Inst. Alcon	NH ₄ /NH ₃ test Ref. 11 HI 3824 Cód. 20.04.5	Tetratest HI 3874	Nitrite test Ref. 52 HI 3873 Cód. 20.05.2	PO ₄ Test Mini-Lab Test Ref. 55 HI 3833	Ref. 109535 Cod. 20.02.1	Unikit HI 3810 Cód.20.11.3

Tabela 4: Equipamentos testados para elaboração de kit para avaliação da qualidade da água (ver texto)

Empresa	pH	CE	Temperatura	OD
Hanna Instruments Hanna Instruments Hanna Instruments Gehaka Incoteam Delfin	Waterchek 1 PG 1400	Waterchek 1 HI 9033	PG 1400 0-100 °C 0-50 °C	HI 9142

CE – condutividade elétrica, OD – oxigênio dissolvido

8 UMA PROPOSTA PARA CONFEÇÃO DE KITS

Um kit composto com a configuração de desaparecimento visual do disco de Secchi, pH, condutividade elétrica, temperatura da água e teor de oxigênio dissolvido, pode ser considerado mínimo para inferir e acompanhar mudanças na qualidade da água. No entanto, visando monitorar a qualidade da água de modo mais abrangente, neste trabalho são sugeridos quatro kits, os *MoniQuali. 1 a 4* (*Kit para Rápido Monitoramento da Qualidade da Água* - Tabela 5). Estes são constituídos na dependência dos objetivos da pesquisa, da experiência dos aplicadores e dos recursos financeiros disponíveis, permitindo cobrir ampla gama de objetivos.

O *MoniQuali.1* é empregado de forma simples e direta. Com a ampliação da experiência e qualificação do grupo, mas com maior aplicação de recursos financeiros, podem ser analisadas variáveis complementares. O *MoniQuali.4*, além de requerer experiência de campo, de laboratório e na análise de dados, envolve maior custo financeiro e apoio técnico especializado. Para os kits *MoniQuali.3* e 4, necessita-se de sala com bancada para a análise sob microscópio da comunidade fitoplânctônica e são sugeridas as determinações dos teores de clorofila e de nutrientes em análises espectrofotométricas. Visando preservar a qualidade dos dados levantados e reduzir custos, deve ser avaliada a relação custo/benefício na utilização de colorímetros e eletrodos de íons específicos para ortofosfato, nitrato, amônio. No caso da determinação dos teores de clorofila, o grupo de pesquisa

em Limnologia (USP, IB, Depto. de Ecologia) desenvolveu kit de baixo custo para avaliação em escala de cores dos teores de clorofila e, com base nesse teor, a determinação do respectivo estado trófico da massa de água estudada (ver Capítulo 25 deste livro). O kit **MoniQuali.2**, incluindo as simples determinações de nutrientes com cartelas de comparação de cores, pode ser considerado razoável para amplo uso nos ecossistemas aquáticos continentais brasileiros e sua vantagem estaria no baixo custo, possibilitando ampla aplicação por grupos distribuídos por todo território nacional.

Tabela 5: Proposta de kits para monitoramento da qualidade da água (**MoniQuali**)

Constituintes	MoniQuali.1	MoniQuali.2	MoniQuali.3	MoniQuali.4
pH	X	X	X	X
Condutividade elétrica	X	X	X	X
Temperatura da água	X	X	X	X
Profundidade do disco de Secchi	X	X	X	X
Teores de oxigênio dissolvido	X	X	X	X
Teores de nutrientes dissolvidos (escala de cores)		X		
Teores de nutrientes dissolvidos (espectrofotométrico)			X	X
Teores de clorofila			X	X
Rede para coleta de fitoplâncton - análise qualitativa			X	X
Colimetria - Colilert®				X
Testes de toxicidade – ovos de <i>Danio rerio</i>				X

A determinação da concentração dos coliformes assume importância como parâmetro indicativo da possibilidade da existência de microrganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifóide, febre paratífóide, disenteria bacilar e cólera (MMA, 2004), o que impõe a necessidade do seu acompanhamento nos estudos de qualidade da água (**MoniQuali.4**). Tipicamente, o teste discrimina os coliformes e *Escherichia coli* pela determinação do número mais provável pelo método dos tubos múltiplos, baseado na fermentação da lactose com produção de ácido e gás dentro de 48 horas. Os tubos presumivelmente positivos requerem confirmação extra em 24 a 48 horas e a *E. coli* é detectada com o mesmo método, mas muitas vezes pelo emprego de temperaturas mais elevadas, diferentes formulações de meio e um teste para a produção de indol (ECKNER, 1998). Além deste tradicional método, o método que emprega o reagente Colilert®, da IDEXX, sugerido para compor o **MoniQuali.4**, se mostra muito adequado (ECKNER, 1998; IDEXX, 2009).

No **MoniQuali.4** sugere-se o ensaio com os ovos de *Danio rerio* (Cypriniformes, Cyprinidae), o “zebrafish”. Os ensaios ecotoxicológicos com este organismo possuem diversas vantagens:

- 1) a facilidade na obtenção de indivíduos adultos férteis;
- 2) a fácil manutenção dos espécimes em laboratório;
- 3) sua rápida reprodução;
- 4) a facilidade e o grande número de ovos que podem ser obtidos durante o ano todo;
- 5) a transparência dos ovos e das larvas recém emersas, que facilitam o acompanhamento do desenvolvimento por microscopia ótica;
- 6) há vastas informações literárias fornecidas por diversos estudos de campo, de genética molecular, neurobiologia, biologia de vertebrados, etc. que utilizaram essa espécie, inclusive estudo toxicidade de contato com sedimentos.

Além destes fatores, os testes com *Danio rerio* têm curto período de duração (48 horas), são relativamente baratos e simples na aplicação (HOLLER et al., 2003; NAGEL, 2002). Também possui boa resposta a contaminantes em sedimento, pois os ovos ficam em contato direto com ele durante o teste e o ensaio simula condições reais de exposição, consequentemente, possui grande relevância ecológica.

Relativo à equipe, é importante considerar o oferecimento de treinamento sobre técnicas de coleta a campo e de análises em laboratório, reforçando cuidados na preservação das amostras, na identificação do fitoplâncton, na análise de dados e sobre limnologia geral, com base em aulas

teóricas e práticas. Deste modo, será possível assegurar a confiabilidade dos dados obtidos e das discussões e conclusões geradas.

O kit também deve ser acompanhado de ao menos dois manuais. O primeiro, de cunho mais técnico, deverá apresentar informações sobre os procedimentos para a coleta e preservação das amostras e sobre os procedimentos de manutenção e calibração dos equipamentos incluídos, por exemplo. Já o segundo manual, mais teórico, apresentará considerações sobre ecologia de ecossistemas aquáticos continentais e cópias de Resoluções e legislações ambientais pertinentes. Também é aconselhável uma listagem de publicações para leituras complementares.

No momento da discussão de dados, é pertinente apresentar considerações sobre a trofia e a conformidade da massa de água segundo a resolução CONAMA nº 357/05. É fato que os kits propostos não cobrem todos os objetivos de monitoramento. Entretanto, seu valor reside no seu amplo emprego por inúmeros grupos e de maneira expedita, permitindo constituir uma rede de monitoramento distribuída em todo território nacional.

9 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A Política Nacional de Recursos Hídricos considera a água um bem de domínio público, um recurso natural limitado, com uso prioritário para o consumo humano e a dessedentação de animais. Também assegura a disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos usos; a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável; a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem naturais ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais (BRASIL, 1997).

Apesar destas preocupações, apenas nove unidades da Federação (Rio Grande do Sul, Mato Grosso do Sul, São Paulo, Minas Gerais, Rio de Janeiro, Espírito Santo, Bahia, Pernambuco e Amapá) possuem sistemas de monitoramento da qualidade da água considerados ótimos ou muito bons, cinco estados possuem sistemas bons ou regulares e treze têm sistemas fracos ou incipientes (MMA/SRH, 2002 apud PNRH, 2006). Esse levantamento considerou a porcentagem das bacias hidrográficas monitoradas, os tipos de parâmetros analisados, a frequência de amostragem e a forma de disponibilizar a informação. Compreendendo os estados que possuem monitoramento, há 1.566 pontos de amostragem em todo Brasil, analisando de 3 a 50 parâmetros, dependendo da unidade da Federação. A periodicidade no monitoramento também é diversificada. No Amapá são efetuadas duas amostragens e no Distrito Federal ocorrem em doze períodos no ano. Há também a Rede Hidrometeorológica Nacional, com 1.286 pontos, operada sob responsabilidade de diversas entidades. Neste caso, a periodicidade na amostragem em sua maioria é trimestral com avaliação do pH, turbidez, condutividade elétrica, temperatura, oxigênio dissolvido e vazão. Estes números apresentados pela PNRH (op cit.) deixa claro que no Brasil há muito por fazer para ampliar e melhorar a rede de monitoramento da qualidade da água superficial, principalmente nas regiões Norte e Nordeste. A PNRH (op cit.) reconhece que apenas a região Sudeste possui condição adequada de monitoramento. Conclui que essas limitações e diversidades regionais dificultam o diagnóstico detalhado da qualidade dos corpos de água de todo o país.

Há 91 comitês estaduais de bacias e 6 comitês federais (ABERS; JORGE, 2005) no Brasil. Os comitês são fóruns privilegiados de deliberação, com representação do poder público, usuários e sociedade civil. As agências, seus braços executivos, de apoio técnico e administrativo, realizam a cobrança e executam os projetos. Deveria partir dos comitês a responsabilidade pela criação de uma rede de monitoramento nacional, padronizando o número de parâmetros, a periodicidade na amostragem, a constituição da base de dados, incluindo o treinamento das equipes e definição dos equipamentos, métodos e a definição dos modelos utilizados. A precariedade da atual rede de monitoramento, compreendendo a falta de padronização e confiabilidade dos dados, impede a comparação entre os sistemas estudados.

Este quadro de deficiências permite concluir que o acompanhamento de alterações na qualidade da água por meio de kits de alto desempenho é interessante alternativa. Seu baixo custo permitirá rápida distribuição, constituindo uma ampla rede de monitoramento distribuída por todo

território nacional. Entretanto, é preciso cautela. A montagem e o emprego de kits trazem embutida a idéia de que qualquer grupo poderá obter um dado confiável. Isso nem sempre é verdadeiro. Para garantir confiabilidade na proposta de monitoramento independente, nos dados levantados e nas discussões e conclusões geradas, é necessário treinamento e experiência para delinear o programa de monitoramento, selecionar as variáveis explicativas, definir os locais e a periodicidade de medidas, por exemplo, além de experiência na interpretação e discussão dos resultados.

Com base nos objetivos definidos pelo grupo, é aconselhável que o kit seja composto para cada situação em particular. Isto é necessário, pois cada ambiente apresenta situação singular e objetivos específicos, requerendo tratamento diferenciado. Também implica que o kit ideal para determinada proposta não seja necessariamente de baixo custo. Mas é pertinente a constituição de um kit básico para amplo uso no monitoramento de todas as massas de água brasileiras, em particular da eutrofização. Neste caso, a aplicação do **MoniQuali.2** é adequada pelo seu custo benefício, no entanto, o ideal é que se empregue o **MoniQuali.4** por ser um kit de melhor desempenho e mais abrangente.

Importante etapa no controle da qualidade da água diz respeito à ampla divulgação dos resultados obtidos pela rede de monitoramento. Deste modo, a população acompanhará não só as mudanças no estado trófico dos ecossistemas aquáticos estudados, refletindo em alterações na qualidade da água, mas também terá maior subsídio para interceder junto ao poder público solicitando medidas de restauração e ações mitigatórias e/ou compensadoras para salvaguardar a qualidade e a biodiversidade aquática para usos presente e futuros. Para tanto, o emprego da Internet como instrumento de divulgação, discussão e treinamento deve ser preceito básico.

O controle da qualidade da água é condição *sine qua non* para o desenvolvimento econômico e social e para a manutenção da qualidade de vida. Este controle somente é possível mediante sólidos programas de monitoramento.

AGRADECIMENTOS

A Fundación Maphre (Sucursal Brasil) e Fapesp (02/13376-4, 04/03487-9 e 06/51705-0).

REFERÊNCIAS

- ABERS, R.; JORGE, K. D. Descentralização da gestão da água: por que os comitês de bacia estão sendo criados? **Ambiente & Sociedade**, v. 3, n. 2, p. 1-26, 2005.
- ARAGÃO, M. A.; ARAÚJO, R. P. A. Métodos de toxicidade com organismos aquáticos. In: ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. (Eds.) **Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 117-152.
- ARANA, L. V. **Princípios químicos de qualidade da água em aquíicultura**. Florianópolis: UFSC, 1997. 166 p.
- BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado, 1988.
- BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997 (1997). Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, 09 jan. 1997.
- CALIJURI, M. C.; OLIVEIRA, H. T. Manejo da qualidade da água: uma abordagem metodológica. In: CATELLANO, E. G.; CHAUDHRY, F. H. (Eds.). **Desenvolvimento sustentado: problemas e estratégias**. São Carlos: EESC-USP, 2000. p. 39-58.
- CAMPOS, J. R. Alternativas para tratamento de esgotos. In: CATELLANO, E. G.; CHAUDHRY, F. H. (Eds.). **Desenvolvimento sustentado: problemas e estratégias**. São Carlo: EESC-USP, 2000. p. 87-106.
- CARDOSO-SILVA, S. **Metais-traço em sedimentos do reservatório Paiva Castro (Mairiporã- São Paulo): histórico por meio da geocronologia do 210 Pb, biodisponibilidade e uma proposta para a gestão dos recursos hídricos**. 2013. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnol. Oceanogr.**, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.

- CARMOUZE, J. P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos**: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. São Paulo: FAPESP, 1994. 253 p.
- CHASIN, A. A. M.; PEDROZO, F. A. O estudo da toxicologia. In: AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. (Coords.). **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Carlos: RiMa, 2003. p. 127-165.
- CHAUDHRY, F. H. Aproveitamento de recursos hídricos. In: CATELLANO, E. G.; CHAUDHRY, F. H. (Eds.). **Desenvolvimento sustentado**: problemas e estratégias. São Carlos: EESC-USP, 2000. p. 27-37.
- CLARKE, R. T.; SILVA DIAS, P. L. **As necessidades de observação e monitoramento dos ambientes brasileiros quanto aos recursos hídricos**: versão 1.0 (preliminar). Brasília: CGEE - Centro de Gestão e Estudos Estratégicos/CT-Hidro – Fundo Setorial de Recursos Hídricos, 2003. 41 p.
- CMR. COMISIÓN MUNDIAL DE REPRESAS. **Represas y desarrollo**: un nuevo marco para la toma de decisiones. Cape Town: Comisión Mundial de Represas, 2000. 404 p. (Reporte Final).
- CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005.
- ECKNER, K. F. Comparison of membrane filtration and multiple-tube fermentation by the Colilert and Enterolert methods for detection of waterborne coliform bacteria, *Escherichia coli*, and Enterococci used in drinking and bathing water quality monitoring in Southern Sweden. **Appl. Environm. Microbiol.**, v. 64, n. 8, p. 3079-3083, 1998.
- ESTEVES, F.A. Considerações sobre a aplicação da tipologia de lagos temperados a lagos tropicais. **Acta Limnol. Bras.** v.2, p.3-38, 1988.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência/INEP, 2011. 602 p.
- GOLDMAN, C. R.; HORNE, A. J. **Limnology**. New York: McGraw-Hill, 1983. 464 p.
- GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters**. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1978. 213 p. (I.B.P. Handbook, 8).
- HENDERSON-SELLERS, B.; MARKLAND, H. Z. **Decaying lakes**: the origins and control of cultural eutrofication. New York: Wiley, 1987. 254 p.
- HENRY, R. **Estrutura especial e temporal do ambiente físico e químico a análise de alguns processos ecológicos na represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP) e na sua bacia hidrográfica**. 1990. 242 p. (Livre Docência) – Universidade Estadual Paulista – UNESP, Botucatu, 1990.
- HENRY, R.; NOGUEIRA, M. G.; POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. Annual and short-term variability in primary productivity by phytoplankton and correlated abiotic factors in the Jurumirim Reservoir (São Paulo, SP). **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. 66, n. 1B, p. 239-261, 2006.
- HOLLERT, H.; KEITER, S.; KONIG, N.; RUDOLF, M.; ULRICH, M.; BRAUNBECK, T. A new sediment contact assay to assess particle-bound pollutants using zebrafish (*Danio rerio*) embryos. **J. Soils & Sediments**, v. 3, n. 3, p. 197-207, 2003.
- ICHIMURA, A. S. Phytoplankton photosynthesis. In: JAKSON, D. F. (ed.). **Algae, man and the environment**. New York: Syracuse University, 1968. p. 38-52.
- IDEXX LABORATORIES. **Colilert® reagent**: Coliform / *E. coli* results in 24 hours. Disponível em: <<https://www.idexx.com/water/products/colilert.html>>. Acesso em: 01 nov. 2014.
- JACKSON, J.; EDER, T. O papel do público no gerenciamento de lagos: a experiência dos grandes lagos. In: HASHIMOTO, M. (Ed.). **Diretrizes para o gerenciamento de lagos**. Otsu: ILEC, 1995. 234 p.
- KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (Ed.). **Methods of seawater analysis**. New York: Verlag Chemie, 1976. p. 117-181.
- LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água de estado de São Paulo**: avaliação os métodos de monitoramento. 2004. 238 p. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

- LAMPERT, W.; SOMMER, U. **Limnology**: the ecology of lakes and streams. New York: Oxford University, 1997.
- LEAF, S. S.; CHATTERJEE, R. Developing a strategy on eutrofication. **Wat. Sci. Tech.**, v. 39, n. 12, p. 307-314, 1999.
- LIKENS, G. E. Primary production of inland aquatic ecosystems. In: LEITH, H.; WHITTAKER, R. H. (Eds.). **Primary productivity of the biosphere**. New York: Springer-Verlag, 1975. p. 185-202.
- LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: Spectrophotometric equations. **Limnol. Oceanogr.**, v. 12, n. 2, p. 343-346, 1967.
- MACEDO, C. C. L. **Heterogeneidade espacial e temporal das águas superficiais e das macrófitas aquáticas do reservatório Paiva Castro (Mairiporã-SP-Brasil)**. 2011. 124 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista - UNESP, Sorocaba, 2011.
- MACKERETH, J. F. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. **Water analysis**: some revised methods for limnologists. Cumbria: Freshwater Biological Association, 1978. 121 p.
- MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Omega, 1983. 1010 p.
- MMA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Aperfeiçoamento do monitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Curso do Rio das Velhas**. Brasília: Ministério do Meio ambiente, 2004. 147 p. (Relatório 2). Disponível em: <<http://aguas.igam.mg.gov.br/aguas/downloads/persf/pnma/RELATORIOPNMA2003FINAL.pdf>>. Acesso em: 01 nov. 2009.
- NAGAKAMI, K. I. Grupos de interesse envolvidos com o uso de recursos / meio ambiente hídrico. In: HASHIMOTO, M. (Ed.). **Diretrizes para o gerenciamento de lagos**. Otsu: ILEC, 1995. p. 26-34.
- NAGEL, R. DarT: the embryo test with the zebra fish *Danio rerio*: a general model in ecotoxicology and toxicology. **Altex**, v. 19, n. suppl. 1, p. 38-48, 2002.
- NAKAMURA, M. **Lake Biwa**: have sustainable development objectives been met? Lake Biwa comprehensive development project. Japão: NITC/ JICA/ ICETT, 1999. 62 p.
- PARANHOS, R. **Alguns métodos para análise da água**. Rio de Janeiro: Cadernos Didáticos -UFRJ, 1996, 200 p.
- PNRH. PLANO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Panorama e estado dos recursos hídricos do Brasil**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2006. v. 1.
- PNUD. PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO. **A água para lá da escassez: poder, pobreza e a crise mundial da água**. New York: Organização das Nações Unidas, 2006. (Relatório do Desenvolvimento Humano).
- POMPÊO, M. L. M.; CARDOSO-SILVA, S.; MOSCHINI-CARLOS, V. A deterioração da qualidade das águas continentais brasileiras: o processo de eutrofização. **Saneas**, v. 21, n. 2, p. 24-28, 2005.
- REID, W.; BARBER, C.; MILLER, K. **Estratégia global para la biodiversidade**: guia para quines toman decisiones. Washington: Instituto de Recursos Mundiales –WRI/Union Mundial para la Naturaleza-UICN/Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente-PNUMA, 1992. 40 p.
- RIVERA, I. N. G.; MARTINS, M. T. Bactérias enteropatogênicas no ambiente aquático. **Rev. Ciênc. Farm.**, v. 17, p. 115-136, 1996.
- ROBERTO, R.; ABREU, R. M. Utilidade dos indicadores de qualidade das águas. **Ambiente**, v. 5, n. 1, p. 47-51, 1991.
- SAKAMOTO, M. The chlorophyll amount in the eutrophic zone some japanese lakes and its significance in the photosynthetic production of phytoplankton communities. **Bot. Mag.**, London, v. 29, p. 932-933, 1966.
- SALAS, H. J.; MARTINO, P. **Metodologias simplificadas para la evaluation de eutrofication em lagos calidos tropicales**. Washington: CEPIS, 1990.
- SEMA. SECRETARIA DO ESTADO DO MEIO AMBIENTE. **Conceitos para se fazer educação ambiental**. São Paulo: Secretaria do Estado e Meio Ambiente, 1994. 84 p.

- SOUZA L. C.; IARIA S. T.; PAIM G. V.; LOPES, C.A.M. Bactérias coliformes totais e coliformes de origem fecal em águas usadas na dessedentação de animais. **Rev. Saúde Pública**, v. 17, n. 2, p. 112-122, 1983.
- STRICKLAND, J. D.; PARSONS, T. R. A. A manual of seawater analysis. **Bull. Fish. Res. Bel. Can.**, v. 125, p. 1-185, 1960.
- TOLEDO JR, A. P.; TALARICO, N.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. Aplicação de modelos simplificados para avaliação de processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 12., 1983, Camboriú. **Anais...** São Paulo: CETESB, 1983. p. 1-34.
- TUNDISI, J. G. Represas artificiais: Perspectivas para o controle e manejo da qualidade da água para usos múltiplos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE HIDROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS, 4., 1985, FORTALEZA. **Anais...** São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1985. p. 36-59.
- UTERMÖHL, H. Zur vervollkomnung der quantitativen phytoplankton-methodik. **Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol**, v. 9, p. 1-38, 1958.

CAPÍTULO 27

KIT CLOROFILA – UMA PROPOSTA DE MÉTODO DE BAIXO CUSTO NA ESTIMATIVA DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO COM BASE NOS TEORES DE CLOROFILA

Marcelo Pompêo¹, Paula Yuri Nishimura¹, Sheila Cardoso-Silva² & Viviane Moschini-Carlos²

1 - Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 2 - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Sorocaba, Sorocaba, Brasil.
E-mail: mpompeo@ib.usp.br

RESUMO

Neste capítulo são apresentados procedimentos que mostram a viabilidade na construção de uma escala de cores, visando estimar o Índice do Estado Trófico (IET). A escala de cores está baseada nos pigmentos clorofilianos do fitoplâncton de águas interiores, em particular a concentração de clorofila *a*, e permitirá acompanhar a evolução histórica do IET. Os procedimentos e materiais sugeridos para compor o “kit clorofila”, conferem baixíssimo custo para a construção e facilidade na aplicação do kit, sem a tradicional filtração (em filtros de fibra de vidro de 0,4 a 0,7 µm de porosidade) e a respectiva determinação dos teores do extrato de clorofila mediante a leitura de absorbâncias em espectrofotômetro. Ao mesmo tempo, também são apresentadas sugestões de materiais e procedimentos para viabilizar o “kit clorofila” e conferir qualidade à estimativa do IET.

1 INTRODUÇÃO

A eutrofização pode ser considerada um dos mais graves problemas associado à redução da qualidade das águas superficiais brasileiras. A falta de ações e medidas concretas no curto prazo para conter e reduzir o processo de eutrofização, normalmente decorrente do lançamento de esgoto não tratado, contribuirá para o agravamento da deterioração da qualidade das águas, em particular na região metropolitana das grandes cidades brasileiras (POMPÊO et al., 2005; POMPÊO; MOSCHINI-CARLOS, 2012).

O fitoplâncton é importante constituinte dos ecossistemas aquáticos. Estes organismos convertem material inorgânico em matéria orgânica através da fotossíntese; oxigenam a água, também através da fotossíntese; constituem a base essencial da cadeia alimentar; e interferem na quantidade da luz que penetra na coluna de água. Como todos os organismos fotossintetizantes, o fitoplâncton necessita de luz e uma fonte de nutrientes inorgânicos para crescer e se reproduzir. Destes fatores, normalmente é o fornecimento de nutrientes (especialmente o fósforo) que vai ditar o crescimento da população algal (EPA, sem data).

A clorofila *a* é o pigmento fotossintético presente em todos os organismos fitoplanctônicos sejam eucarióticos (algas) ou procarióticos (cianobactérias) e é utilizado como parâmetro de biomassa algal, tanto experimentalmente quanto nas caracterizações de ambientes aquáticos e monitoramento da qualidade de água (KURODA et al., 2005). Desta forma, é premissa básica a determinação dos teores dos pigmentos clorofilianos, principalmente da clorofila *a*, quando o objetivo é avaliar a qualidade da água (WETZEL; LIKENS, 1991), em particular decorrente do processo de eutrofização (CARLSON, 1977; TOLEDO et al., 1983; SALAS; MARTINO, 1990; LAMPARELLI, 2004).

Há inúmeros métodos utilizados para quantificar os teores de clorofila *a*. Entre os métodos mais comumente empregados podemos citar a medida da intensidade da fluorescência, que é correlacionada com a concentração de clorofila *a*, determinada de modo direto, sem maceração (MATORIN et al., 2004) ou após extração em solvente (CAMACHO; SOUZA-CONCEIÇÃO, 2007). Há também o emprego de HPLC – High-Performance Liquid Chromatography (EIJCKELHOFF; DEKKER, 1997; FUNDEL et al., 1998; PROENÇA, 2002). Ambos são equipamentos relativamente sofisticados, caros e requerem pessoal especializado para o seu manuseio, quando comparado com os procedimentos espectrofotométricos tradicionais.

Os métodos de laboratório mais tradicionais empregados na determinação do teor de clorofila requerem a extração dos pigmentos com solventes orgânicos, como metanol, etanol ou acetona, seguido da leitura das absorbâncias em espectrofotômetros (LORENZEN, 1967; NUSCH, 1980; SARTORY; GROBBELAAR, 1984; WETZEL; LIKENS, 1991; SALONEN; SARVALA, 1995; KURODA et al., 2005). Além disso, empregam filtros de fibra de vidro de alta qualidade e porosidade definida, como Whatman GF/C ou GF/F, Millipore AP40 ou mesmo Sartorius SM 13 400 (MARKER et al., 1980; SARTORY; GROBBELAAR, 1984; EPA, 1997; DOS SANTOS et al., 2003; SALDANHA-CORRÊA et al., 2004; KURODA et al., 2005).

Com o levantamento dos valores dos teores de clorofila e da concentração de fósforo total na água é possível calcular o Índice do Estado Trófico (IET), como apresentado em Carlson (1977), Toledo et al. (1983), Salas; Martino (1990) ou Lamparelli (2004), e inferir o nível de contribuição orgânica antrópica. Assim, é possível acompanhar a evolução histórica do processo de eutrofização, baseado no IET, contribuindo em propostas de monitoramento, manejo e gestão da qualidade das águas.

O custo de uma caixa com 100 filtros de fibra de vidro com 47 mm de diâmetro varia de R\$ 200,00 a R\$ 500,00, no Brasil. Relativo ao espectrofotômetro, para trabalhar nos comprimentos de onda apropriados (entre 350 a 1000 nm), o custo do aparelho é de no mínimo R\$ 3.000,00, e mesmo assim, com largura de banda de 4 nm ou superior. Já aparelhos de melhor qualidade, mesmo sem duplo feixe, não saem por menos de R\$ 10.000,00. Portanto, mesmo este consolidado e tradicional procedimento empregado na quantificação dos teores de clorofila representa substancial custo de instalação e operação, inacessível à grande parte das entidades ambientalistas que poderiam

empregá-lo como rotina na avaliação da qualidade da água. Com base nessa realidade financeira o mais conveniente para as entidades ambientalistas seria empregar métodos de baixo custo.

Em *Rede independente de monitoramento da qualidade da água de reservatórios eutrofizados: uma proposta*, apresentado no Capítulo 26 deste livro, os autores ressaltam a importância do monitoramento, particularmente independente das esferas de governo e das empresas ligadas aos setores de fiscalização e de saneamento. Discorrem algumas premissas visando à constituição de kits de baixo custo para o monitoramento da qualidade da água, associado à contribuição antrópica orgânica. Os autores apresentam diversas configurações de kits e nos kits **MoniQuali.4** e **MoniQuali.5** colocam a determinação dos teores de clorofila como importante item na avaliação da qualidade da água, no entanto, para clorofila, não apresentam instruções sobre como fazê-lo de forma eficiente pelo emprego de procedimentos de baixo custo. Assim, baseado na importância da determinação da avaliação dos teores de clorofila para se discutir a qualidade da água, neste capítulo serão apresentados os procedimentos que permitirão construir um kit de baixo custo para a avaliação do IET das águas interiores.

2 PROCEDIMENTOS PARA A CONSTRUÇÃO DO KIT

2.1 DETERMINAÇÃO DO TEOR DE CLOROFILA

Como primeira etapa do trabalho de construção do kit, amostra de água da represa Guarapiranga (São Paulo, Estado de São Paulo, Brasil), coletada em fevereiro de 2007 e enriquecida com soluções de KH_2PO_4 e KNO_3 , foi mantida aerada em laboratório em temperatura e luz ambiente para crescimento do fitoplâncton. Numa segunda etapa, em março de 2007, esse meio de cultura enriquecido foi filtrado (funil de Büchner) a vácuo em kitasato sob discos de algodão (Johnson's, de 70 unidades e 35 g) (Figura 1). Após a filtração, o filtro de algodão foi mantido em baixa intensidade luminosa sob toalhas de papel para remoção da maior quantidade de água possível (Figura 2a). Em terceira etapa, o pigmento retido no filtro foi extraído com etanol 90% a quente e a frio, com choque térmico (NUSH, 1980), como complementação, o filtro foi macerado (almofariz e pistilo) para maior remoção do pigmento (Figura 3) aderido ao filtro de algodão. Dessa solução mãe (SM) assim gerada, em quarta etapa, foram tomadas dezessete alíquotas (AL) crescentes (de 0,1, 0,2, 0,3, 0,4 0,5, 0,6, 0,7, 0,8, 0,9, 1,0, 1,5, 2,0, 2,5, 3,0, 4,0, 5,0 e 10,0 ml) e adicionadas em tubo de ensaio tipo falcon com o volume final aferido a 10 ml com adição de etanol 90%. Estes tubos falcon com AL aferidas a 10 ml serão denominadas F10. Desta forma, com os dezessete tubos F10 foram gerados tubos com concentrações crescentes de clorofila. Na Figura 4a são apresentados unicamente cinco tubos F10. Em quinta etapa, no mesmo dia, a absorbância dos dezessete tubos F10 foi lida em espectrofotômetro Micronal B572, em cubeta de 10 mm de passo óptico, a 663 e 750 nm antes e após acidificação com HCl 0,1 N. Em sexta etapa, com as absorbâncias levantadas, para cada tubo F10, foi calculado o teor de clorofila *a* (em $\mu\text{g/l}$), segundo Lorenzen (1967). Em sétima etapa, calculou-se o IET, através da equação e critérios propostos por Lambarelli (2004), como executado pela CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, da Secretaria do Meio Ambiente do Governo do Estado de São Paulo, para o cálculo do IET das águas interiores paulistas.

2.2 PREPARAÇÃO DA ESCALA DE CORES

Com os dados obtidos seguindo os procedimentos apresentados no item anterior, seguiu-se a criação da escala de cores para a inferência do estado trófico. Para tanto, de F10 foram tomadas alíquotas de 5 ml e adicionados em cubeta plástica de 35 mm de altura e 20 mm de diâmetro interno (Figura 4b). Posteriormente essa cubeta foi fotografada por cima, com emprego de tripé, em luz ambiente a uma altura de 22 cm da borda superior da cubeta, (máquina fotográfica digital Sony H5, em modo automático com temporizador a 2 s, 50 f2.8 e 7 mega pixel, sem aplicação de flash) (Figura 4c). Após, as fotografias foram trabalhadas em programa Photoshop 7.0.1, sem aplicação de

tratamento, e de cada foto foi retirada uma porção circular de 35 cm de diâmetro contendo toda respectiva cubeta (Figura 4d). Essa porção foi salva em novo arquivo (jpeg, com qualidade máxima, 56,6 kbps, 300 pixel/cm, cores RGB). Esse novo arquivo foi posteriormente trabalhado, seguindo os procedimentos já descritos, e retirada outra porção circular representando o interior da cubeta plástica, com o solvente e o pigmento, respeitando o limite da borda interna do fundo da cubeta (Figura 4d). Deste modo, para as concentrações crescentes das alíquotas (tubos F10), foram calculadas as concentrações de clorofila (em $\mu\text{g/l}$) e seu respectivo IET (segundo Lamparelli, 2005). Além disso, através das fotografias das cubetas plásticas com solvente e pigmento, para cada tubo F10 foram obtidos em arquivos discos coloridos com crescentes tons de verde.

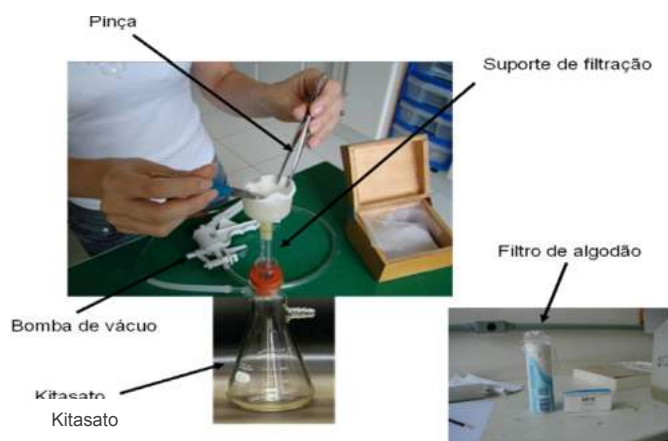


Figura 1: Filtração da solução mãe visando a preparação de alíquotas de diferentes concentrações de clorofila.

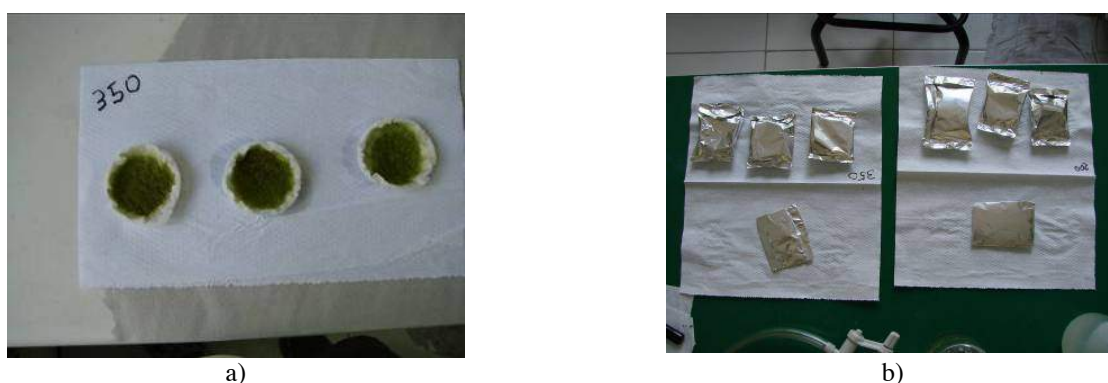


Figura 2: Filtros de algodão com material filtrado (a) e filtros acondicionados em envelopes de lâminas de alumínio.

Para preparar a cartela com a escala de cores de trabalho, com base no valor do IET e nos critérios de classes apresentados por Lamparelli (2004), da tabela gerada nos procedimentos descritos acima, os valores do IET foram contrastados com o limite superior de cada classe de trofia e a cor representativa do limite superior foi selecionada para compor a cartela com a escala de cores (Figura 5). Desta forma, foi construída uma cartela com cinco cores, representando os níveis superiores de trofia ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e supereutrófico, estabelecidos por Lamparelli (2004). A cor de intensidade acima de supereutrófico, que indica ambiente hipereutrófico, não é necessária, pois neste caso a cor relativa ao supereutrófico já representa o limite superior dessa classe, e cor de intensidade acima disso é o hipereutrófico.

Portanto, é possível inferir o IET de dada massa d'água através de procedimento de baixo custo. Basta coletar amostras de água bruta (1 L), filtrá-las em discos de algodão, extrair a clorofila com solvente orgânico e aferir o filtrado a 10 ml. Posteriormente basta contrastar uma porção padrão dessa solução a uma cartela de cores gerada anteriormente, representando os IETs.

a)

b)

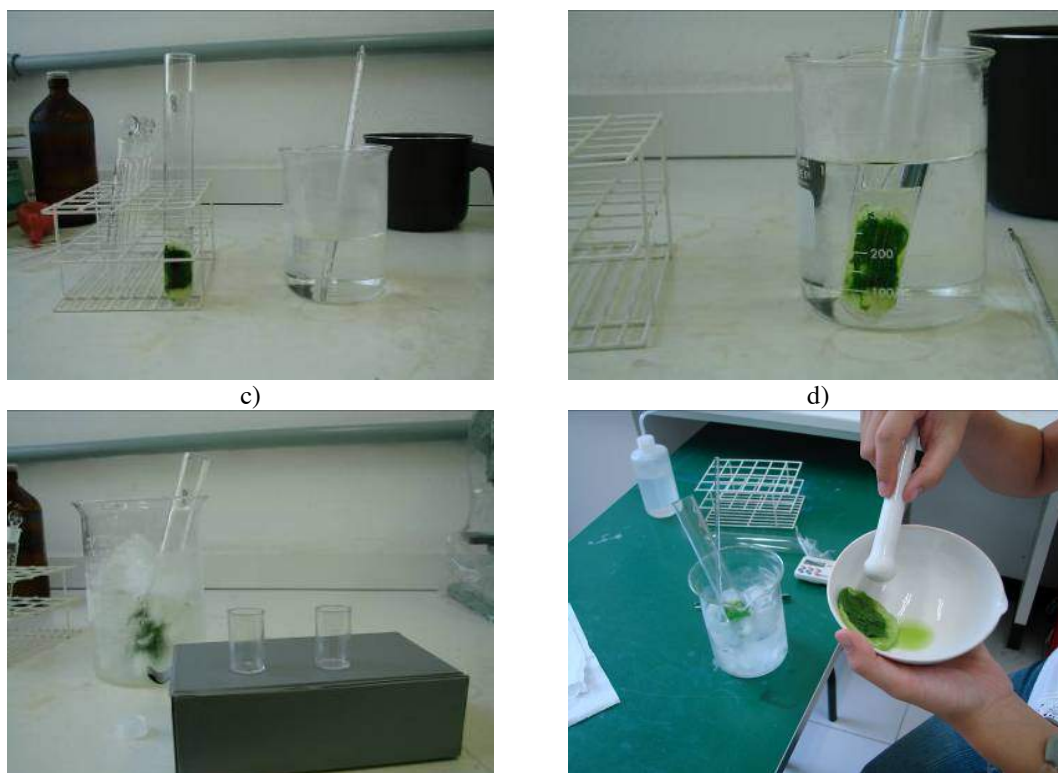


Figura 3: Extração com etanol a quente, com choque térmico, na determinação do teor de clorofila. a) e b) banho quente, sem maceração, com controle de temperatura, nunca superior a 65°C e c) posterior ao banho quente imediatamente imerso em banho de gelo, para choque térmico, e em primeiro plano as cubetas plásticas, d) após banho de gelo para maceração, para remover maior quantidade de pigmentos retidos no filtro de algodão.

3 A CONSTITUIÇÃO DO KIT: SUGESTÕES DE MATERIAIS E PROCEDIMENTOS

3.1 SOLVENTE ORGÂNICO: ETANOL, METANOL OU ACETONA?

Para facilitar a divulgação do “kit clorofila” e sua distribuição pelo país, é conveniente que de fato seja de baixo custo, empregue produtos facilmente encontrados, mesmo no longínquo interior brasileiro, que conferem maior praticidade e autonomia aos grupos interessados na sua utilização. Assim, baseado nessas premissas iniciais, como solvente para extração da clorofila, seria mais adequado empregar álcool, popularmente conhecido como álcool de farmácia, ou o álcool etílico hidratado, com 92^o INPM, de uso doméstico. Acetona e metanol são produtos de comercialização restritos e adquiridos somente em firmas especializadas e mediante liberação por autoridades competentes, o que confere grande dificuldade para sua aquisição e reposição. Além disso, o álcool etílico hidratado, com 92^o INPM apresenta menor potencial de periculosidade ambiental e ao próprio operador. Desta forma, recomenda-se fortemente o uso do álcool etílico hidratado como solvente para a extração do pigmento, em detrimento da acetona e do metanol.

3.2 ALGUNS MATERIAIS E PROCEDIMENTOS EM TRABALHOS DE CAMPO E LABORATÓRIO

Abaixo são apresentados sugestões de materiais para compor o kit, de maneira geral, na tentativa de reduzir seu custo de preparação e para facilitar a reposição dos consumíveis utilizados. Também são apresentados sugestões de procedimentos para serem adotados nos trabalhos de campo e laboratório. Outras considerações são apresentadas no corpo do manuscrito. Nas Figuras 1 a 4 são observados vários dos materiais sugeridos e apresentados os procedimentos empregados no processo de filtração e de construção da escala de cores do IET:

a)

b)

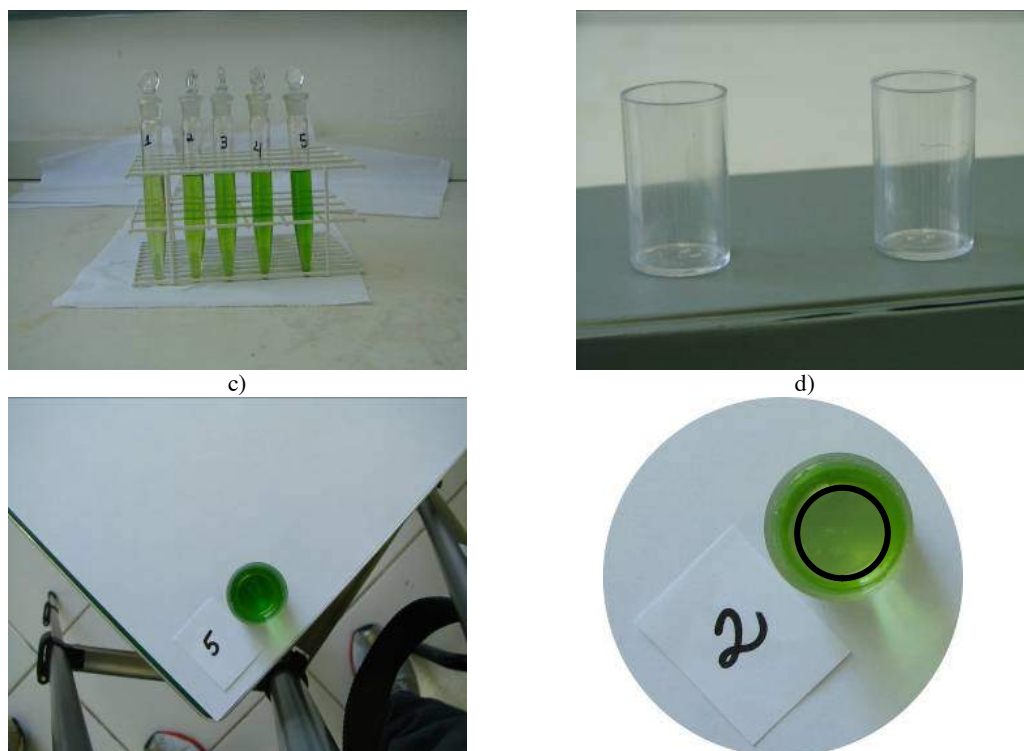


Figura 4: Tubos com diferentes concentrações de clorofila (a), cubetas plásticas (b) empregadas na leitura da cor por fotografia (c) e a primeira porção retirada do arquivo fotográfico (d). Em (d) o aro negro representa a segunda porção interna da cubeta retirada para a efetiva construção da escala de cores.

- A escolha dos pontos de monitoramento da qualidade da água deve seguir inúmeros critérios, não aprofundado neste manuscrito, mas alguns ressaltados a seguir: permitir atingir os principais objetivos previamente definidos, ter facilidade de acesso, ser representativo da massa de água e ter importância principalmente na avaliação dos dados em série histórica. Quanto à periodicidade de amostragem, na medida do possível, deverá ser mensal e amostrado sempre os mesmos locais e seguindo a mesma metodologia.

- Ter sempre em mãos um GPS (Global Positioning System), para corretamente anotar a localização das estações de coleta.

- Na medida do possível, sempre contar com máquina fotográfica para manter registro fotográfico de todos os aspectos considerados importantes da cada estação de coleta.

- Para tomada de amostras de água em situação de campo empregar galão de cinco litros por estação de coleta (alternativamente também poderá empregar garrafas PET de três litros). Antes de cada coleta lavar seu interior com 100 ml de uma solução de água sanitária (5 partes de água de torneira x uma parte de água sanitária - encontrada no setor de higiene pessoal e limpeza dos supermercados) e enxaguá-lo dez vezes com abundante água de torneira. Já em campo, enxaguá-lo com água do local de coleta, antes da tomada da amostra definitiva. Evitar águas sanitárias com adição de desinfetantes e odorizadores;

- Após a coleta, manter o galão com a amostra de água protegidas da luz e calor intensos. Para tanto empregar bolsas térmicas ou caixas de isopor, o que for mais conveniente, e em cada bolsa térmica adicionar ao menos duas garrafas PET de 600 ml com água congelada. Esta medida é de extrema importância para evitar ao máximo a degradação da clorofila.

- Caso a profundidade do local de coleta não permita o uso direto do galão, empregar o fundo de meia garrafa de refrigerante (2 litros), abundantemente enxaguada com água do local de coleta.

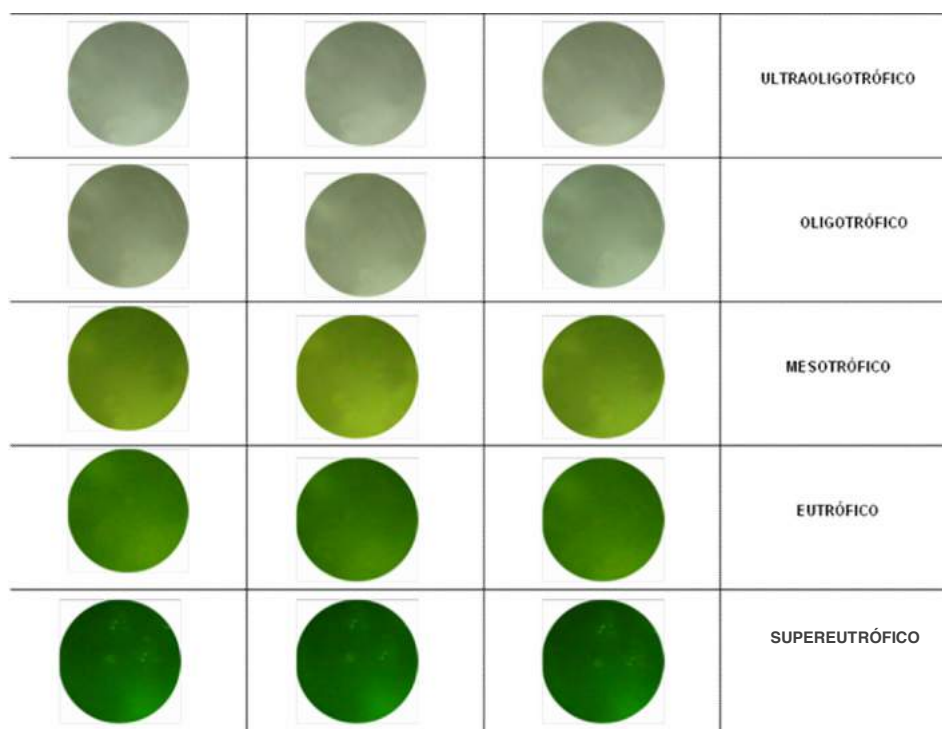


Figura 5: Cartela de cor com tréplica da escala de cores de trabalho para cada classe do IET, construída seguindo os procedimentos descritos no texto. Cada cor representa o limite superior de sua respectiva classe do IET, baseado em Lamparelli (2004).

- Pinça para manipulação dos filtros (Figura 1);
- Filtros: discos de algodão, empregados para limpeza facial, como sugestão, podem ser utilizados o Johnson's de 70 unidades e 35 g (Figura 1).
- Funil de Büchner de 45 mm de diâmetro: por exemplo, em poliprolineno e desmontável para facilitar a limpeza, marca Brand, empregado como meio de suporte aos filtros de algodão (Figura 1). Na montagem do filtro no funil, manter uma borda alta e ao filtrar cuidado para a água não escapar pela lateral do filtro contra o funil, para tanto, adicionar lentamente a água a filtrar (Figs. 1 e 2a). Alternativamente poderá ser utilizado funil cônico, mais facilmente encontrado e na montagem do filtro e durante a filtração, tomar os mesmos cuidados relativos ao funil Büchner.
- Kitasato de 1 litro (Figura 1): frasco de filtração com saída lateral, preferencialmente de plástico, empregado para receber a água filtrada. No momento da filtração nele será acomodada uma rolha vazada com o funil introduzido bem vedado na abertura da rolha.
- Bobina de papel alumínio, encontrada em supermercados, para preservar os filtros de algodão utilizados (Figura 2b).
- Proveta de 1 litro, empregada na tomada de amostra para a filtração. Alternativamente poderá utilizar garrafa PET com seu volume tarado em balança (considerar que 1 quilo de água em temperatura ambiente, descontando o peso da garrafa, equivale a 1 litro) e com uma caneta, para marcação permanente, anotar no corpo do frasco o nível máximo da garrafa a ser preenchido.
- Como procedimento para gerar vácuo, visando acelerar a filtração, pode ser empregado bomba a vácuo manual (Nalgene, por exemplo) (Figura 1), ou mesmo seringas de injeção, fáceis de adquirir em farmácias por todo Brasil, para tanto basta conectar uma pequena mangueira ligando a saída lateral do kitasato à seringa.
- Todo processo de filtração deverá ocorrer o mais brevemente, preferencialmente no mesmo dia da coleta. Caso a filtração ocorra somente no dia seguinte, manter todos os frascos de coleta sob

baixa intensidade luminosa e temperatura, no interior de uma geladeira, mas este procedimento deve ser adotado unicamente em caso extremo e nunca como rotina.

- O volume empregado no processo de filtração deverá ser compatível com o volume empregado na construção da escala de cores, do mesmo modo, que todos os demais volumes empregados na sequência da análise. No processo de filtração preferencialmente adotar 1 litro como volume padrão, daí a necessidade de coletar ao menos 3 litros de água, pois cada galão deve ser analisado em réplica, restando mais 1 litro na necessidade de repetição.

- Após a filtração manter os filtros sob papel absorvente, por exemplo, rolos de papel toalha multiuso, encontradas em supermercados em pacotes de 2 rolos com 60 toalhas, mas dê preferência para os totalmente brancos. Cubra os filtros com papel toalha protegendo-os da intensa luz direta.

- Antes de guardar cada filtro em envelopes confeccionados com a folha de alumínio (Figura 2b), dobrá-los, secá-los nas toalhas de papel, de modo a eliminar a maior porção de água possível, sem, contudo, perder o material retido. O melhor modo para preservar os filtros até o momento da análise é mantê-los congelados em freezer a pelo menos -20°C .

- No Quadro I são apresentados sugestões de procedimento para extração dos pigmentos, particularmente empregando choque térmico (quente/frio).

- Para criar a cartela impressa com a escala de cores para uso em bancada e em atividades de campo foram testados alguns procedimentos. Inicialmente a cartela constituída na Figura 5 foi impressa em impressoras jato de tinta e a laser, mas as cores geradas não são representativas da cor apresentada no arquivo. Desta forma, ao menos para impressoras de uso nas atividades comum de escritório, estas não devem ser consideradas para imprimir a cartela. Uma alternativa empregada com maior sucesso foi a impressão em papel brilhante da Figura 5 como fotografia (15x10).

Quadro I: Sugestões de procedimentos para extração do pigmento

- ✓ colocar cada filtro a ser analisado em tubo tipo falcon de 15 ml;
- ✓ aferir o volume do tubo a 10 ml com adição de etanol 90%;
- ✓ envolver os tubos com papel alumínio e numerá-los, mantendo-os protegidos da luz direta;
- ✓ fechar os tubos e colocar fita crepe na tampa dos mesmos, desta forma evita-se a evaporação do solvente;
- ✓ colocar os tubos em béquer coberto com papel alumínio em banho-maria a temperatura de 78°C durante 5 minutos (controlar a temperatura da água com termômetro de mercúrio, pois temperaturas muito elevadas degradam a clorofila);
- ✓ depois deste período provocar choque térmico colocando os tubos em outro béquer com gelo imerso em uma bacia também cheia de gelo, por 5 minutos;
- ✓ posteriormente, levar os tubos cobertos com papel alumínio à geladeira por um período de 24 horas e só então efetuar o contraste com a cartela de cores;
- ✓ os procedimentos apresentados são suficientes para romper a parede celular do fitoplâncton e liberar o pigmento, no entanto, neste procedimento alternativo de baixo custo, é conveniente seguir a extração. Assim, momentos antes do contraste com a cartela de cores macerar o filtro e espremê-lo para remover ao máximo os pigmentos contidos no filtro de algodão. O volume final deverá ser aferido a 10 ml e se necessário adicionar etanol 90%, a temperatura ambiente;
- ✓ em todas as etapas do procedimento de extração evitar contato do filtro e extrato com a luz intensa.

Fontes: Lorenzen (1967), Nush (1980), Marker et al. (1980), Sartory; Grobbelaar (1984), Wetzel; Likens (1991)

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a FAPESP (Projetos nº 2006/51705-0, 2009/16652-1).

REFERÊNCIAS

CAMACHO, F. P.; SOUZA-CONCEIÇÃO, J. M. Distribuição espaço-temporal da clorofila *a* e das variáveis ambientais em praias estuarinas da ilha de São Francisco do Sul (baía da Babitonga, sul do Brasil). **Boletim Técnico Científico CEPENE**, v. 15, n. 2, p. 9-16, 2007. Disponível em: <http://www4.icmbio.gov.br/cepene/modulos/boletim/visualiza.php?id_arq=174>. Acesso em: 01 jan. 2014.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnol. Oceanogr.**, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.

CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade de águas interiores no Estado de São Paulo 2005**. São Paulo: CETESB, 2006. 488 p.

DOS SANTOS, A. C. A.; CALIJURI, M. C.; MORAES, E. M.; ADORNO, M. A. T.; FALCO, P. B.; CARVALHO, D. P.; DEBERDT, G. L. B.; BENASSI, S. Comparison of three methods for Chlorophyll determination: Spectrophotometry and Fluorimetry in samples containing pigment mixtures and spectrophotometry in samples with separate pigments through High Performance Liquid Chromatography. **Acta Limnol. Bras.**, v. 15, n. 3, p. 7-18, 2003.

EIJCKELHOFF, C.; DEKKER, J. P. A routine method to determine the chlorophyll *a*, pheophytin *a* and β -carotene contents of isolated Photosystem II reaction center complexes. **Photosynthesis Research**, v. 52, p. 69-73, 1997. Disponível em: <<http://psi.cz/ftp/publications/others/97-09.pdf>>. Acesso em: 01 jan. 2014.

EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Lake Michigan mass balance: methods compendium, standard operating procedure for chlorophyll-a sampling method: field procedure**. Washington: EPA, 1997. Disponível em: <<http://www.epa.gov/grtlakes/lmmb/methods/chlfield.pdf>>. Acesso em: 01 jan. 2014.

EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Volunteer lake monitoring**. Washington: EPA-Office of Water, s.d. (EPA440-4-91-002). Disponível em: <http://water.epa.gov/type/watersheds/monitoring/upload/2002_08_02_monitoring_volunteer_lake_lakevolman.pdf>. Acesso em: 01 jan. 2014.

FUNDEL, B.; Stich, H. B.; SCHMID, H.; MAIER, G. Can phaeopigments be use as markers for *Daphnia* grazing in Lake Constance? **J. Plankton Research**, v. 20, n. 8, p. 1449-1462, 1998. Disponível em: <<http://plankt.oxfordjournals.org/content/20/8/1449.full.pdf>>. Acesso em: 01 jan. 2014.

KURODA, E. K.; DOS SANTOS, A. C. A.; QUEIROZ, L. A.; CALIJURI, M. C.; BERNARDO, L. D. Determinação de clorofila pelo método espectrofotométrico visando o monitoramento da eficiência do tratamento de águas para abastecimento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: ABES, 2005. Disponível em: <http://www.academia.edu/1218314/I-074_DETERMINACAO_DE_CLOROFILA_PELO_METODO_ESPECTROFOTOMETRICO_VISANDO_O_MONITORAMENTO_DA_EFICIENCIA_DO_TRATAMENTO_DE_>. Acesso em: 01 jan. 2014.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 238 p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2004.

LORENZEN, C. J. Determination of chlorophyll and phaeo-pigments: Spectrophotometric equations. **Limnol. Oceanogr.**, v. 2, n. 2, p. 343-346, 1967.

MARKER, A. F. H.; NUSCH, H.; RAI, H.; RIEMANN, B. The measurement of photosynthetic pigments in freshwater and standardization of methods: conclusion and recommendations. **Arch. Hydrobiol. Beih.**, v. 14, p. 91-106, 1980.

MATORIN, D. N.; ANTAL, T. K.; OSTROWSKA, M.; RUBIN, A. B.; FICEK, D.; MAJCHROWSKI, R. Chlorophyll fluorimetry as a method for studying light absorption by photosynthetic pigments in marine algae. **Oceanologia**, v. 46, n. 4, p. 519-531, 2004. Disponível em: <<http://www.iopan.gda.pl/oceanologia/464mator.pdf>>. Acesso em: 01 jan. 2014.

NUSCH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. **Hydrobiol. Belh. Ergebn. Limnol.**, v. 14, p. 14-36, 1980.

POMPÊO, M.; CARDOSO-SILVA, S.; MOSCHINI-CARLOS, V. A deterioração da qualidade das águas continentais brasileiras: o processo de eutrofização. **Saneas**, v. 2, n. 21, p. 24-28, 2005.

POMPÊO, M.; MOSCHINI-CARLOS, V. O abastecimento de água e o esgotamento sanitário: propostas para minimizar os problemas no Brasil. In: ROSA, A. H.; FRACETO, L. F.; MOSCHINI-CARLOS, V. (Org.). **Meio ambiente e sustentabilidade**. Porto Alegre: Bookman, 2012. 410 p.

PROENÇA, L. A. O. Clorofila *a* do fitoplâncton em seis enseadas utilizadas para o cultivo de moluscos bivalves no litoral de Santa Catarina. **Notas Técnicas Facimar**, v. 6, p. 33-44, 2002. Disponível em: <<http://www6.univali.br/seer/index.php/bjast/article/viewFile/2513/1741>>. Acesso em: 01 jan. 2014.

SALAS, H. J.; MARTINO, P. **Metodologias simplificadas para la evaluation de eutrofication em lagos calidos tropicales**. Washington: CEPIS, 1990.

SALDANHA-CORRÊA, F. M. P.; GIANESELLA, S. M. F.; BARRERA-ALBA, J. J. A comparison of the retention capability among three different glass-fiber filters used for chlorophyll-a determinations. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 52, n. 3/4, p. 243-247, 2004. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/bjoc/v52n3-4/07.pdf>>. Acesso em: 01 jan. 2014.

SARTORY, D. P.; GROBBELAAR, J. U. Extraction of chlorophyll *a* from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. **Hydrobiologia**, v. 114, p. 177-187, 1984. Disponível em: <http://download.springer.com/static/pdf/481/art%253A10.1007%252FBF00031869.pdf?auth66=1390576061_7e19e1422d79f8a1813e9a870aab8bae&ext=.pdf>. Acesso em: 01 jan. 2014.

SALONEN, K.; SARVALA, J. **Field manual for the determination of chlorophyll and primary production in Lake Tanganyika research**. Washington: Research for the Management of the Fisheries on Lake/Finnish International Development Agency Food and Agriculture/Organization of the United Nations, 1995, 20 p. Disponível em: <<http://ftp.fao.org/fi/ltr/FM18.PDF>>. Acesso em: 01 jan. 2014.

TOLEDO JR, A. P.; TALARICO, N.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. Aplicação de modelos simplificados para avaliação de processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 12., 1983, Camboriú. **Anais...** São Paulo: CETESB, 1983. p. 1-34.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analyses**. 2. ed. Dordrecht: Springer-Verlag, 1991. 391 p.

CAPÍTULO 28

RESERVATÓRIOS EM METRÓPOLES E TRATAMENTOS DE SEUS EFLUENTES

Leandro Cardoso de Moraes & Manuel Enrique Gamero Guandique

Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Sorocaba, Sorocaba, Brasil.
E-mail: leandro@sorocaba.unesp.br

RESUMO

Com o aumento habitacional desajustado e industrial pouco controle de emissões de efluentes líquidos, vem ocorrendo principalmente nos últimos anos, um aumento significativo do despejo desses efluentes em corpos de água, como reservatórios e rios. Isto acontece com maior frequência em metrópoles como em São Paulo. Este tipo de ação deve ser de grande preocupação para toda a população presente nesta mesma região e também fora dela. Pois os que tão mais próximos sofrem as consequências de problemas que ocorrem quando há o contato direto com esta água contaminada. Sendo assim, há a necessidade de se ter um rigoroso tratamento desses efluentes, para se evitar doenças, causadas por este meio de veiculação.

1 INTRODUÇÃO

Nos tempos atuais, um significativo problema enfrentado pelas metrópoles são as contaminações das represas inseridas em sua região urbana, pois na maioria dos casos essa contaminação compromete a qualidade da água empregada no abastecimento público.

Os motivos dessa contaminação são variados, entre eles destacam-se o esgoto doméstico e industrial.

O esgoto doméstico gerado e não tratado, despejado diretamente nestas represas, eleva a contaminação aquática, não permitindo a manutenção da qualidade da água a ser tratada, que se tem para o consumo da população. Este controle é difícil, pois se trata, muitas vezes, de despejos domésticos clandestinos, havendo a necessidade de sua localização e identificação, para que se tenha aplicação adequada de uma coleta, para posterior tratamento.

Já o esgoto clandestino de fonte industrial também é responsável por problemas na qualidade das águas de reservatórios, pois levam contaminantes para estes reservatórios, muitos deles altamente nocivos à população e outros seres vivos que consomem esta água. Deve-se levar em consideração despejos que são coletados na rede pública de saneamento, mas que não devidamente tratados e em alguns casos são lançados diretamente no corpo hídrico. Na maioria dos casos este efluente é bastante heterogêneo, contendo metais, contaminantes orgânicos, resíduos de indústrias farmacêuticas e de higiene pessoal entre outros.

Também deve ser considerada a poluição causada pelo lixo deixado nas ruas e calçadas e a poluição atmosférica. Esta última principalmente devido ao acúmulo de gases provenientes dos escapamentos dos veículos automotores que circulam nas cidades, incluindo os gases gerados pelo setor industrial. É importante dizer que estes gases também são os causadores da chuva ácida que afeta não só o ecossistema da vida aquática desses lagos e represas, como as pessoas e edificações existentes.

Um importante fator, também responsável pela poluição indiscriminada às massas de água é a ocupação desordenada no entorno dos reservatórios. Como o que ocorreu no entorno do reservatório da Billings, localizada na região metropolitana de São Paulo. A observação quanto ao correto tratamento para as águas servidas se a aplicar nestes casos seria uma cobrança da sociedade perante as autoridades competentes do setor para se evitar tal problemática é imprescindível para a melhoria na qualidade da água de consumo e por consequência a expressiva melhora na qualidade de vida da população.

Os tipos de tratamentos de efluente doméstico e industrial empregados são comumente os tratamentos biológicos e os físico-químicos, no entanto e em alguns casos usam-se os processos chamados de avançados ou processos oxidativos avançados. Estes últimos são que se mostram muito eficazes, porém o custo financeiro para este tipo metodologia aumenta muito, sendo assim evitado pelas gerenciadoras de tratamento de esgoto e água.

Dos tratamentos biológicos mais utilizados tem-se o anaeróbio e o aeróbio.

2 A DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia consiste em um processo bioquímico onde, diversos grupos de organismos anaeróbios assimilam e destroem simultaneamente a matéria orgânica, em ausência de oxigênio dissolvido. O desenvolvimento deste processo depende de seu confinamento em um sistema fechado, em condições favoráveis às reações inerentes ao processo bioquímico.

Este processo de tratamento ocorre com os sólidos em suspensão, fixos e os voláteis, que são removidos da massa líquida afluente à ETE (Estação de Tratamento de Esgoto) e processados em unidades apropriadas, chamadas de biodigestores.

O tratamento anaeróbio, realizado principalmente por meio dos biodigestores, tem como finalidade estabilizar a matéria orgânica presente no lodo de esgoto, e atua como um redutor de volume, através dos fenômenos de liquefação, adensamento e gaseificação. Estas características são favoráveis à redução de umidade e condiciona o lodo para um reaproveitamento, seja na agricultura

ou em outros setores da indústria; além disso, proporciona a redução dos microrganismos patogênicos.

O funcionamento do digestor anaeróbio é caracterizado por três estágios: hidrólise, acidogênese e metagênese.

A etapa de hidrólise ocorre pela solubilização de proteínas, celulose, lipídios e outras substâncias orgânicas complexas. A acidogênese é uma etapa de produção de ácidos orgânicos, bicarbonatos, CO_2 e H_2S , com o pH do sistema podendo atingir a 4,0. Após este estágio ocorre a metanogênese, com a digestão desses ácidos gerando compostos amoniacais e carbonatos ácidos, com a formação de gases como o N_2 , H_2 e CO_2 , quando o pH chega a 6,8. Nesta etapa o lodo terá um aspecto acinzentado. Na metagênese há o ataque aos compostos mais resistentes, tais como proteínas, ácidos orgânicos, aminoácidos e outros compostos nitrogenados, e a gaseificação se torna muito intensa, com a produção de N_2 , CH_4 (75 – 85%) e CO_2 (10 – 20%). O pH se apresenta entre 6,8 e 7,4 e o lodo torna-se negro com odor de alcatrão, a formação de gases diminui e lodo adquire um efeito tampão. O metano formado nesta etapa é produzido pelas bactérias metanogênicas, sendo as acetotróficas que agem a partir da redução de ácido acético, ou pelas hidrogenotróficas. Estes agem a partir da redução de dióxido de carbono, conforme as reações químicas, de metanogênese hidrogenotrófica e acetotrófica a seguir:

- Reação hidrogenotrófica:

$$4\text{H}_2 + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}$$
- Reação acetotrófica

$$\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}$$

A digestão anaeróbia pode ocorrer em um único estágio ou em múltiplos estágios. A digestão em um único estágio é caracterizada por apresentar em uma mesma unidade as funções de: digestão, adensamento e formação de sobrenadante, e pode ser classificada em zonas como: zona de lodo digerido; zona principal de lodo em digestão; zona ou camada de sobrenadante (líquido com baixo teor de sólidos); zona formada por uma camada de espuma tendo como constituintes principais óleos e graxas; e uma zona superior de acumulação de gás.

A digestão em múltiplo estágio é normalmente realizada em duas etapas ou unidades: um digestor primário e um digestor secundário. O digestor primário é responsável pela evolução das principais fases da digestão anaeróbia, como: acidificação, regressão ácida, gaseificação e liquefação. Tem como principal finalidade a separação das fases líquido-sólido-gás. O digestor secundário é responsável pelo adensamento do lodo. O primeiro digestor tem como função a homogeneização e coleta de gases, o segundo digestor o de remover o sobrenadante e o lodo digerido.

O gás produzido no biodigestor é da ordem de 400 a 700 litros por quilograma de matéria orgânica introduzida no sistema. A composição final do gás produzido se apresenta aproximadamente da seguinte forma: 65% a 70% de CH_4 , 25% a 30% de CO_2 , 2% a 4% de CO e em quantidades menores aparecem o N_2 , O_2 , H_2S e hidrocarbonetos.

É importante ressaltar que muitas dessas unidades de digestão anaeróbia não abrangem todo o tratamento, ou não atingem a eficiência esperada, para posterior despejo do efluente tratado. Sendo necessário complementar neste processo, por meio de outros tipos de reatores anaeróbios ou até aeróbios, mas que apresentem uma boa funcionalidade. A seguir são apresentados alguns modelos de reatores anaeróbios.

2.1 FILTROS ANAERÓBIOS

Os filtros anaeróbios mais comumente empregados consistem em um tanque cheio de pedras britadas ou outro material inerte que serve de suporte para aderência e desenvolvimento de microrganismos na forma de biofilme. Podem apresentar fluxo ascendente, horizontal ou descendente, e o esgoto percola nos interstícios do leito filtrante, em contato com o lodo ativado retido.

A principal característica destes filtros é propiciar maior tempo de retenção celular, para obter um longo contato entre a biomassa ativa e o esgoto a ser tratado. Esses equipamentos exploram a imobilização e retenção de bactérias, na forma de biofilme, flocos e grânulos, em maiores tempos possíveis e nas maiores concentrações admissíveis.

Estes filtros tanto podem ser aplicados para tratamento de esgoto concentrado como esgoto diluído. No entanto, são indicados para esgotos com poluentes mais solúveis, porque o risco de entupimento do meio filtrante aumenta com a concentração de sólidos suspensos do afluente.

De uma forma geral, o efluente de um filtro anaeróbio é bastante clarificado e tem relativamente baixa concentração de matéria orgânica, inclusive dissolvida, porém é rico em sais minerais. Sendo assim, muito bom para disposição no solo e para a irrigação (revitalização do solo com fins de produção vegetal). Mas se este efluente gerado ainda apresentar alta quantidade de microrganismos patogênicos, deve passar por um processo de desinfecção.

2.2 REATORES ANAERÓBIOS DE MANTA DE LODO

Estes reatores também são conhecidos como reatores UASB (upflow anaerobic sludge blanket), termo original na língua inglesa, no Brasil se usa bastante a sigla RAFA (reator anaeróbio de fluxo ascendente).

A alimentação neste tipo de reator é ascendente, iniciando-se com baixa taxa de alimentação. A formação do leito de lodo pode levar alguns meses para se formar, a concentração do lodo aumentará em torno de 4% a 10% junto ao fundo do reator. Acima do leito encontra-se uma zona de lodo mais dispersa, denominada manta de lodo, onde o lodo está menos concentrado (1,5% a 3%). O sistema é automisturado pelo movimento ascendente das bolhas do biogás e do fluxo de esgotos por meio do reator.

Com o movimento ascendente das bolhas de gás e do líquido, ocorre o carreamento de lodo, sendo necessário instalar um separador trifásico, onde se configura uma câmara de sedimentação, no qual o lodo mais denso é removido da massa líquida retornando ao compartimento de digestão.

A instalação do separador de gases, sólidos e líquidos é que garante o retorno do lodo e a elevada capacidade de retenção de grandes quantidades de biomassa, de elevada atividade sem a necessidade de qualquer meio suporte.

A vantagem em usar o reator anaeróbio de fluxo ascendente é por ser um sistema compacto, com baixa demanda de área, ideal em regiões onde há alta densidade demográfica. Também apresenta baixo custo de implantação e de operação, uma baixa produção de lodo e baixo consumo de energia e apresenta uma eficiência de remoção de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e DQO (Demanda Química de Oxigênio) de 65% a 75%, além de ter um lodo com boa desidratabilidade.

2.3 FOSSAS SÉPTICAS

As fossas sépticas podem ser empregadas onde se têm a ausência de serviço público de saneamento básico, ou em residências situadas em áreas bastante povoadas, evitando a contaminação do solo e da água. Mas é importante ressaltar que este sistema deve ser bem projetado para evitar a contaminação do solo. Este sistema deve possuir sumidouros, os quais são também conhecidos como poços absorventes, os quais devem receber os efluentes gerados nas fossas sépticas. Os sumidouros podem ser construídos em alvenaria de tijolo, madeira, anéis em concreto com furos, feitos em formatos cilíndricos ou prismáticos. As paredes não devem ser vedadas ou rejuntadas, com o objetivo de facilitar a infiltração do líquido no solo. E a tampa ou cobertura do sumidouro deverá ser fabricada em laje de concreto armado, e dotada de abertura para inspeção, com um tampão de fechamento hermético.

A fossa séptica ou tanque séptico pode vir a receber o esgoto de uma ou mais residências dependendo da sua capacidade. Este sistema também é viável, pois apresenta um baixo custo de implantação. A fossa séptica pode reter o efluente em seu interior por um período que pode variar

de 12 horas a 24 horas conforme a contribuição de afluentes, por exemplo, até 1500 litros/dia uma detenção de 24 horas, até 3000 litros/dia em tempo de detenção de 22 horas. O principal evento neste tipo de tanque é a decantação, sedimentação e a flotação. A sedimentação processa de 60% a 70% dos sólidos em suspensão contidos no esgoto, formando o lodo. Outra parte dos sólidos que não sedimentaram, formados por óleos, graxas, gorduras e outros materiais misturados com gases, fica retida na superfície líquida, no interior do tanque, geralmente chamados de espuma. O lodo e a espuma são digeridos por bactérias anaeróbias, que destroem parcial ou totalmente o material volátil e os organismos patogênicos. Neste modelo de tratamento a remoção da DBO ou DQO fica entre 40% a 70%.

A fossa séptica pode receber os despejos domésticos, como de cozinha, lavatórios, banheiros, lavanderia e outros cômodos.

3 A DIGESTÃO AERÓBIA

A digestão aeróbia é um processo de oxidação bioquímica dos sólidos biodegradáveis contidos nos esgotos, com abundância de oxigênio dissolvido em toda a massa líquida, e pode ser representado pelas equações 1 e 2. A presença de oxigênio favorece a atividade de bactérias aeróbias e a formação de subprodutos como matéria orgânica estabilizada (lodo digerido), gás carbônico e água. Este processo caracteriza-se pela degradação da matéria orgânica em meio aeróbio com alimentação de ar, as principais reações do processo com a ocorrência de nitrificação e a não ocorrência de nitrificação, respectivamente, estão a seguir.



Este processo de digestão apresenta como vantagem a simples operação, a não formação de gases tóxicos, explosivos ou mal cheirosos, a redução de óleos e graxas é maior do que na digestão anaeróbia, o sobrenadante apresenta uma DBO reduzida menor que 70 mg/L, e menores teores de sólidos suspensos, nitrogênio amoniacal e fósforo total, e há considerável redução de microrganismos patogênicos.

Dentre os processos de tratamento de esgoto por via aeróbia, o mais empregado é por lodos ativados.

3.1 LODO ATIVADO

O lodo ativado é o floco produzido num esgoto bruto ou decantado pelo crescimento de bactérias zooglúas ou outros organismos, na presença de oxigênio dissolvido, e acumulado em concentração suficiente, que ocorre pelo retorno de outros flocos previamente formados. As bactérias são as principais responsáveis pela estabilização da matéria orgânica e pela formação dos flocos, através da matéria orgânica biodegradável em dióxido de carbono, água e outros produtos inertes. Para uma efetiva e eficiente degradação da matéria orgânica é preciso uma boa mistura entre microrganismos e esgoto, a adequadas concentrações de nutrientes e oxigênio dissolvido.

Neste processo de lodos ativado o esgoto afluente e o lodo ativado são misturados, em tanques de aeração, depois o lodo é separado por sedimentação em decantadores. A maior parte do lodo ativado depois de separado retorna ao processo, enquanto o lodo em excesso é retirado para tratamento específico e destino final. A recirculação do lodo tem a finalidade de misturar-se com o esgoto afluente no tanque de aeração mantendo a concentração constante e elevada de flocos, e assim estabilizar a matéria orgânica presente pela ação dos microrganismos que constituem os flocos, principalmente as bactérias, e inocular o meio e acelerar o trabalho de estabilização da matéria orgânica. A recirculação do lodo ocorre do tanque de decantação secundário para o tanque de aeração, numa quantidade de 50% a 100% da vazão do esgoto tratado, ou seja, por exemplo, uma concentração de sólidos de 3000mg/L a 4000mg/L, em um tempo de aeração de 2 a 4 horas. A

recomendação para os sistemas de lodo ativados, para que se tenha um percentual mínimo de recirculação é:

- 25% quando a quantidade de sólidos suspensos no tanque de aeração for menor que 3500mg/L;
- 50% quando a quantidade de sólidos suspensos no tanque de aeração estiver entre 3500mg/L e 4500mg/L;
- 100% quando a quantidade de sólidos suspensos no tanque de aeração for igual ou maior do que 4500mg/L;

As eficiências típicas no processo de lodos ativados são remoções em termos de DBO entre 85% a 95% e de sólidos suspensos de aproximadamente 85% a 95%. O efluente apresenta uma remoção variando entre 20 mg/L e 30 mg/L em termos de DBO e nesta mesma variação para os sólidos suspensos.

3.2 AERAÇÃO PROLONGADA

A aeração prolongada é uma variação do processo de lodos ativados. Este processo caracteriza-se por obrigar um contato em tempo prolongado entre os microrganismos e os lodos ativados em quantidades relativamente baixas de substrato, visando obter alta eficiência do processo e uma oxidação na fase endógena, até que o lodo residual apresente características de boa sedimentação, boa filtrabilidade e nenhum odor. Na fase de respiração endógena a matéria orgânica é utilizada para assegurar as necessidades energéticas das células, ocorre oxidação da matéria orgânica, e a massa de lodo tende a diminuir, havendo uma mineralização do lodo, com a DBO residual do substrato.

Este processo tem um tempo de aeração prolongada de 12 até 24 horas, o fator de carga normalmente varia entre 0,05 Kg DBO/kg SSTA.dia (SSTA = sólidos suspensos no tanque de aeração), e a concentração mantém-se geralmente acima de 4000mg/L podendo chegar a 8000 mg/L, com uma recirculação de lodo de 100%. A idade do lodo neste sistema fica entre 18 dias indo até 40 dias. Esta modalidade de tratamento pode ser feita em unidades compactas, em unidades individuais com aeração prolongada e digestão aeróbia do lodo e em valos de oxidação.

3.3 VALOS DE OXIDAÇÃO

Os valos de oxidação são unidades compactas de tratamento que se incluem no processo de lodos ativados por meio de aeração prolongada. As unidades de decantação e cloração são de inclusão optativa e dependem do tipo de operação estabelecido e do grau de tratamento exigido. O valo de oxidação é normalmente composto por um dispositivo de entrada, um tanque de aeração e o dispositivo de saída.

O valo de oxidação pode operar em modo contínuo, semi-contínuo ou descontínuo.

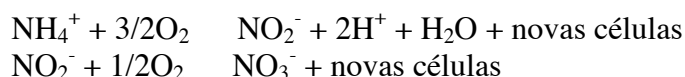
O sistema contínuo é caracterizado pela condição de fluxo contínuo de esgoto, afluente e efluente. Nesta modalidade de operação ocorre o arraste de partículas sólidas em suspensão no líquido efluente.

O sistema semi-contínuo opera com descargas contínuas do efluente, quase que isento de partículas sedimentáveis. A sedimentação ocorre em canal paralelo, que fica paralisado e assim permite a sedimentação. O sistema descontínuo é caracterizado pela interrupção periódica do sistema de aeração e a descarga do efluente, após um período de sedimentação dos sólidos.

4 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO

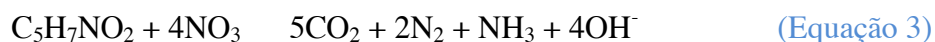
Muitas vezes nos tratamentos por via aerada, ocorre a formação de nitrato, efeito conhecido como nitrificação. A nitrificação é a conversão da amônia a nitrato, em duas fases subsequentes:

inicialmente a oxidação da amônia a nitrito, em seguida de nitrito a nitrato, de acordo com as seguintes reações:



Quando ocorre a nitrificação é necessário que se empregue no sistema um processo de desnitrificação, pois o excesso de nitrogênio em corpos de água pode causar a eutrofização, ou seja, a fertilização da água. A eutrofização é um fenômeno causado pelo excesso de nutrientes (compostos químicos que apresentam em sua composição grande quantidade de fósforo ou nitrogênio), promovendo um aumento excessivo de plantas aquáticas. Com o aumento desta biomassa aquática, pode ocorrer a diminuição do oxigênio dissolvido, devido ao aumento de consumo, por parte desses organismos, podendo causar por sua vez, a morte dos seres vivos, os quais necessitam de oxigênio para respiração, portanto isto leva a um efeito de geração de poluição no corpo de água. Também como consequência pode-se ter outros efeitos como: frequentes florações das águas, distúrbios com insetos e mosquitos e geração eventual de maus odores.

A desnitrificação biológica consiste na conversão do nitrato a formas reduzidas de nitrogênio, como N_2 , N_2O e NO , visto na equação 3. Os microrganismos responsáveis pela desnitrificação existem normalmente nos esgotos domésticos. No Brasil a nitrificação ocorre com facilidade, no entanto o nitrato formado é usado como fonte de oxigênio para os microrganismos, desde que se tenha ausência de oxigênio; é a chamada desnitrificação biológica em condições anóxicas.

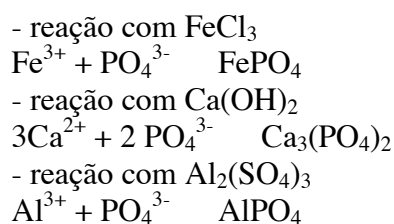


Outro importante nutriente responsável pelo crescimento das plantas, que também é encontrado em abundância nos esgotos é o fósforo. Seu excesso agrava o efeito da eutrofização, portanto, é conveniente removê-los dos efluentes antes do lançamento no corpo de água receptor.

O fósforo aparece no esgoto na forma de ortofosfato (PO_4^{3-}) e polifosfato (P_2O_7). O afluente apresenta em média 70% de fósforo na sua composição. O tratamento secundário aeróbio remove entre 10% a 30% deste fósforo, aproximadamente. Outra quantidade é utilizada para síntese e manutenção das células, mantendo com isso o baixo nível no efluente. Agora se ocorrer condições anóxicas pode ocorrer à liberação de fósforo para o efluente. A remoção biológica de fósforo é realizada sequencialmente e produtivamente em condições ambientais no reator, por exemplo, a bactéria *Acianobacter* é um microrganismo que remove o fósforo.

Outro processo utilizado na remoção do fósforo é o físico-químico, entre este processo tem-se a precipitação química, o mais utilizado. Há também a osmose reversa, a eletrodialise, a adsorção em carvão ativado, troca iônica, remoção de nutrientes, oxidação química e a remoção de organismos patogênicos. A principal finalidade de um processo físico-químico é a remoção de poluentes inorgânicos, materiais insolúveis, metais pesados, materiais orgânicos não biodegradáveis, sólidos em suspensão, cor, outros.

Na precipitação do fósforo, utiliza-se o sulfato de alumínio, ou cloreto férrico, ou a cal, mas o melhor resultado se dá com a combinação de cloreto férrico e cal, como representado pelas reações abaixo, ou somente sulfato de alumínio, obtendo-se uma eficiência da ordem de 95%, se for usado somente cal, a eficiência é muito baixa em torno de 50% num pH igual a 11. Se usado somente cloreto férrico, a eficiência é de 90%. As dosagens ótimas aplicadas dependem das características dos efluentes e devem ser obtidas experimentalmente. As reações mais comuns que agem na precipitação do fósforo presente no efluente, conforme comentadas acima, são:



Num sistema de lodos ativados, a aplicação desses produtos pode ser feita diretamente na entrada do decantador primário, para lodo ativado convencional, ou de tanque de aeração, ou no efluente clarificado. No último caso, é necessário outro decantador à jusante do decantador secundário. No caso de efluentes pobres em nutrientes, em que se introduzem nutrientes na entrada do tanque, só se justifica a última alternativa.

Outro procedimento é a precipitação pela variação do pH, pois elevando-se o potencial hidrogeniônico da solução é possível precipitar metais na forma de hidróxidos ou carbonatos e fósforo na forma de fosfato.

Quando se usa cal, o produto formado é o carbonato de cálcio que atua como coagulante, precipitando certas proteínas, metais pesados e o fósforo. Mas para que ocorra a precipitação através da variação do pH, é preciso identificar a solubilidade dos sólidos. Em efluentes muito alcalinos onde os sólidos encontram-se solúveis, por causa da forte alcalinização, é necessário à adição de ácido para ajustar o pH. Por exemplo, há substâncias que precipitam em pH ácido (6,0 ou 6,5), como proteína animal em efluentes de curtumes, mas também num pH entre 8,0 e 8,4.

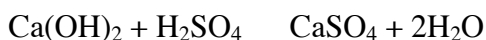
Assim vê-se a enorme importância em se fazer à correção ou ajuste do pH no efluente, vê-se nas reações químicas a seguir as ocorrências de ajuste para efluentes ácidos e alcalinos. Portanto a necessidade de correção do pH pois a coagulação química exige um valor ótimo, quando ocorre a formação de flocos.

Para o crescimento normal dos microrganismos, nos sistemas aeróbios, a faixa de pH ideal situa-se entre 6,5 e 8,5. Nos sistemas anaeróbios esta faixa é mais estreita, de 6,3 a 7,8, devido a sensibilidade das bactérias metanogênicas. Estas bactérias são responsáveis pela metanogênese que é a etapa final no processo global de degradação anaeróbica de compostos orgânicos.

Reações para ajuste do pH em efluentes alcalinos e efluentes ácidos.

- Ajuste de pH em efluentes ácidos:

- Hidróxido de cálcio e ácido sulfúrico



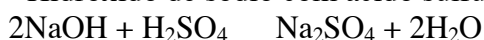
- Carbonato de cálcio e ácido clorídrico



- Hidróxido de sódio com ácido clorídrico



- Hidróxido de sódio com ácido sulfúrico



- Ajuste de pH em efluentes alcalinos:

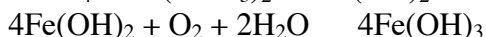
- Ácido sulfúrico com a alcalinidade do bicarbonato de cálcio



- Sulfato de alumínio com bicarbonato de cálcio



- Sulfato ferroso com o bicarbonato de cálcio e oxigênio dissolvido



Estas equações químicas são alguns exemplos das várias reações que ocorrem nos sistemas de tratamento de esgoto para o ajuste do pH, também viabilizam a precipitação e melhoram o rendimento do tratamento.

5 TRATAMENTOS AVANÇADOS DE EFLUENTES LÍQUIDOS

5.1 ELETRODIÁLISE

A eletrodiálise é um processo de membrana que pode ser utilizado em grande escala nas estações de tratamento de esgoto.

O tratamento ocorre pela remoção de contaminantes iônicos, que são transportados através das membranas com carga elétrica em sentido contrário ao gradiente de concentração.

Os materiais particulados e substâncias neutras, e as substâncias iônicas, de peso molecular maior que os poros da membrana, não são removidos neste processo. Essa tecnologia remove necessariamente íons com cargas elétricas negativas e positivas.

Células de eletrodialise consistem de pacotes de membranas catiônicas (com carga negativa) e aniônicas (com carga positiva) dispostas de forma alternada entre dois eletrodos, um cátodo e um ânodo. O potencial elétrico aplicado entre os pacotes de membranas força a migração de cátions em direção ao cátodo e de ânions em direção ao ânodo.

Os ânions podem atravessar membranas aniônicas, que possuem cargas positivas, mas são repelidos pela carga de superfície negativa das membranas catiônicas e o inverso ocorre com os cátions. O canal de alimentação por onde é transportada a água a ser purificada ficará delimitado por uma membrana catiônica e uma membrana aniônica. Essa organização permite a remoção simultânea de cátions e ânions, que são fixados nos canais de rejeito, localizada nos dois flancos do canal de água tratada. Uma representação esquemática deste processo pode ser visualizado nas Figuras 1 e 2.

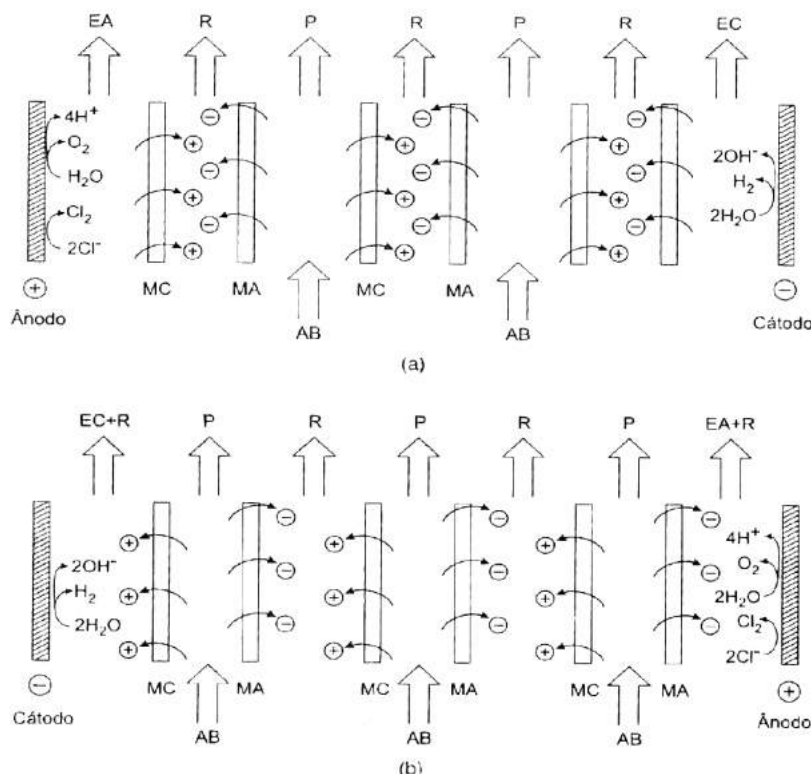


Figura 1: Representação de (a) Princípio da Eletrodialise; (b) Sistema após reversão da polaridade dos eletrodos na eletrodialise reversa. MA: membrana aniônica; MC: membrana catiônica; AB: água bruta; P: produto; R: rejeito; EA: solução de elétrons formados no ânodo; EC: solução de eletrólitos formados no cátodo (SCHNEIDER; TSUTYIA, 2001).

Como este processo é muito eficiente têm-se uma rápida acumulação de sais na superfície das membranas, reduzindo o rendimento do sistema, devido à necessidade de dosarem ácidos ou bases, nos canais de alimentação e de rejeito, para evitar a precipitação de sais insolúveis nas superfícies das membranas e devido às frequentes interrupções do processo, para limpeza química dos canais.

Para que se tenha uma redução expressiva deste efeito pode-se usar o sistema de eletrodialise reversa, onde há reversão periódica da polaridade dos eletrodos a cada 15 ou 30 minutos de operação. Nos sistemas de tratamentos de saneamento básico de grande porte são utilizados os sistemas de eletrodialise reversa.

Na superfície dos eletrodos, ocorre eletrólise da água e de outros componentes da solução resulta na produção de ácido, oxigênio e cloro no ânodo e de íons hidroxilas e de hidrogênio no cátodo. As soluções que banham o cátodo e o ânodo, normalmente são misturadas com o concentrado antes do descarte, neutralizando os ácidos e as bases produzidas na reação eletrolítica.

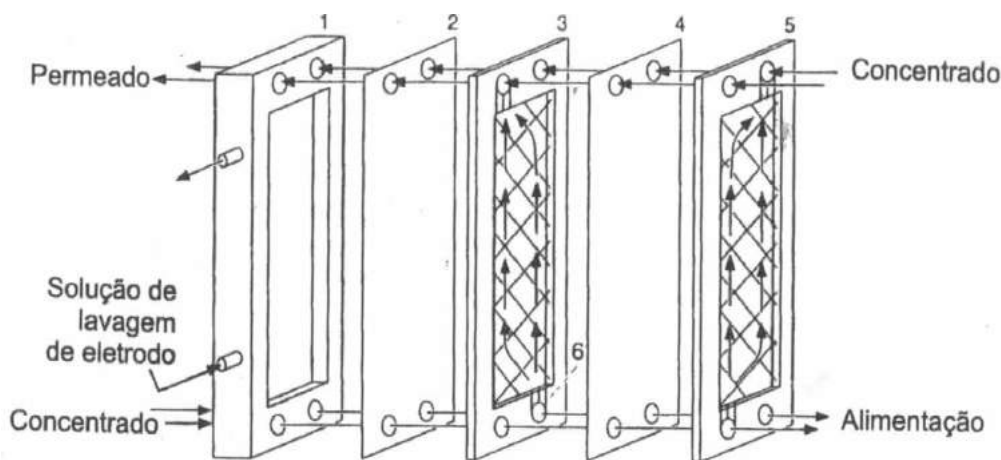


Figura 2: Esquema de módulos de eletrodialise (SCHOEMAN; THOMPSON, 1996 apud SCHNEIDER; TSUTYIA, 2001). 1: eletrodo; 2: membrana catiônica; 3: canal do filtrado com espaçador; 4: membrana aniônica; 5: canal de concentrado espaçador (SCHNEIDER; TSUTYIA, 2001).

As propriedades da membrana que determinam a eficácia de separação de íons são a capacidade de adsorção de água, a densidade de cargas na superfície, a resistência elétrica e a seletividade. O consumo de energia é dado pela resistência elétrica da membrana.

A polarização da membrana ocorre em todos os processos de eletrodialise, devido à capacidade limitada de eletrólitos de transportar corrente elétrica.

Para a corrente elétrica fluir livremente é preciso que os íons sejam repostos em quantidade suficiente para dar vazão às cargas elétricas.

A taxa de reposição de íons na interface membrana/solução depende da concentração de íons na solução, das condições reológicas no interior da célula de eletrodialise, da temperatura e do tipo e carga do íon.

As propriedades da membrana que determinam a eficácia de separação de íons são a capacidade de adsorção de água, a densidade de cargas na superfície, a resistência elétrica e a seletividade. O consumo de energia é dado pela resistência elétrica da membrana.

A polarização da membrana ocorre em todos os processos de eletrodialise, devido à capacidade limitada de eletrólitos de transportar corrente elétrica.

Para a corrente elétrica fluir livremente é preciso que os íons sejam repostos em quantidade suficiente para dar vazão às cargas elétricas.

A taxa de reposição de íons na interface membrana/solução depende da concentração de íons na solução, das condições reológicas no interior da célula de eletrodialise, da temperatura e do tipo e carga do íon.

A solução utilizada nos canais de alimentação e de concentração são preenchidos com uma solução de NaCl de 3g/L, enquanto que, uma solução com 10g/L é colocada nos canais dos eletrodos. Essas soluções são recirculadas através da célula com aplicação de uma tensão constante.

5.2 OSMOSE REVERSA

O princípio da osmose reversa está em aplicar uma força bem maior que a pressão osmótica no compartimento onde fica a solução concentrada.

Com isso se tem uma inversão de fluxo por causa da pressão aplicada no setor onde está a solução concentrada, induzindo a passagem de solvente e retendo o soluto. Pode-se observar este procedimento conforme ilustrado na Figura 3.

Para este tipo de tratamento ser utilizado em efluentes industriais é preciso que se tenha um pré-tratamento. Na maioria dos casos tratam-se águas residuárias com concentração de sais dissolvidos. O pré-tratamento é necessário para evitar a obstrução da membrana utilizada no sistema de osmose reversa. Alguns dos pré-tratamentos utilizados são: adsorção em carvão ativado, microfiltração e precipitação química.

5.3 TROCA IÔNICA

No processo de troca iônica os íons presentes nas águas residuárias como nitratos, fosfatos, sais minerais dissolvidos, NH_4^+ , Cu^{+2} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , podem ser retirados das águas contaminadas através de um processo de troca iônica. É importante verificar que o íon amônia geralmente se apresenta no tratamento biológico de esgoto, devido à degradação da matéria orgânica presente. Já os íons Cu^{+2} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , entre outros que provem de efluentes gerados por indústrias onde há o acabamento de metais, também podem ser removidos através de um sistema de troca iônica.

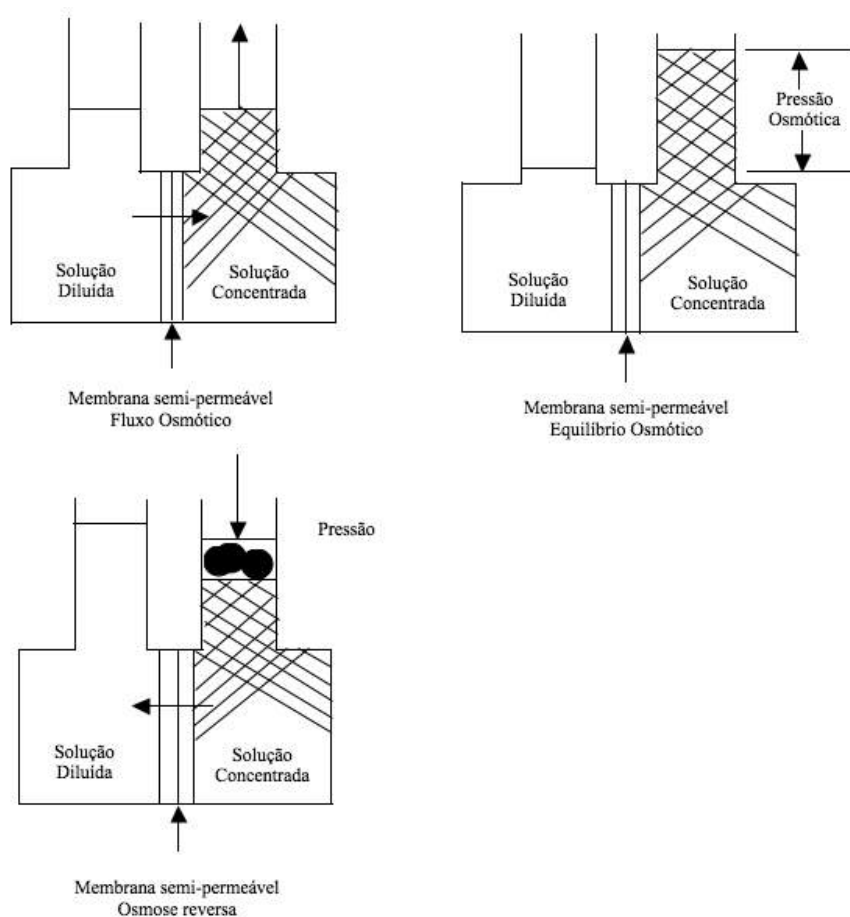


Figura 3: Esquema de funcionamento da osmose reversa.

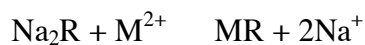
Este processo consiste na fixação, em uma superfície sólida, de íons, que se trocam por íons da solução de outra espécie, chamada fase móvel. As mais utilizadas para esse efeito são resinas sintéticas, como trocadoras de íons, tem-se trocadores catiônicos e aniônicos. A Figura 4 apresenta os modelos de trocadores de íons.

Para este tipo de tratamento ser utilizado em efluentes industriais é preciso que se tenha um pré-tratamento. Na maioria dos casos tratam-se águas residuárias com concentração de sais dissolvidos. O pré-tratamento é necessário para evitar a obstrução da membrana utilizada no sistema

de osmose reversa. Alguns dos pré-tratamentos utilizados são: adsorção em carvão ativado, microfiltração e precipitação química.

Trocadores de cátions

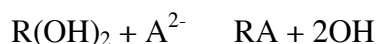
São capazes de reter cátions da solução permutando por íons de sódio ou hidrogênio, como nas reações abaixo:



Onde: R é a resina; M^{2+} representa os cátions retidos na solução.

Trocadores de ânions

Os trocadores de ânions são capazes de reter ânions de solução por meio da troca por íons oxidrilas:



Onde: R é a resina; A^{2-} são os ânions retidos da solução.

Em algum momento as resinas perdem sua capacidade de troca, mas podem ser recuperadas. Para os trocadores de cátions, primeiro se faz a lavagem da coluna em contra corrente para remover os sólidos, depois usa-se uma solução de cloreto de sódio, para o ciclo de sódio, ou uma solução de ácido clorídrico ou ácido sulfúrico para o ciclo do hidrogênio. Os trocadores de ânions seguem um procedimento parecido com os trocadores catiônicos, primeiro faz-se a lavagem da coluna em contra corrente onde está a resina, para retirada dos sólidos, e posteriormente se faz à lavagem da coluna com hidróxido de amônio ou hidróxido de sódio.

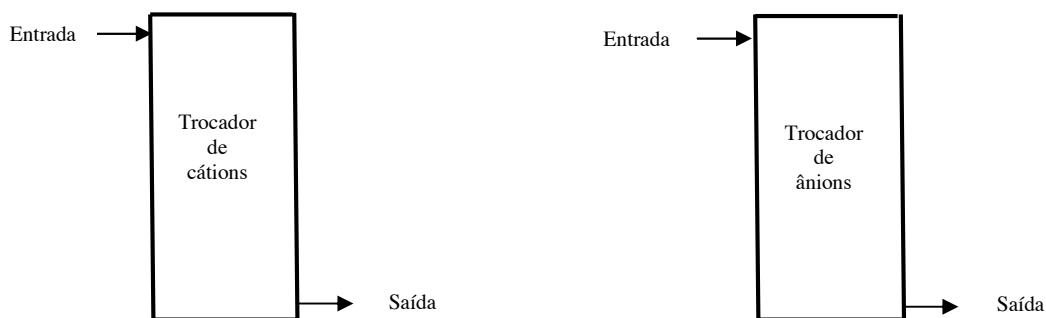


Figura 4: Modelo esquemático simples de trocadores iônicos.

Em relação aos apresentados como tratamentos avançados de efluentes líquidos e/ou esgoto é importante observar que são sistemas desenvolvidos com uso de alta tecnologia, portanto, tanto a eletrodialise, como a osmose reversa e o sistema de troca iônica, apresentam ainda, um custo elevado. Portanto seria importante realizar um estudo financeiro, antes de sua utilização no tratamento de efluentes, para se buscar um preço de mercado mais competitivo.

Mas vale lembrar que são processos que apresentam alta eficiência, quando aplicados, chegando a atingir 99% e, que para alguns casos, como os citados acima, mais especificamente no item 3, estes tratamentos seriam eficientes. Ou seja, os tratamentos biológicos conhecidos não poderiam, em tese, remover tais contaminantes, como os citados nos itens 3.1, 3.2 e 3.3.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No âmbito geral todos os processos anaeróbios e aeróbios, citados neste texto, são de aplicabilidade comum, ou seja, pode-se ver que na maioria das cidades se têm o uso de processos biológicos como meio de tratamento para o esgoto. Tanto processos de tratamento aeróbio ou anaeróbio são bastante utilizados, pois apresentam boa eficiência, o custo de implantação não é tão

alto, e de fácil operação. Os processos aeróbios e anaeróbios são aplicados na cidade e na região metropolitana de São Paulo, em igual quantidade, nas estações Parque Novo Mundo, ETE ABC localizada em São Caetano do Sul, ETE Barueri, entre outras, vale lembrar que estas estações recebem o esgoto gerado na cidade de São Paulo. Existem inclusive, estações de tratamento de esgoto que usam estes dois métodos de tratamento em conjunto. Estas estações trabalham geralmente em processos sequenciais para obter um efluente de qualidade, que possa ser lançado nos corpos de água, ou até ser reutilizados, aproveitando esta água de reuso para lavar vias públicas. Um exemplo típico é a estação de tratamento sequencial de esgoto, localizada na cidade de Barueri, região metropolitana de São Paulo, outro exemplo é a ETE Jesus Netto, situada no bairro do Ipiranga, região sul da cidade de São Paulo.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE NETO, C.O. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira**. Rio de Janeiro: ABES, 1997.
- ARUNDEL, J. A. **Sewage and industrial effluent treatment**. Oxford: Blackwell, 1995.
- BARROS, R. T. V. et al. **Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios**. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 1995. v. 2.
- BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W.A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESB, 2003.
- CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. São Paulo: ABES, 1999. (Projeto PROSAB).
- CLESCERL, L. S.; GREENBERG, A. E.; EATON, A. D. (Eds.). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19. ed. Washington: American Public Health Association, 1995.
- DAVIS, M. L.; CORNWELL, D. A. **Introduction to environmental engineering**. 3. ed. Boston: WCB/Mcgraw-Hill, 1998.
- FOUST, A. S.; WENZEL, L. A.; CLUMP, C. W.; MAUS, L.; ANDERESSEN, L. B. **Operações unitárias**. Rio de Janeiro: Ed. Livro Técnico e Científico, 1982.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. Belo Horizonte: SEGRAC, 2005.
- KATO, M. T.; PIVELI, R. P. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: ABES, 2006. 285 p.
- MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. **Reuso de água**. São Paulo: Manole, 2003.
- METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater engineering: wastewater and reuse**. Boston: McGraw-Hill, 2003.
- REYNALDS, T. D.; RICHARDS, P. A. **Unit operations and processes in environmental engineering**. 2. ed. Pacific Grove: PWS Publishing Company, 1996.
- SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. **Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso**. São Paulo: ABES, 2001.
- VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operação**. Campina Grande: Epgraf, 1999. 472 p.

CAPÍTULO 29

ESTUDO DE VARIÁVEIS HIDROLÓGICAS E DO BALANÇO HÍDRICO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

Manuel Enrique Gamero Guandique & Leandro Cardoso de Moraes

Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Sorocaba, Sorocaba, Brasil.
E-mail: enrique@sorocaba.unesp.br

RESUMO

Os estudos relacionados com bacias hidrográficas são abrangentes e bastante disseminados no meio acadêmico, porém às vezes, muitos destes são complexos e específicos demais. Neste sentido, o objetivo deste capítulo é apresentar os assuntos relacionados às variáveis hidrológicas e às do balanço hídrico em bacias hidrográficas de forma que os leitores tenham condições de entender e aplicar os conceitos relacionados aos processos hidrológicos em bacias hidrográficas. São apresentados dados atualizados dos recursos hídricos em escala mundial e nacional, assim com valores do balanço hídrico. As variáveis hidrológicas apresentadas são a parte dos componentes do ciclo hidrológico terrestre representado pela vazão. Todos estes componentes são necessários para a elaboração de projetos e para a solicitação das licenças ambientais relacionadas com o uso dos recursos hídricos de uma determinada área representada pela bacia hidrográfica de interesse. Em relação ao balanço hídrico é apresentada a metodologia do *balanço hídrico de massa* que é uma metodologia simplificada, porém eficiente na determinação das variáveis do balanço hídrico calculado pelos valores de precipitação pluvial (chuva), evapotranspiração e vazão (deflúvio).

1 INTRODUÇÃO

A água representa uma fonte essencial para a manutenção das funções vitais dos seres vivos, e para os seres humanos em particular. Atualmente, existe uma grande preocupação em relação a sua disponibilidade, em razão da deterioração das suas características qualitativas e quantitativas. O aumento acelerado da demanda de recursos hídricos é uma questão alarmante. Esta demanda tem sido evidenciada principalmente pelo crescimento da população, indústria, do setor responsável pela geração de energia elétrica e pela expansão da produção agrícola. O uso múltiplo da água provoca alterações na sua qualidade, influenciando assim, a diminuição da disponibilidade dos recursos hídricos principalmente em regiões urbanas densas ou com uso intensivo do tipo industrial e agrícola. Tudo isto ocorre porque a água tem um limite natural de autodepuração, resultante dos processos naturais de diluir e assimilar esgotos e resíduos. Ainda, essa água agora poluída, pode provocar danos à saúde humana pela transmissão de doenças, principalmente quando recebe cargas originadas de esgotos sem tratamentos. Portanto, se faz necessário e urgente a aplicação do tratamento de esgotos domésticos e industriais para alcançar os padrões desejáveis de qualidade para que haja a conservação dos recursos hídricos.

Os rios são sistemas fluviais dinâmicos, que contém uma determinada quantidade de água regulada pelo regime hidrológico da localização onde a bacia hidrográfica está inserida. Desta forma, a quantidade ou volume de água existente numa determinada região depende do balanço entre as entradas e as saídas da água que foram registradas numa determinada área. Assim, estudos do ciclo hidrológico dependem dessa interação entre os elementos meteorológicos, e das suas variações na escala temporal e espacial. Desta maneira, as bacias hidrográficas se apresentam como Unidades de Estudo que permitem utilizar a bacia hidrográfica como uma unidade de referência, para estudar suas diferentes características que servem como base para a gestão, planejamento e finalmente para a proteção dos recursos hídricos.

2 CICLO HIDROLÓGICO

O ciclo hidrológico é o responsável pelos processos hidrológicos que se alternam continuamente, fazendo com que a água se recicle através dos processos de evaporação, condensação, precipitação, escoamento superficial, infiltração e evapotranspiração, caminho por onde volta para a atmosfera, e assim, o ciclo acontece sucessivamente.

Durante os processos que ocorrem no ciclo hidrológico a quantidade e qualidade da água sofrem influências devido às características físicas (área, topografia, cobertura vegetal, clima, solo), químicas (esgotos industriais e domésticos, fertilizantes, pesticidas e alteração das rochas) e biológicas. Desta forma, as características de quantidade e qualidade da água são indissociáveis, o que dificulta muitas vezes o gerenciamento dos recursos hídricos do ponto de vista da legislação atual, já que na maioria das vezes a concepção jurídica não atende o aspecto do desenvolvimento tecnológico.

A água produzida no ciclo hidrológico apresenta uma distribuição irregular, espacial e temporalmente, influenciada sobretudo pelas características climáticas, geográficas e pelo uso e ocupação do solo. A água deve ser considerada finita e sua ocorrência como aleatória, e também, como recurso renovável e atualmente de grande valor econômico.

3 ÁGUA NO MUNDO

A água contida em nosso planeta costuma ser separada entre o balanço hídrico dos oceanos e o balanço hídrico terrestre. Na verdade o conteúdo de água é considerado somente na fase terrestre pela sua conseqüente utilização, principalmente, na agricultura, indústria e abastecimento público. Assim, a água existente na hidrosfera propriamente dita tem sido estimada por vários autores, dentre estes Shilomanov; Roddas (2003).

Na Tabela 1, pode-se observar que os valores da distribuição mostram que 96,5% de toda a água existente na Terra são de água salgada, formando os oceanos e mares, e somente 3,5% são de

água doce. De todo o volume de água, que é de 1.338 milhões de km³, apenas 0,007% está efetivamente disponível para atender a demanda do consumo pelos seres humanos, representado pelo valor de 0,27% de toda a água doce. Outro valor importante de ser analisado é o das reservas nas calotas polares e geleiras, da ordem de 68,7% de toda a água doce do planeta. Neste importante reservatório, o atual padrão climático tem provocado significativo aumento no derretimento das calotas e geleiras. Já na atmosfera, seu conteúdo é também relevante, pois concentra somente uma parte do total da água 0,001% que é responsável pela formação das precipitações, e portanto, do ciclo hidrológico. Outro importante reservatório é a água que mantém o solo úmido 0,001%, e finalmente o valor das águas subterrâneas que representam 1,7% do total da água.

Tabela 1: Distribuição da água na Hidrosfera

Fonte de água	Volume de água (km ³ x 10 ³)	Água Doce (%)	Total de Água (%)
Oceanos e Mares	1.338.000	--	96,5
Calotas Polares	24.064	68,7	1,74
Água Subterrânea	23.400	--	--
Água Doce	10.530	30,1	0,76
Água Salgada	12.870	--	0,94
Umidade do Solo	16.5	0,05	0,001
Solos Congelados	300.0	0,86	0,022
Lagos	176.4	--	0,013
Água Doce	91.0	0,22	0,006
Água Salgada	85.4	--	0,006
Atmosfera	12.9	0,04	0,001
Pântanos	11.5	0,03	0,0008
Rios	2.12	0,006	0,0002
Biomassa	1.12	0,003	0,0001
Total	1.386.000	100	100

Fonte: Shilomanov; Roddas (2003).

4 ÁGUA NO BRASIL

A Figura 1 apresenta a distribuição dos recursos hídricos e da população por região (ANA, 2009).

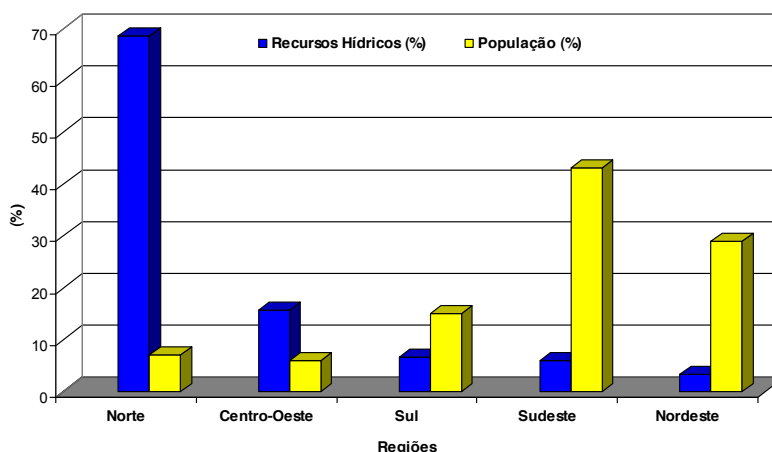


Figura 1: Distribuição dos recursos hídricos e da população por região.

Na Figura 1, observa-se que a região Norte é a região com maior volume de recursos hídricos (68,5%) e a menor população (7%), representando um excedente de água para esta região. Por outro lado, a região Sudeste apresenta somente 6% dos recursos hídricos disponíveis e em contrapartida 43% da população, que produzem condições críticas principalmente nas regiões metropolitanas mais importantes como a cidade de São Paulo. A região Sul também apresenta características semelhantes às do Sudeste com 6,5% dos recursos hídricos disponíveis, porém, em proporções

menores em relação à população (15%). A região Centro-Oeste apresenta condições de excesso dos seus recursos hídricos (15,7%) em relação à população (6%), finalmente a região Nordeste apresenta limitações dos seus recursos hídricos com apenas 3,3% do total brasileiro e uma população de 29%, provocando um cenário de escassez de água, muitas vezes, em condições extremas.

Em termos de distribuição dos recursos hídricos representado pela vazão média e disponibilidade de água para as bacias hidrográficas brasileiras, a Tabela 2 mostra os valores médios por região.

Analisando-se a Tabela 2, observa-se que o valor médio total do país é de 179.516 m³/s e sua disponibilidade de 91.071 m³/s. Verifica-se ainda, que o potencial da bacia Amazônica possui o maior valor de vazão média 132.145 m³/s e maior volume de água disponível 73.748 m³/s. Por outro lado, a bacia do Atlântico Nordeste Oriental apresenta os menores valores entre todas as bacias analisadas com vazão média de 774 m³/s e maior volume de água disponível 91 m³/s.

Tabela 2: Valores de área, vazão média e disponibilidade hídrica

Bacias Hidrográficas	Área (km²)	Vazão média (m³/s)	Disponibilidade (m³/s)
Amazônica	3.869.953	132.145	73.748
Tocantins-Araguaia	921.921	13.799	5.447
Atlântico Nordeste Ocidental	274.301	2.608	320
Parnaíba	333.056	767	379
Atlântico Nordeste Oriental	286.802	774	91
São Francisco	638.576	2.846	1.886
Atlântico Leste	388.16	1.484	305
Atlântico Sudeste	214.629	3.162	1.109
Atlântico Sul	187.522	4.055	647
Paraná	174.533	11.414	5.792
Uruguai	879.873	4.103	565
Paraguai	363.446	2.359	782
Brasil	8.532.772	179.516	91.071

Fonte: ANA (2009).

5 BACIA HIDROGRÁFICA

A partir da Lei 9.433/97, definiu-se a bacia hidrográfica como a unidade territorial para a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Esta divisão teve como objetivo principal preservar as características físicas, econômicas e sociais de cada bacia hidrográfica para que possam ser utilizadas no gerenciamento dos recursos hídricos entre os órgãos federais e estaduais envolvidos.

Os estudos sobre ecossistemas representados pelas bacias hidrográficas têm sido desenvolvidos para o melhor conhecimento do ciclo hidrológico e suas transformações no ambiente terrestre, com o intuito de obter resultados que auxiliem no manejo e planejamento desses ecossistemas. Para que os estudos nas bacias hidrográficas sejam representativos, todas as variáveis envolvidas no processo do ciclo hidrológico devem ser registradas por tempo suficientemente longo, para que se possam avaliar e quantificar as inter-relações entre essas variáveis.

Assim, a bacia hidrográfica é uma área de captação natural de água, onde parte desta é perdida por evaporação e transpiração, sendo que, essa mesma área é composta de superfícies vertentes que fazem com que o restante dessa água, chamada de deflúvio (vazão), seja transportada à seção de saída da bacia.

6 BALANÇO HÍDRICO

Para a determinação da quantidade de água disponível como vazão numa determinada área de drenagem outras variáveis precisam ser analisadas.

Uma forma de determinação é a estimativa indireta envolvendo os valores dos processos de evapotranspiração real e de precipitação pluvial (chuva).

A evapotranspiração é de difícil medida ou estimativa, já que a instrumentação necessária para tal finalidade é específica e de custo elevado, podendo ser aplicado somente no âmbito da pesquisa. Ainda, temos que observar a escala temporal e espacial em que o processo ocorre. Assim, a evapotranspiração numa bacia hidrográfica é o componente do ciclo hidrológico que possui a maior incerteza. Em relação à ordem de grandeza ela é tão importante quanto à precipitação e ao deflúvio, pois em muitas regiões essa variável representa uma proporção da precipitação maior do que o deflúvio.

A evapotranspiração real (ETR) é o processo pelo qual a água é perdida para a atmosfera pela transferência da água por evaporação do solo e pela transpiração das plantas. Desta forma, alguns estudos em bacias hidrográficas tiveram que sofrer algumas simplificações nas suas metodologias para que as medidas e análises pudessem ser feitas, como é o caso do estudo do balanço hídrico de massa.

Em termos médios, o balanço hídrico de massa anual de uma bacia hidrográfica pode ser simplificado da seguinte maneira:

$$P - Q - ET \pm DS = 0 \quad (\text{Equação 1})$$

Para um ano hídrico temos a variação do armazenamento $DS \gg 0$, portanto a equação (1) fica:

$$ET = P - Q \quad (\text{Equação 2})$$

Em que:

P = precipitação média anual (mm)

Q = deflúvio médio anual (mm)

ET = evapotranspiração anual (mm)

E finalmente, o último processo a ser considerado é a análise da precipitação pluvial – chuva (mm). Existem várias formas de precipitação, entre as mais comuns temos a precipitação pluvial ou chuva, granizo, nuvens, orvalho, geada e neve.

Estudo da precipitação em uma bacia durante o ano é fator determinante para verificar a necessidade de irrigação, a capacidade de abastecimento doméstico e industrial e a capacidade de diluição/ concentração de poluentes no corpo de água. As características da chuva que interferem na formação do deflúvio são: a intensidade, duração, e frequência de ocorrência, a quantidade, a distribuição espacial e temporal e o tipo de chuva.

A precipitação apresenta duas características importantes que devem ser analisadas.

A altura pluviométrica, que é a altura de água precipitada (h, medida em mm). Trata-se, portanto, de uma medida pontual representativa da água precipitada medida no pluviômetro. Este valor medido relaciona a altura de água captada pelo pluviômetro em mm, através da razão entre o volume de água coleta em cm^3 e a área de captação em cm^2 , resultando numa altura de cm que é transformada multiplicando-se por 10 para obter milímetros de água (mm).

A outra característica é a intensidade da precipitação, que é a altura de água (h, mm) coletada na unidade de tempo.

A intensidade da chuva é medida no pluviógrafo que possui um sistema automático de armazenamento máximo de água de 10 mm, momento no qual o sistema libera essa água para o reservatório continuar a armazenar o volume de água e registrado num papel especial, o qual será lido posteriormente para determinar o valor da intensidade.

A relação entre a altura pluviométrica e a duração da precipitação, é expressa geralmente em mm/h ou mm/min.

No Brasil, a precipitação média anual é de 1.492 mm, variando de menos de 500 mm, na região semi-árida do Nordeste, a mais de 2.300 mm, na Amazônia (ANA, 2009).

A Figura 2 apresenta os valores das séries históricas de chuvas médias mensais para o período (1961-1990) para 2 municípios brasileiros (SENTELHAS et al., 1999). Inicialmente, pode-se observar a grande variabilidade espacial e temporal dos gráficos da Figura 2.

Nesta figura, a região Sudeste é representada pelo posto de Itu – SP e observa-se que o ano hídrico inicia-se em setembro e vai até agosto. Nesta bacia pode ser evidenciada a influência da Zona do Atlântico Sul (ZCAS) que traz vapor de água da região marítima do sul e se mistura com aquele produzido pela região amazônica produzindo valores elevados de chuva.

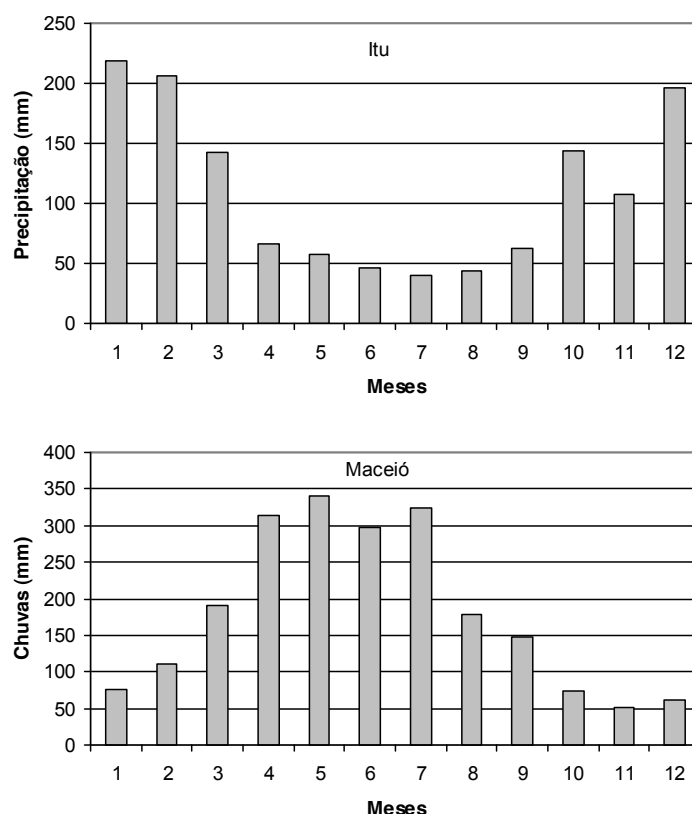


Figura 2: Série histórica de distribuição da chuva (1961-1990).

Em seguida, pode-se analisar o comportamento do posto de Maceió – AL onde os valores de chuva estabelecem o ano hídrico desde dezembro até novembro, concentrando as chuvas mais significativas nos meses do meio do ano.

Assim, a variabilidade espacial e temporal da chuva corrobora os dados da distribuição dos recursos hídricos no país, mostrando que a região Norte concentra 68,5% do total contra 3,3% que a região Nordeste (Figura 1).

A Tabela 3 e a Figura 3 apresentam as estimativas do Balanço Hídrico de Massa através da estimativa dos valores médios de chuva, evapotranspiração e deflúvio (escoamento) para todas as bacias hidrográficas brasileiras.

Analisando-se a Figura 3, verifica-se que a região Amazônica apresenta uma relação de 52% de evapotranspiração e 48% de escoamento em relação ao total de chuva. Isso significa que nesta bacia quase 52% do que choveu no período considerado foi transformado em evapotranspiração. Por outro lado na bacia do Atlântico Nordeste Oriental a precipitação foi quase na sua totalidade transformada em perdas por evapotranspiração 93% e apenas 7% em escoamento. Comparando-se os resultados anteriores, nota-se que na região Amazônica existem condições favoráveis para que ocorra uma grande disponibilidade de água, por outro lado, na bacia do Atlântico Nordeste Oriental, observa-se o contrário, razão pela qual a disponibilidade de recursos hídricos reflete a condição de escassez crônica e muitas vezes absoluta, segundo a classificação de

Beeckman (1999). Daí a importância das políticas de gerenciamento de recursos hídricos para tentar equacionar os problemas existentes e tentar resolvê-los.

Tabela 3: Balanço Hídrico de Massa

Bacias Hidrográficas	Área (km ²)	Precipitação (mm)	Deflúvio (mm)	Evapotranspiração (mm)
Amazônica	3.869.953	2.239	1076	1.163
Tocantins-Araguaia	921.921	1.837	472	1.365
Atlântico Nordeste Ocidental	274.301	1.790	308	1.482
Parnaíba	333.056	1.117	72	1.045
Atlântico Nordeste Oriental	286.802	1.218	86	1.132
São Francisco	638.576	1.037	141	896
Atlântico Leste	388.16	1.058	121	937
Atlântico Sudeste	214.629	1.349	467	882
Atlântico Sul	187.522	1.568	702	866
Paraná	174.533	1.511	410	1.101
Uruguai	879.873	1.785	745	1.040
Paraguai	363.446	1.398	205	1.193
Brasil	8.532.772	1.492	400	1.092

Fonte: Adaptado da ANA (2009).

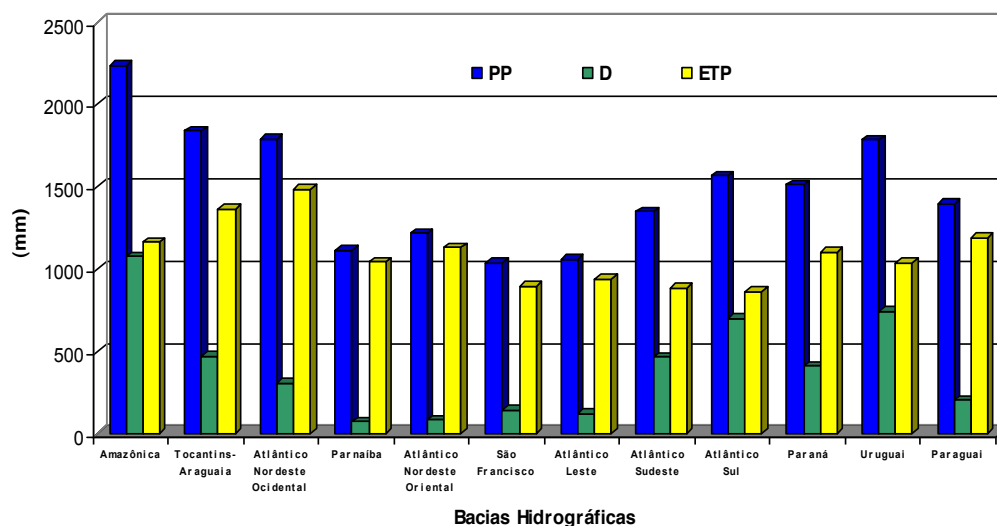


Figura 3: Balanço Hídrico de Massa para as bacias hidrográficas do Brasil. Representados pela precipitação: PP, deflúvio: D e evapotranspiração; ET.

A Tabela 4 e a Figura 4 apresentam as estimativas do Balanço Hídrico de Massa através da estimativa dos valores médios de chuva, evapotranspiração e deflúvio (escoamento) para uma microbacia hidrográfica em Cunha-SP (CICCO, 2004).

Na Tabela 4, verifica-se que os valores de evapotranspiração são inferiores 30,7% em relação aos da região Amazônica de 52% (Tabela 3). Por outro lado, nessa bacia o deflúvio é maior, da ordem de 69,3% em relação aos 48% nas mesmas condições da Amazônia. Estas diferenças evidenciam a influência dos fatores altitude e formação de chuvas orográficas na região da Serra do Mar, onde Cunha está inserida, com valores médios de chuva de 2205,5 mm, valores bem acima dos valores médios registrados no Estado de São Paulo, de 1377,0 mm (CERH, 2008).

7 VARIÁVEIS HIDROLÓGICAS

A determinação da quantidade de água numa determinada bacia hidrográfica depende inicialmente da área considerada, do clima e das condições de uso e cobertura da terra que influenciam de forma direta o comportamento sazonal dos fluxos de água dentro da área analisada.

Tabela 4: Balanço Hídrico de Massa na bacia D em Cunha-SP

Ano hídrico	Precipitação (mm)	Deflúvio (mm)	Evapotranspiração (mm)
1983	2587,7	1828,2	759,5
1984	1848,0	1346,0	502,0
1985	3040,0	2722,4	318,0
1986	2371,8	1183,0	1188,8
1987	2560,4	1961,9	598,5
1988	2124,7	1592,1	532,6
1989	2377,8	1521,6	856,2
1990	1815,4	1198,8	616,6
1991	2255,7	1798,4	457,3
1992	1825,9	1247,2	578,7
1993	2027,8	1358,1	669,7
1994	2137,2	1428,8	708,4
1995	2153,3	1565,7	587,6
1996	2382,3	1725,1	657,2
1997	1769,3	760,7	1008,6
1998	2010,1	1212,5	797,6
Média	2205,5	1528,2	677,3

Fonte: Cicco (2004).

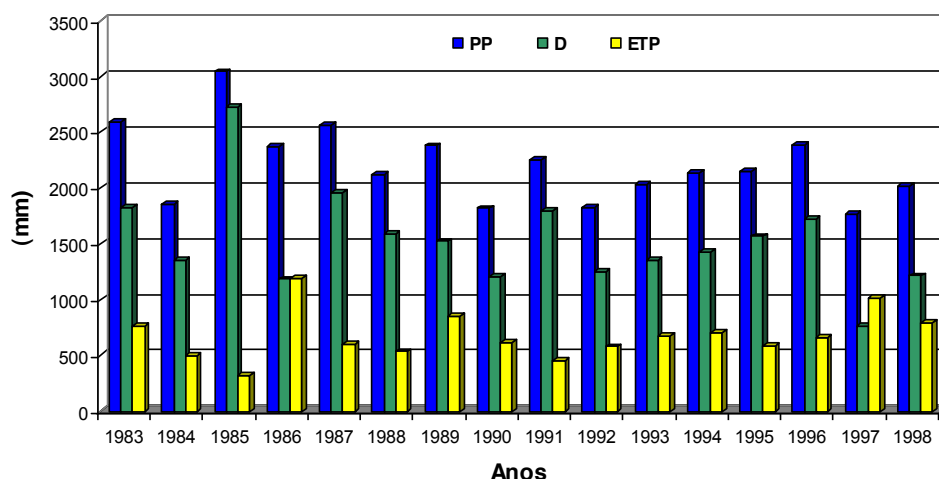


Figura 4: Balanço Hídrico de Massa na bacia D em Cunha-SP. Representados pela precipitação: PP, deflúvio: D e evapotranspiração; ETP.

Desta forma, quando analisamos a disponibilidade de recursos hídricos para uma bacia hidrográfica a estimativa de valores de referência se faz necessária.

O comportamento destes é aleatório, o que torna a sua análise mais complexa. Desta forma, o tratamento destes valores é realizado considerando-se intervalos de curto prazo e de longo prazo. Quando existem condições de medida dos valores com instrumentação em tempo real, tem-se a análise de curto prazo. Ou seja, a bacia hidrográfica possui equipamentos que permitem acompanhar os eventos como a chuva, o que permitirá utilizar um modelo de previsão na estimativa do comportamento da geração de vazão com base na chuva real.

Por outro lado, na estimativa de valores de longo prazo é necessária a utilização de valores que possuam séries históricas adequadas para determinar uma estimativa das probabilidades com que um evento pode ocorrer. Assim a determinação da capacidade de suporte hídrico e concomitantemente de condições de suporte à vida aquática, tem-se tornado prioritários nos estudos mais recentes de conservação e manutenção dos recursos hídricos.

As variáveis hidrológicas são controladas por inúmeros fatores em diferentes escalas, temporais e espaciais. Portanto, essas variáveis sofrem influências desde os tipos em escala regional como o clima e atividades antrópicas, ou em escala da bacia como o tipo de solo, uso e cobertura da terra, erosão e relevo, até os tipos em escala de microbacias onde as condições de contorno como

profundidade do canal, largura do canal, velocidade da água, variáveis de qualidade de água são mais facilmente monitoradas para a determinação dos habitats que serão mantidos nessas condições.

Variáveis hidrológicas como vazão natural, vazão média, vazão específica, vazão de permanência e vazão ecológica serão comentados a seguir.

8 VAZÃO NATURAL

Inicialmente temos que considerar que os valores de vazão gerados numa bacia hidrográfica deveriam representar condições de vazão natural, que é entendida como aquela que ocorre como resultado final da interação de todos os processos do ciclo hidrológico numa bacia hidrográfica, e que não sofreu interferência antrópica de nenhum tipo como barragens, bombeamentos, derivações, transposições de água. Todas essas interferências antrópicas influenciam em menor ou maior grau a disponibilidade dos recursos hídricos regionais ou locais de forma quantitativa e qualitativa.

9 VAZÃO MÉDIA

Um valor muito usado como referência para estimar a disponibilidade hídrica regional, a vazão média que pode ser estimada na escala diária, mensal ou anual. Pode-se considerar que a vazão média anual é obtida com base nos valores observados somente naquele período de anos estudados ou considerar a estimativa da vazão média do mês de fevereiro como aquela onde somente são considerados somente os valores dos meses de fevereiro do período escolhido.

A vazão média assume um valor importante na hora da análise final da disponibilidade hídrica numa determinada área e pode ser determinada através da equação abaixo:

$$Q_{\bar{x}} = \frac{\sum_{t=1}^n Q_t}{n} \quad (\text{Equação 3})$$

Onde: $Q_{\bar{x}}$ é a vazão média; Q_t é a vazão no intervalo t ; n é número de intervalos em t .

Desta forma, podem-se considerar várias situações, a vazão média anual de um determinado local é a média diária de todos os valores do ano. Por outro lado, a vazão média de longo período é a média dos valores das vazões médias anuais ou a média das médias. A Figura 5 apresenta os valores de vazão média para uma série histórica de 38 anos (SIGRH, 2012).

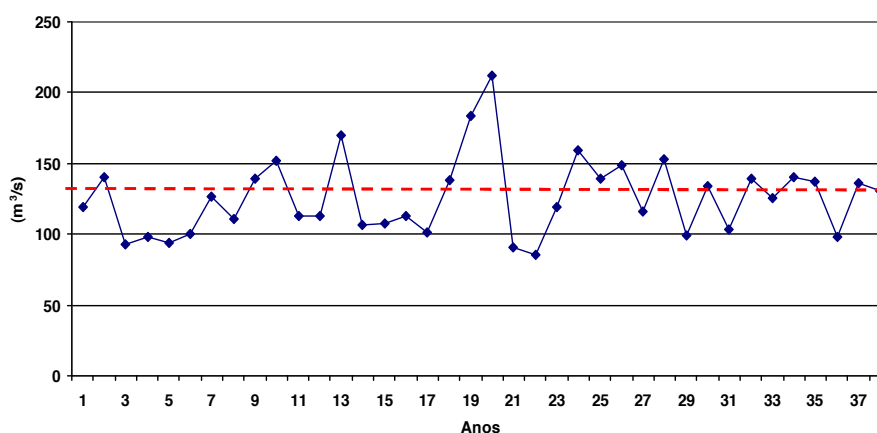


Figura 5: Vazão média anual posto 4E – 018, Sorocaba - SP (--- vazão média). Fonte: SIGRH (2012).

10 VAZÃO MÉDIA PONDERADA

Outra maneira de tentar compreender melhor o comportamento aleatório da vazão num determinado local, recorresse ao estudo da normalização da sua ocorrência, utilizando-se a

representação gráfica dos valores observados em relação à média do período, identificando-se desta forma, os desvios negativos e positivos. Observa-se que para estimar os valores da normalização, esta é realizada pelo cálculo do desvio-padrão em relação à média, padronizando os dados da vazão representados por $Z = \text{variável padrão normalizada}$ ($Z = X_i - M / S$, onde X_i = valor da vazão, M = média aritmética do período e S = desvio padrão).

A estimativa da vazão média ponderada pode ser determinada através da equação abaixo:

$$Z = \frac{X_i - M}{S} \quad (\text{Equação 4})$$

Onde: Z = variável padrão normalizada; X_i = valor da vazão; M = média aritmética do período e S = desvio padrão).

Assim, anos anômalos são aqueles que apresentam o valor de Z superiores a 1 (anomalia positiva) e valores inferiores a -1 (anomalias negativas), desta forma, quanto maior a diferença em relação ao valor zero, maior a anomalia. A Figura 6 apresenta os valores de vazão média ponderada para uma série histórica de 58 anos.

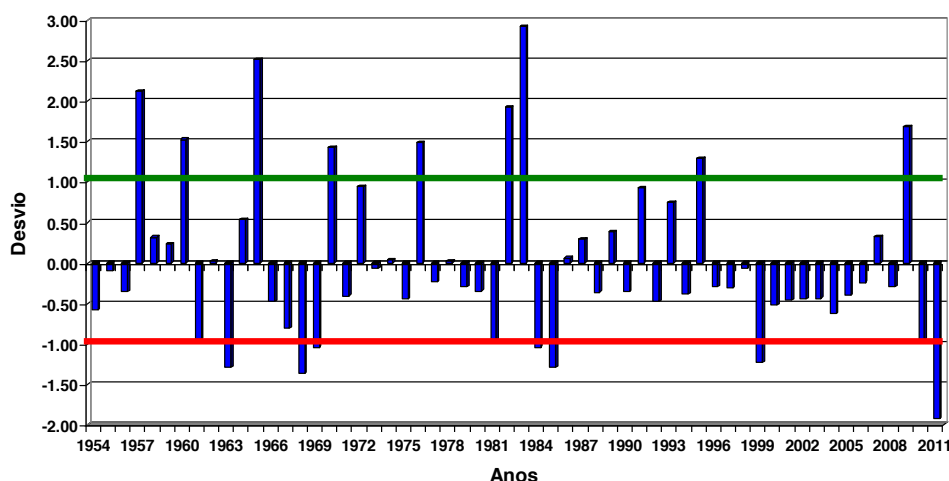


Figura 6: Vazão média ponderada (anomalia positiva – verde e anomalia negativa – vermelha), do posto 4E – 018, Sorocaba – SP. Fonte: SIGRH, 2012.

11 VAZÃO ESPECÍFICA

A vazão específica é a relação entre a vazão e a área da bacia hidrográfica. Serve como um indicador direto que permite compara o nível da produção de água entre bacias hidrográficas. A estimativa da vazão específica pode ser determinada através da equação abaixo:

$$Q_e = \frac{Q_m}{A_i} * 1000 \quad (\text{Equação 5})$$

Onde: Q_e é a vazão específica média de longa duração (l/s.km^2); Q_m é a vazão média anual (m^3/s); A_i é a área da bacia hidrográfica (km^2).

A Tabela 5 apresenta os valores da vazão média, vazão de permanência e vazão específica para as algumas bacias hidrográficas do Estado de São Paulo. Pode-se observar na Tabela 5 que a região de Bacia hidrográfica do Ribeira de Iguape apresenta o maior valor de vazão específica (30 l/s.km^2) o que a torna a região com o maior potencial de disponibilidade hídrica do Estado de São Paulo. Por outro lado, tem-se a região da bacia hidrográfica Sorocaba Médio-Tietê neste caso, como a bacia com a menor disponibilidade hídrica, com $9,0 \text{ l/s.km}^2$.

Tabela 5: Valores médios de vazão média, vazão de permanência e vazão específica

Bacias Hidrográficas	Área (km ²)	Vazão média (m ³ /s)	Vazão Q7,10 (m ³ /s)	Vazão Específica (l/s.km ²)
Mantiqueira	675	22	7	32,5
Alto Tietê	5.868	84	20	14,3
Tietê - Sorocaba	11.829	107	22	9,0
Paraíba do Sul	14.444	216	72	14,9
Piracicaba	14.167	172	43	12,4
Ribeira Iguape	17.068	526	162	30,8
Baixada Santista	2.818	155	38	55,0

Fonte: CERH (2008).

12 VAZÃO DE PERMANÊNCIA

A necessidade de gerir a disponibilidade de recursos hídricos fez com que leis fossem promulgadas para tentar resolver o problema. No Brasil existe uma legislação que determina os valores de referência da vazão de permanência, com o objetivo de gerenciar os recursos hídricos através do instrumento da Outorga de Água, a Lei 9.433/97.

As vazões de permanência (Q90%, Q95%) foram determinadas através da análise de séries históricas nas diferentes regiões escolhendo os dados de uma determinada estação fluviométrica de referência numa seção do rio da bacia hidrográfica analisada. Desta maneira, adotou-se o valor de permanência de Q95%, ou seja, a vazão média que pode ser excedida ou igualada em 95% do tempo, e portanto, que representa a disponibilidade hídrica em condições médias. Ainda, esse valor pode ser utilizado como referência em relação ao potencial de energia firme de instalações hidrelétricas quando se utiliza o valor de Q90%. No Estado de São Paulo, existe o Sistema Integrado de Recursos Hídricos – SIGRH, que permite calcular a vazão de permanência utilizando a Regionalização Hidrológica, inserindo os valores de latitude, longitude e área da bacia. A outra forma de calcular a vazão de permanência é através da análise estatística que relaciona a vazão diária preferencialmente, e a probabilidade de ocorrência, Figura 7.

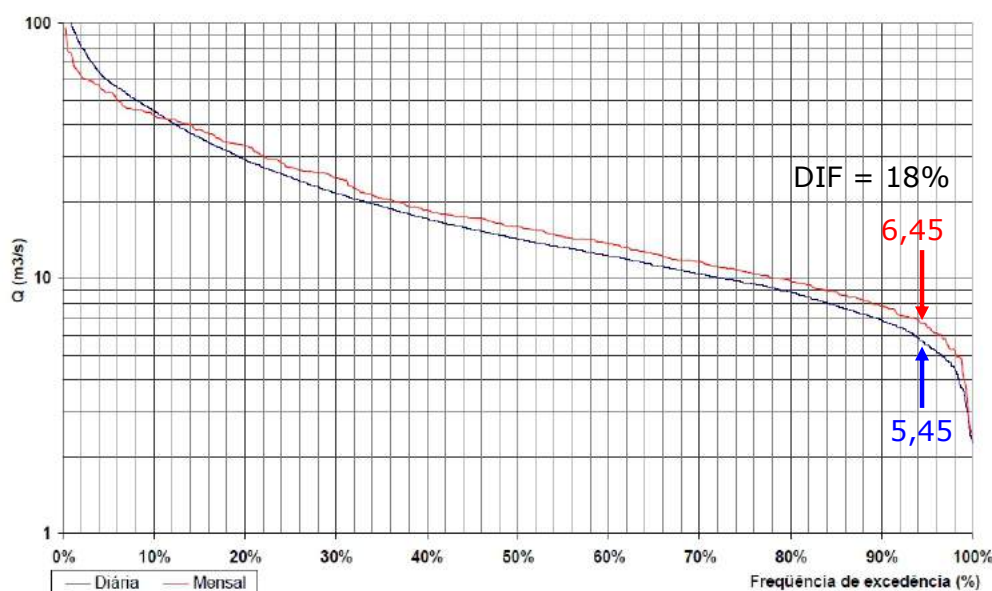


Figura 7: Curva de Permanência posto 4E – 018, Sorocaba - SP. Fonte: SIGRH, 2012.

Analisando-se a Figura 7, pode-se observar que para um tempo de Q95%, neste caso considerando-se uma escala mensal de análise a vazão Q95% é igual a 6,45 m³/s e de 5,45 m³/s para uma escala diária de medida, representando uma diferença entre as escalas de 18% maior na estimativa mensal. Portanto, nestas condições a vazão do rio na melhor hipótese de vazão atingiria 6,45 m³/s para 95% do tempo.

13 VAZÃO ECOLÓGICA

A vazão ecológica é definida como a vazão mínima necessária para manter uma quantidade de água suficiente para oferecer as condições da vida aquática num rio. Segundo o MMA/2000 estabeleceu como sendo a vazão mínima necessária para garantir a preservação do equilíbrio natural e a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos:

$$Q_e = \frac{Q_m}{A_i} * 1000 \quad (\text{Equação 6})$$

Onde: Q_e é a vazão específica média de longa duração; Q_m é a vazão média anual; A_i é a área da bacia hidrográfica.

Desta forma, neste aspecto específico a vazão ecológica, tem sido estudada sob vários tipos de metodologias. As mais utilizadas foram classificadas em: Métodos Hidrológicos, Hidráulicos, de Habitats, de Modelagem da Qualidade de Água, Regionais e Holísticos (BENETTI et al., 2003). Assim, no Brasil os métodos mais utilizados são os Métodos Hidrológicos, tendo como base o método da vazão de permanência de Q90% e Q95% (que indica a probabilidade de manutenção de valores de vazão em 90% ou 95% do tempo considerado) e especificamente, o método da vazão Q7,10 (é o valor de referência, que indica a probabilidade de ocorrência de 7 dias consecutivos da menor para um tempo de retorno de 10) vazão estabelecida pela legislação, portanto, verifica-se que esse valor adotado como referencial, não possui nenhuma base ecológica propriamente dita, e que a vazão ecológica utilizada por alguns Estados é determinada indiretamente, tendo como base critérios de Outorga de Água regionais como apresentado na Tabela 6.

Analisando-se a Tabela 6, pode-se observar que a determinação dos valores outorgáveis por Estado possui características regionais próprias que dependem da disponibilidade hídrica, e que portanto, a definição da vazão mínima necessária para manter as condições ecológicas mínimas à preservação da vida aquática dependem somente das características hidrológicas adotadas por cada um dos órgãos responsáveis pela gestão dos recursos hídricos numa determinada bacia hidrográfica.

Tabela 6: Valores referência das vazões de outorga de água superficial

Órgão Gestor	Vazão Máxima Outorgável	Legislação Vigente
DAEE (SP)	50% da Q7,10	Lei 9034/1994
IGAM (MG)	30% da Q7,10	Portaria 10/1998
SUDERHSA(PR)	50% da Q95	Decreto Estadual 4646/2001
SERLA (RJ)	50% da Q7,10	Portaria 307/2002
SEMARH (GO)	70% da Q95	Resolução 09/2004

Fonte: Adaptado da ANA (2009).

14 CONSIDERAÇÕES FINAIS: ESTUDO DE CASO

Considerando a aplicação dos conceitos relacionados às variáveis hidrológicas, neste estudo de caso os dados utilizados pertencem ao posto pluviométrico D4-007, localizado na bacia hidrográfica do rio Piracicaba, com 10.918 km² área, referentes ao período de 1944 a 2003. Estes dados fazem parte da rede de monitoramento do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) e são disponibilizados no Sistema de Informações para o Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo (SIGRH, 2012).

14.1 VAZÃO MÉDIA, MÁXIMA E MÍNIMA

Como foi definida anteriormente, a vazão média assume um valor importante na hora da análise final da disponibilidade hídrica numa determinada área, pode-se observar na Figura 8, que a vazão média ficou entorno dos 100 m³/s para o período considerado de 60 anos. A importância disso está na determinação desse valor médio, que servirá como referência principalmente para

ações de planejamento para o abastecimento público e com base nisso, considera-se também a boa disponibilidade de água para a vida aquática no referido rio. Por outro lado verifica-se que os valores de vazão mínima apresentam grandes volumes de água suficientes para sustentar as condições hídricas e biológicas adequadas para os ecossistemas aquáticos aí presentes. Finalmente, tem-se os valores de vazões máximas que mostram resultados muito elevados que geram grandes volumes de água e problemas de enchentes e erosão hídrica, devido aos altos valores apresentados decorrentes dos períodos de chuvas ocorridas principalmente nos meses de verão.

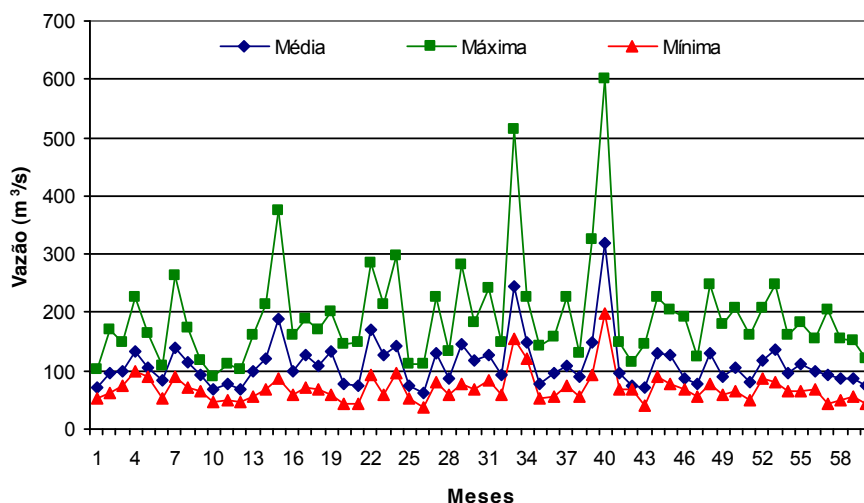


Figura 8: Vazões do posto D4 – 007, Piracicaba - SP. Fonte: SIGRH, 2012.

14.2 VAZÃO MÉDIA PONDERADA

A vazão média ponderada apresentada na Figura 9, mostra os valores anômalos de Z superiores a 1 (anomalia positiva) e valores inferiores a -1 (anomalias negativas), onde pode-se verificar que ocorreram poucos valores anômalos positivos e nenhum caso anômalo negativo. Daí a importância em determinar o desvio dos dados históricos disponíveis.

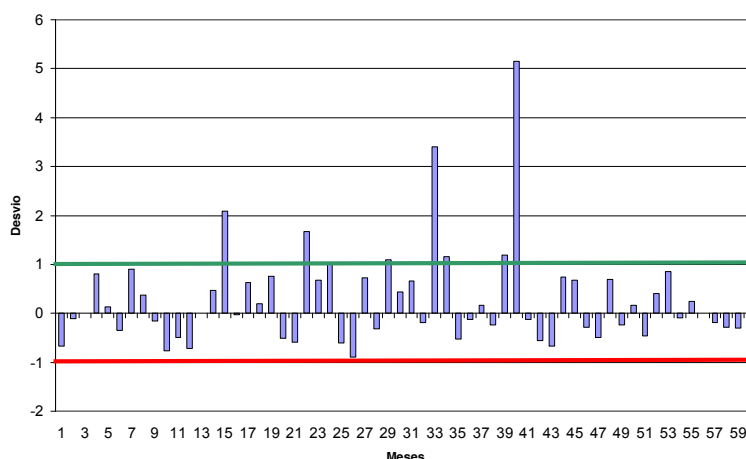


Figura 9: Vazão média ponderada (anomalia positiva – verde e anomalia negativa – vermelha), do posto D4 – 007, Piracicaba – SP. Fonte: SIGRH, 2012.

14.3 VAZÃO DE PERMANÊNCIA

A Figura 10 apresenta os valores de vazão de permanência na escala mensal utilizando dados medidos e estimados pelo sistema do SIGRH. Analisando-se a Figura 10, pode-se observar que para a vazão Q95% o valor medido é de 67,1 m³/s e o estimado de 57,6 m³/s, representando uma

diferença de 14,5%. Considerando-se a importância deste valor, é sugerido que neste tipo de estudo os interessados em uso ou planejamento de recursos hídricos, façam a verificação no campo dos valores de vazão de permanência, pois muitas vezes os valores teóricos utilizados não são reais, em razão a problemas de degradação da bacia e que provocam principalmente problemas de assoreamento, o que diminui consideravelmente o volume de água nos rios.

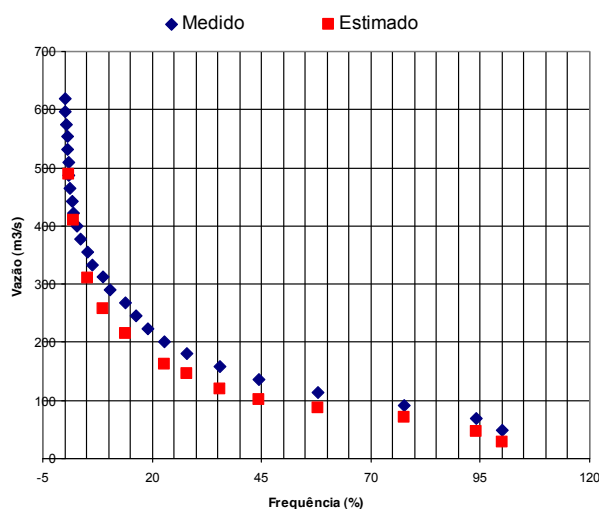


Figura 10: Curva de Permanência posto D4 – 007, Piracicaba - SP. Fonte: SIGRH, 2012.

REFERÊNCIAS

- ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**. Brasília: ANA, 2009.
- BEECKMAN, G. B. **Gerenciamento integrado dos recursos hídricos**. Brasília: IICA, 1999. 64 p.
- BENETTI, D. A.; LANNA, E.; COBALCHINI, M. S. Metodologias para determinação de vazões ecológicas em rios. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 2, p. 149-160, 2003.
- CERH. CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Plano Estadual de recursos hídricos**. São Paulo: DAEE, 2008. 92 p.
- CICCO, V. **Análise de séries temporais hidrológicas em microbacia com cobertura vegetal natural de Mata Atlântica, Cunha - SP**. 2004. 124 p. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- SENTELHAS, P. C.; PEREIRA, A. R.; MARIN, F. R.; ANGELOCCI, L. R.; ALFONSI, R. R.; CARAMORI, P. H.; SWART, S. **Balanços hídricos climatológicos do Brasil: 500 balanços hídricos de localidades brasileiras**. Piracicaba: ESALQ, 1999. 1 CD-ROM.
- SHILOMANOV, I. A.; RODDAS, J. C. **World water resources at the beginning of the twenty-first century**. Cambridge: University Press, 2003. 25 p.
- SIGRH. SISTEMA DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS. Website. São Paulo: SIGRH, 2012. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br>. Acesso em: 10 out. 2012.

CAPÍTULO 30

DO PENSAMENTO ECOSSISTÊMICO AO GERENCIAMENTO DOS RECURSOS INTEGRADOS (GRI) PARA A BACIA DO RIO ARARANGUÁ, SANTA CATARINA

Geraldo Milioli & Rosabel Bertolin

Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA), Av. Universitária, 1105 - Bairro Universitário, Caixa Postal 3167, CEP 88806-000, Criciúma, Santa Catarina.

E-mail: gmi@unesc.net

E-mail: rosabel.bertolin@ifsc.edu.br

Efetivamente, no seu fundamento, a ecologia não é somente a ciência das determinações e influências físicas provenientes do biótopo; não é somente a ciência das interações entre os diversos e inúmeros seres vivos que constituem a biocenose; é a ciência das interações combinatórias/ organizadoras entre cada um e todos os constituintes físicos e vivos dos ecossistemas.

Edgar Morin, *O método II: a vida da vida*, 1980.

RESUMO

A região sul de Santa Catarina é conhecida por suas riquezas e belezas naturais. Seus traços geográficos apresentam-se curiosos e peculiares por estar localizada entre a serra e o mar. Não obstante, o processo de desenvolvimento trouxe também problemas e um passivo de ordem socioambientais que se constituem pontos de inflexão que se traduzem também em muitas demandas de estudos e pesquisas. Nesse contexto encontra-se a Bacia do Rio Araranguá e muitas preocupações a ela inerentes. Para contribuir para o redirecionamento da realidade da Bacia, o presente manuscrito traz como meta apresentar a formação e complexidade socioambientais da Bacia do Rio Araranguá, como também apontar perspectivas para a sustentabilidade enfatizando o pensamento ecossistêmico para o Gerenciamento dos Recursos Integrados (GRI).

1 INTRODUÇÃO

A Bacia do Rio Araranguá está localizada na região sul do estado de Santa Catarina e sua área compreende um conjunto de 17 municípios catarinenses e parte de 2 municípios gaúchos, que somam uma população estimada em 600.000 habitantes. Assim, essa Bacia caracteriza-se pela sua complexidade socioambiental, bem como por sua importância econômica para região. Não obstante, historicamente esse ecossistema vem sofrendo com o crescimento e o desenvolvimento econômico. Entre os principais fatores responsáveis pela contaminação dos recursos hídricos e comprometimento ambiental de toda área correspondente à bacia hidrográfica do Rio Araranguá, estão a rizicultura e a exploração do carvão mineral. Nesse sentido, o artigo baseia-se no estudo extensivo realizado na Bacia do Rio Araranguá, baseado no Atlas Ambiental da Bacia do Rio Araranguá, que apresenta a realidade desse ecossistema que se constitui em uma bacia de grande complexidade socioambiental e que vem sofrendo intensamente os impactos decorrentes da ação antrópica, principalmente do ponto de vista da qualidade dos seus recursos hídricos. Este que figura como referência fundamental e fidedigna no item 2, norteia o estudo sobre a questão hídrica na região, conforme será exposto no corpo do trabalho. Como estratégia para refletir e apontar alternativas para a gestão e sustentabilidade da bacia hidrográfica em questão, o objetivo deste manuscrito é apontar os valores, importância, desafios e possibilidades do Pensamento Ecossistêmico e o Gerenciamento de Recursos Integrados – GRI. Segundo Grunbine (Apud Mitchell, 1997:55), define gerenciamento de ecossistemas integrados como *um conhecimento científico dos relacionamentos ecológicos dentro de uma complexidade sócio-política e a formação de valores e de metas gerais para a proteção da integridade de ecossistemas nativos por um longo período de tempo*.

2 FORMAÇÃO E COMPLEXIDADE SOCIOAMBIENTAL DA BACIA DO RIO ARARANGUÁ

A Bacia do Rio Araranguá está localizada na região sul do estado de Santa Catarina (Figura 1a), entre as latitudes 28°26' S e 29°07' S e longitudes 49°14' O e 50°01' O, onde junto com outras nove bacias forma o sistema de drenagem Vertente do Atlântico em Santa Catarina. Tem seus limites definidos pelos divisores de água com as bacias dos rios Mampituba (SC), das Antas (RS), Pelotas (RS/SC), Tubarão e Urussanga (SC), e a leste pelo Oceano Atlântico (Figura 1B). Sua área atinge uma superfície de 3025 km² e compreende os municípios de Araranguá, Ermo, Forquilha, Maracajá, Meleiro, Morro Grande, Nova Veneza, Siderópolis, Timbé do Sul, Treviso, Turvo e parte dos municípios de Balneário Arroio do Silva, Criciúma, Içara, Jacinto Machado, Sombrio e Urussanga, todos em Santa Catarina, além de partes dos municípios de Cambará do Sul e São José dos Ausentes, no Rio Grande do Sul.

Dos processos geológicos de formação da bacia resultaram três grandes unidades de paisagem que são consideradas também como três subsistemas distintos: Sub-sistema das Encostas da Serra Geral, Sub-sistema da Bacia Carbonífera de Santa Catarina e Sub-sistema da Planície Aluvial. As Encostas da Serra Geral, com vegetação original em grande parte preservada, são essenciais para a regulação da disponibilidade hídrica da bacia. A Bacia Carbonífera de SC apresenta os seus principais traços de paisagem relacionados com a ação do homem, e a mineração de carvão se destaca como responsável por grandes problemas ambientais, sendo considerada como uma área crítica em relação à poluição desde 1980. A Planície Aluvial é caracterizada como uma grande planície sedimentar formada pelos leques aluviais provenientes da erosão das escarpas do planalto (SCHEIBE et al, 2010).

2.1 ASPECTOS NA RELAÇÃO HOMEM/NATUREZA

Poucos vestígios foram deixados pelos primeiros ocupantes da área da bacia, sendo que os registros são mais frequentes na zona costeira – Sambaqui da Curva em Araranguá. A região foi

passagem de bandeirantes em busca de bens minerais e principalmente de índios, que eram capturados e embarcados em Laguna. Após o extermínio da população Carijó ocorreu a entrada dos escravos vindos da África, bem como os novos interesses econômicos: exploração do gado e a mineração do ouro. O transporte de gado desde a região de Entre-rios até Sorocaba configurou os caminhos das tropas. Em 1728, Souza Faria abriu uma rota com o objetivo de ligar Conventos à Curitiba. Seguindo o rio Araranguá, passando por áreas alagadiças, mato fechado, córregos e rios subiu a escarpa da Serra Geral. Essa rota foi a única utilizada por muito tempo, dinamizando a região de Araranguá com a instalação de fazendas de criação de gado. Ainda nos séculos XVIII e XIX foram abertos novos caminhos de tropas cortando as escarpas: na Serra do Pinheirinho, e na da Pedra, em Jacinto Machado; da Rocinha, do Pilão, da Velha, da Figueira, em Timbé do Sul; além de outras. (SCHEIBE et al, 2010).

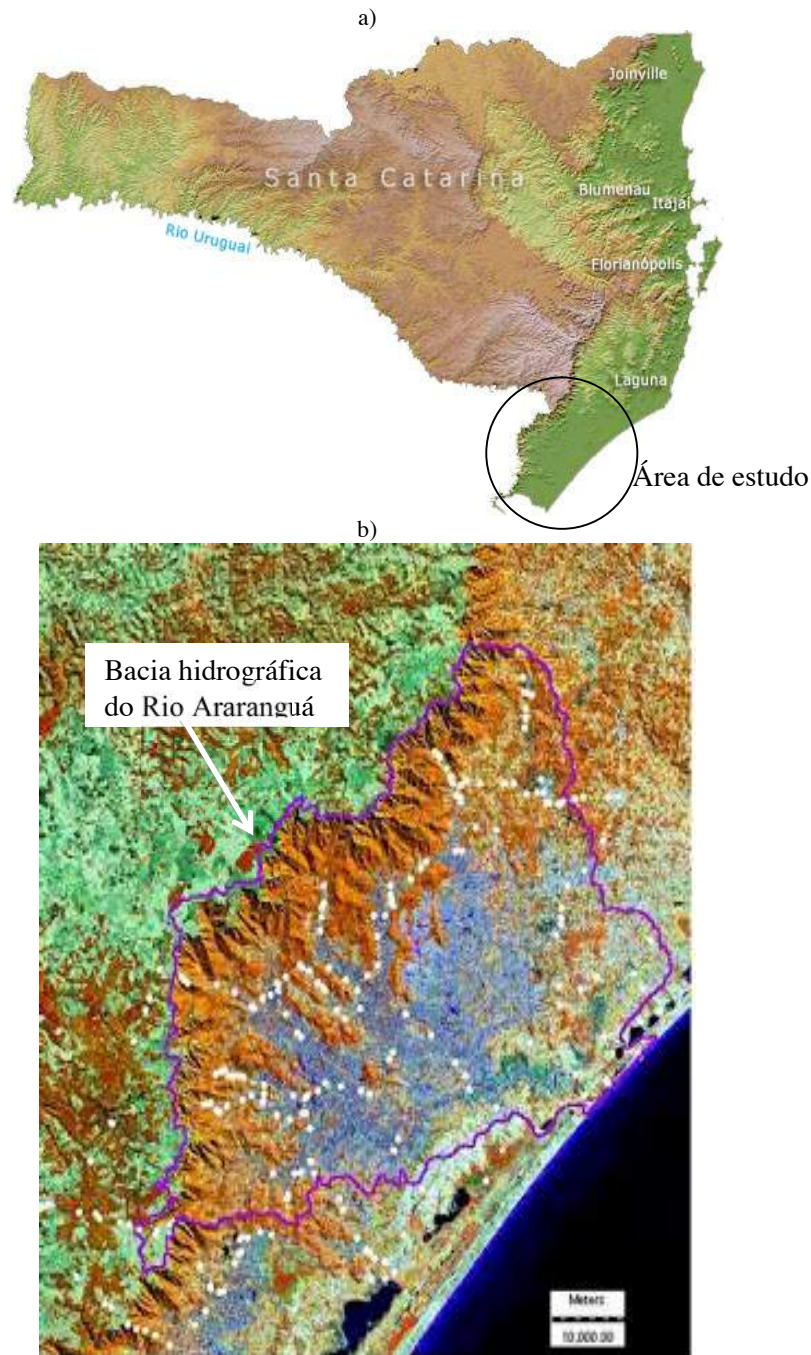


Figura 1: Mapa de Santa Catarina (a), em detalhe a região Sul do estado e a bacia do Rio Araranguá (b) Fonte: voyagesphotosmanu.com.

O cultivo da cana-de-açúcar foi muito expressivo em torno de 1830 nas proximidades do povoado de Campinas, como era conhecida Araranguá. No final do século XIX, ocorreu a criação do município de Araranguá. Seguindo as trilhas abertas pelos tropeiros chegaram os colonos italianos e se instalaram primeiramente em Criciúma e em seguida nos arredores. Esses colonos encontraram uma paisagem com fauna e flora riquíssimas.

De acordo com Scheibe et al (2010), a paisagem começou a ser modificada devido à exploração da mata e pelo cultivo de subsistência. No início do século XX, começou o cultivo de mandioca para exportação. Mas foi, definitivamente, a atividade carbonífera o grande agente modificador da paisagem da região. Ao mesmo tempo em que a exploração se intensificou, aumentaram os problemas ambientais relacionados com a saúde dos trabalhadores, à qualidade da água, do solo, do ar, e destruição da paisagem. Já a partir da década de 1970, intensifica-se a atividade do cultivo de arroz irrigado, modificando ainda mais a paisagem da área e aumentando significativamente nas últimas décadas o passivo ambiental da região.

2.2 CARACTERÍSTICAS DO CLIMA NA BACIA

O clima é formado pela dinâmica dos sistemas atmosféricos com seus respectivos tipos de tempo e influenciado por fatores como latitude, altitude, relevo, solo, cobertura vegetal, continentalidade e maritimidade. A análise da precipitação na Bacia revela que o verão é o período mais chuvoso e que a precipitação é mais forte próxima às escarpas devido ao efeito orográfico com formação de nuvens cumuliformes responsáveis por pancadas de chuvas (SCHEIBE et al, 2010).

Modificações na circulação atmosférica global como El Niño e La Niña podem provocar alterações climáticas na região. Em anos com ocorrência de La Niña, chove abaixo da média, enquanto em anos com El Niño aumentam as probabilidades de chuvas fortes (SCHEIBE et al, 2010). Como as escarpas da Serra Geral auxiliam na intensificação da chuva, os riscos de temporais são elevados, principalmente quando sistemas de tempo instável como frentes frias associadas a vórtices ciclônicos estão atuando.

No dia 23 de dezembro de 1995 ocorreu um forte temporal e choveu intensamente da Grande Florianópolis ao sul catarinense. Na Bacia do Rio Araranguá choveu muito forte na região das escarpas atingindo os vales dos inheirinho e Figueira, nos municípios de Jacinto Machado e Timbé do Sul, e também no rio São Bento em Siderópolis. Parte da vegetação foi destruída e removida, deixando o solo sem cobertura, numa ordem de 3.600 ha, ocasionando avalanches de blocos e deslizamentos desde o topo do planalto. Plantações de bananeiras foram destruídas e todo o material formado por blocos, seixos e árvores, aterraram o fundo dos vales, deixaram marcas de mais 30 km das nascentes dos rios.

Em março de 2004, as águas mais quentes que o normal no Atlântico Sul reforçaram a instabilidade existente e uma baixa pressão originou o Furacão Catarina. O fenômeno atingiu o sul catarinense, especialmente entre Araranguá e Passo de Torres.

2.3 CARACTERÍSTICAS DA VEGETAÇÃO NA BACIA

A vegetação atual está muito modificada em relação a original, com um maior desmatamento nas planícies e encostas baixas ou suaves. Segundo Klein (1978), existem de 4 a 5 formações vegetacionais do oceano até o planalto: restinga, mata pluvial atlântica, vegetação rupícola, matinha nebulosa e campo planaltino.

A **restinga** é formada por diferentes comunidades, instaladas em terrenos arenosos quaternários, de origem marinha, eólica, fluvial, lagunar ou combinações destas, com solos pouco desenvolvidos. Essas comunidades estão presentes em praias, cordões arenosos, dunas e depressões associadas, planícies e terraços, constituindo a formação mais diversificada fisionomicamente na bacia.

A **mata pluvial** é o tipo de vegetação mais rico em espécies e de mais ampla distribuição original na bacia, mas sua variação fisionômica não é tão grande, devido ao constante domínio das árvores. Essa vegetação está presente nas áreas de planície configurando a mata pluvial atlântica de planície e nas áreas de encostas, configurando a mata atlântica de encosta.

A **vegetação rupícola**, principalmente herbácea ou subarborescente, cresce sobre rochas em paredões quase verticais ou encostas íngremes da Serra Geral. No Morro dos Conventos há uma pequena porção dessa vegetação.

A **matinha nebulosa** ocupa habitats inóspitos e íngremes no alto das encostas e escarpas dos Aparados, bem como na margem do topo do planalto. Essa vegetação é formada por árvores baixas com folhas pequenas, tendo ramos e troncos cobertos por epífitas.

O **campo planaltino** ocorre entre 1000 e 1450 m de altitude, na borda oriental do topo do planalto. A vegetação campestre nativa é dominada por gramíneas.

2.4 CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS DA BACIA DO RIO ARARANGUÁ

A Bacia do Rio Araranguá é considerada como uma área crítica quanto à disponibilidade hídrica e à qualidade de suas águas. Os cursos d'água mais importantes da bacia são: o canal principal com três rios - da Pedra, Itoupava e Araranguá, com uma série de afluentes da margem esquerda, como os rios Amola Faca, Turvo, Mãe Luzia e Rio dos Porcos.

Com relação aos impactos provocados na bacia ao longo do tempo, o maior prejuízo é decorrente da mineração do carvão, que compromete diretamente a qualidade das águas das sub-bacias dos rios Mãe Luzia e dos Porcos, tornando-as impróprias para os diversos usos (SCHEIBE et al, 2010). Como consequência, as águas do Rio Araranguá que as recebe, são também prejudicadas. Agrava ainda mais essa realidade a atividade agrícola que cobre áreas extensas, onde a vegetação natural é substituída por cultivos de arroz e fumo, modificando a qualidade das águas e a paisagem, e consequentemente, a condição ambiental da bacia, favorecendo a erosão e as inundações.

Estudos e programas de monitoramento da qualidade das águas da bacia, feitos desde 1974, evidenciam que desde aquela época, estas já apresentavam baixos valores de pH e elevadas concentrações de sulfatos, ferro, manganês e alumínio, demonstrando a influência das atividades ligadas à exploração de carvão e tornando-as imprópria para o uso (ALEXANDRE, 2000, apud SCHEIBE et al p.37)

2.5 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA BACIA DO RIO ARARANGUÁ

Grande parte da Bacia do Rio Araranguá é constituída por Áreas de Preservação Permanente, muitas delas já degradadas, como áreas de declividade acentuada nas encostas da Serra Geral, os topos de morros, as nascentes e faixas adjacentes de rios e lagoas, além de reduzidas áreas de restingas e dunas. Pequenas porções da bacia são protegidas por Unidades de Conservação, destacando-se uma federal, uma estadual e cinco municipais, distribuídas conforme mapa em Anexo.

O **Parque Nacional da Serra Geral** é uma unidade de conservação (UC) de proteção integral de nível federal, criada em 1992. O Parque tem 17.300 ha, distribuídos em dois setores, um ao norte e outro ao sul do Parque Nacional Aparados da Serra. O setor norte do parque abrange parte da BRA, no seu extremo sudoeste, que corresponde às nascentes e às áreas drenadas pelo alto curso do Rio da Pedra, perfazendo 4.538 ha.

A **Reserva Biológica do Aguai** é uma UC de proteção integral, de nível estadual. É uma área importante da Mata Atlântica remanescente, de topografia acidentada onde se situam as nascentes dos principais cursos d'água do setor norte da Bacia Hidrográfica do Araranguá, como os rios São

Bento, da Serra, da Mina, Mãe Luzia e Serrinha. Abrange partes dos municípios de Siderópolis, Nova Veneza, Meleiro, Treviso e Morro Grande, perfazendo 7.872 ha.

O **Parque Ecológico do Maracajá** situado às margens da BR- 101 possui uma área de 104,70 ha corresponde à Mata Atlântica típica de áreas alagáveis. O parque apresenta uma boa infraestrutura, com pórtico, sede, trilhas suspensas e horto florestal.

O **Parque Ecológico José Milanese**, de Criciúma, está situado no bairro Mina União. Possui uma área de 6,70ha com vegetação de Mata Atlântica perfazendo 4,0 ha onde estão localizadas trilhas ecológicas. O parque possui sede e horto florestal.

O **Parque Ecológico São Francisco de Assis** possui 7,97 ha com 60% da área recobertos por Mata Atlântica; possui sede, área de lazer, escolinha de arte e horto florestal e se situa em área residencial na cidade de Forquilha. O horto florestal produz mais de 100 mil mudas por ano, de espécies nativas e exóticas.

A **Área de Proteção Ambiental do Morro Albino e Esteves** tem 3.600,78 ha; está situada às margens da BR-101 entre as rodovias Jorge Lacerda e Luiz Rosso. A criação dessa APA teve como objetivo conter a mineração de carvão de subsolo e garantir o modo de vida de 300 famílias moradoras da área que desempenham agricultura familiar.

A **Área de Proteção Ambiental Lagoa do Verdinho** está situada no bairro Verdinho nas margens da rodovia Jorge Lacerda. A APA é constituída de uma lagoa, com espelho d'água de 4 ha que pertencia à Carbonífera Próspera.

2.6 ORGANIZAÇÃO SÓCIO-ESPACIAL DA BACIA DO RIO ARARANGUÁ: A ACUMULAÇÃO DOS CICLOS PRODUTIVOS E A DISTRIBUIÇÃO POPULACIONAL NO ESPAÇO REGIONAL

Após a década de 1950, ocorreu um movimento de emigração de moradores do espaço rural em todos os municípios da Bacia do Rio Araranguá em razão, principalmente, da concentração em monocultura rizícola, bem como do incremento da indústria do carvão. Como referência desse fato, cabe destacar o município de Turvo. Este apresentou um crescimento populacional insignificante, incapaz de compensar a perda no campo. Não obstante, Araranguá e Maracajá tiveram crescimento positivo, descontados as perdas rurais próprias, no sul da Bacia. (SCHEIBE et al, 2010).

O norte carbonífero também não permitiu a fixação de sua população rural, com exceção de Criciúma, que possui uma população rural inexpressiva, todos os municípios mostraram uma queda contínua no povoamento de seu espaço rural. As novas reorganizações produtivas se fizeram em prol da desarticulação das comunidades rurais.

Uma nova reorganização espacial estimulou atração populacional para Criciúma e Içara, que passaram a deter em 2000, 46,88% e 13,37% respectivamente do total populacional regional. Tal configuração populacional, formada a partir da década de 1960, definiu os municípios de Criciúma, Araranguá e Içara como concentradores populacionais da Bacia. O município de Criciúma contabiliza quase metade da soma populacional de todos os demais municípios que integram a Bacia. Em menor proporção, o município de Araranguá é o segundo em população. Com algo em torno de 14%, Içara é o terceiro município mais populoso. Em seu conjunto, os três municípios mais populosos da Bacia abrigam cerca de 75% da sua população. Os demais municípios respondem por aproximadamente 24% do total populacional respectivo à Bacia do Rio Araranguá.

De um outro ponto de vista, enquanto os municípios de Criciúma, Içara Forquilha, Nova Veneza, Siderópolis e Treviso detêm aproximadamente 73% da população total da Bacia do Araranguá, os municípios sulistas de Araranguá, Maracajá, Meleiro, Morro Grande, Turvo, Ermo, Timbé do Sul e Jacinto Machado respondem por cerca de 27% do total populacional.

A atividade carbonífera desenvolvida por um longo tempo, além de promover o crescimento populacional, aliada ao processo de diversificação econômica constituiu em toda a porção norte da Bacia do Rio Araranguá um padrão populacional eminentemente urbano, voltado aos setores econômicos secundário e terciário. A porção sul da Bacia do Rio Araranguá, apresenta, com exceção do município de Araranguá, uma lógica inversa: os municípios de Meleiro, Morro Grande, Turvo, Ermo, Timbé do Sul e Jacinto Machado não conseguiram criar impulsos de desenvolvimento estimulando o surgimento de atividades mais complexas com um consequente movimento de distribuição populacional.

3 IMPORTÂNCIA DO PENSAMENTO ECOSSISTÊMICO PARA O GERENCIAMENTO DOS RECURSOS INTEGRADOS (GRI)

O conceito de ecossistema há muito tempo vem sendo elaborado. Desde seu surgimento com Arthur Tansley em 1935, muitos cientistas se debruçaram na sua análise ecológica e no seu aperfeiçoamento.

Evaristo E. De Miranda (1995, p. 32) apresenta o ecossistema como:

Um sistema aberto composto por organismos vivos e o meio com o qual e no qual interage, trocando material e energia. Um ecossistema contém componentes bióticos, como plantas, animais, micro-organismos, e componentes físicos ou abióticos, como água, solo e outros. Esses componentes interagem para formar uma estrutura com várias funções vinculadas aos vários processos físicos e bióticos (transpiração, produção, acidificação). Assim os ecossistemas estão sempre estruturados no tempo e no espaço. Para a ecologia, os ecossistemas sempre envolvem vários níveis hierárquicos. Num primeiro nível, estão os componentes abióticos e bióticos de um ecossistema. Os componentes bióticos são frequentemente chamados de comunidades. Essas comunidades resultam de um conjunto de povoamentos que interagem entre si e formam uma unidade muito similar a uma comunidade humana, com a diferença de que nos ecossistemas, as comunidades incluem populações de diferentes espécies, tanto de plantas como de animais. Num nível hierárquico ainda inferior, cada população de uma espécie é composta por um número determinado de indivíduos.

Alguns ecologistas, por volta de 1960, interpretaram a natureza como um grande ecossistema, a biosfera, onde energia e nutrientes são trocados, consumidos e transformados, assegurando o equilíbrio do sistema.

Para Stephen Bocking (1994, p. 15), a noção de equilíbrio fez com que muitos cientistas passassem a ver a natureza como uma máquina. Nos anos 30, o movimento tecnocrático ofereceu uma visão de sociedade futura ideal gerenciada pelos tecnocratas, os quais estavam livres para realizar alterações de acordo com os interesses econômicos e políticos. Depois da Primeira Guerra Mundial, ficou evidente uma instabilidade social e assim foi rompido o otimismo tecnocrático.

Mais recentemente, observam-se outras propostas para o conceito de ecossistema. Na década de 70 (Allen et al., 1997, p. 1), o conceito de ecossistema integrado confere à ciência ecológica um papel fundamental. A sociedade humana passa a ter um relacionamento de responsabilidade em relação ao ecossistema.

Perspectivas teóricas para a noção de ecossistema integrado apontam para um sistema complexo com capacidade homeostática e auto-organização limitados.

Sistemas ecológicos, tentativas e construções de modelos de conotação holísticos, estão, a nosso ver diretamente associados ao desenvolvimento da teoria geral dos sistemas (BERTALANFFY, 1976; BUCKLEY, 1962). De maneira geral, a abordagem de sistemas, segundo Larry Harris et al. (apud MORAN, 1994, p. 31) visa: 1) definir metas e objetivos; 2) estabelecer limites conceituais para distinguir o sistema e o ambiente; 3) definir os componentes e processos a serem considerados e 4) levar a uma consideração formal de como cada componente está relacionado a todos os demais.

Entretanto, segundo Moran (1994, p. 32) tanto ecologistas como sociólogos, têm salientado que os modelos de equilíbrio formulados no passado, não são tão confiáveis. Nesse sentido:

Seria mais realista conceitualizar as sociedades humanas como sistemas adaptativos complexos. Os sistemas fechados caracterizam-se por elos muito pequenos com o resto do mundo e por uma capacidade interna mínima para mudanças. Os sistemas abertos, por outro lado, enfatizam que os fluxos internos são capazes de alterar significativamente os componentes internos do sistema. Os fluxos de informação acerca do estado do mundo externo acarretam processos de retroalimentação, os quais, ao contrário de restabelecerem o equilíbrio ao sistema, o conduzem por novos caminhos que aumentam a sua capacidade de ajuste e condições de mudança. Um dos desafios na elaboração de modelos é lidar com a forma como as mudanças ocorrem, em vez de procurar obter modelos que não representem as demandas de sobrevivência enfrentadas pelos organismos vivos.

Por meio dessa nova percepção da realidade, onde se trabalha com a interdependência dos fenômenos físicos, biológicos, psicológicos, culturais, econômicos e político-institucionais, o mundo é visto pela concepção sistêmica em termos de relações e interações. Para Fritjof Capra (1982, p. 260):

Os sistemas são totalidades integradas, cujas propriedades não podem ser reduzidas às de unidades menores. Os exemplos de sistemas são abundantes na natureza. Todo e qualquer organismo – desde a menor bactéria até seres humanos – é uma totalidade integrada e, portanto, um sistema vivo. Mas os sistemas não estão limitados aos organismos individuais e suas partes. Os mesmos aspectos de totalidade são exibidos por sistemas sociais.

Capra (1982; 1997; 2002) salienta que os sistemas conferem uma natureza intrinsecamente dinâmica, de estruturas flexíveis e estáveis.

Porém, uma das lições proporcionada pela teoria é a necessidade de mostrar especificidades do sistema explicitamente, com hierarquias, limites, entre outros, dentro de um conceito de tempo e espaço. Para James J. Kay (1993, p: 201-212), a ideia de integridade ecológica é possível quando, unida aos assuntos biológicos e físicos, somam-se especificidades dos sistemas socioeconômicos e políticos. Esta visão é importante porque demonstra a necessidade de se incluir questões e assuntos da sociedade e de valores em toda avaliação de integridade.

Dessa forma, o desenvolvimento teórico na perspectiva de aplicabilidade do ecossistema integrado tem salientado algumas dimensões: a) o ecossistema como casa; b) tudo está conectado; c) sustentabilidade; d) entendimento dos ambientes; e) a integração de processos. Essas dimensões, que estão na base de entidades de pesquisa e de grupos de corte ecológico, como Royal Commission the Future of Toronto Waterfront (BOCKING, 1994, p. 17; DEARDEN; MITCHELL

1998, p. 183-187), ampliam as bases normativas e empíricas para a atividade humana e seu comportamento, sua perspectiva e lugar, bem como sua contribuição e participação em processos de soluções governamentais para as questões ambientais.

Essas considerações remetem, novamente, para a importância do conceito de ecossistema e seus desdobramentos que apontam para uma perspectiva holística.

Incorporadas aos recentes debates científicos, as crises econômicas e ecológicas atuais vêm sendo relacionadas ao viés unidimensional da tradição neoclássica que, ao priorizar o econômico, provocou marcas nos ecossistemas afetando a biodiversidade e a qualidade de vida das populações humanas.

Esta ênfase está relacionada à percepção e à maneira como os cientistas e a Ciência estão olhando o mundo nos últimos tempos. De acordo, com James J. Kay e Eric Scheneider (1994, p. 3-4), a revolução que aconteceu na Ciência, nas últimas duas décadas é tão profunda quanto a que aconteceu entre 1890 e 1910, com os trabalhos de Ludwig Boltzmann, Albert Einstein, entre outros. As mudanças atuais da Ciência da Natureza exploram uma perspectiva teórica a partir da dinâmica, da incerteza, da diversidade e da complexidade. Essa nova maneira de pensar e estudar a Ciência, está na base do que Ilya Prigogine e Isabelle Stengers (1997, p.5) chamam de “metamorfose da ciência”. De conformidade com os autores:

A ciência de hoje não é mais a ciência clássica. Os conceitos básicos que fundamentavam a “concepção clássica do mundo” encontraram hoje seus limites num progresso teórico que não hesitamos em chamar de metamorfose.

A ideia e o conceito de natureza, nessa mudança, incorporam os seres humanos, seus valores e culturas; e influenciam o desenvolvimento das ciências.

Moran (1994p. 97-100; 249-254) chama a atenção para a dimensão complexa dos ecossistemas desenvolvendo um novo pensamento ecossistêmico. Na sua ótica, é extremamente importante considerar o homem enquanto um sistema e como este pode ser considerado dentro de um pensamento ecossistêmico. A ideia de ecossistema de Morin avança ao que considera de ecossistema social ou ecossistema sócio-urbano que, no seu entender, contempla um sentido mais rico. E por mais que a sociedade moderna ignore o ecossistema natural, é exatamente neste contexto que o ecossistema sócio-urbano se instala. Dessa forma, o ecossistema sócio-urbano e sua visão de totalidade são realizados por outros tecidos, que conferem complementaridades que permitem sua organização e ao mesmo tempo conferem caráter vital ao desenvolvimento.

O ecossistema sócio-urbano é constituído, então, não somente pelo conjunto dos fenômenos de características urbanas, mas também pelo conjunto de fenômenos de corte sociais e pelo conjunto de fenômenos naturais e localizados no seu interior.

Os autores reconhecem que os ecossistemas são dinâmicos, que se auto-organizam e conferem um grau de imprevisibilidade declarado em fases de rápidas mudanças. Assim, para Kay e Schneider (1994, p. 37):

Ecossistemas não são coisas estáticas, eles são entidades dinâmicas compostas de processos de auto-organização. Nós temos que reconhecer que os ecossistemas representam um equilíbrio, um ponto ótimo de operação, e este balanceamento está mudando constantemente para vestir um ambiente variável. E, nós temos que ter em mente que todo sistema vivo enfrenta morte e regeneração. Para nós, a noção de integridade ecológica significa aceitar tudo isso. Se as atividades humanas mantêm a integridade de auto-organização das entidades que nós chamamos vida, nós estaremos certos. Caso contrário, nós

seremos selecionados fora dos sistemas. Nós temos uma escolha simples, ser os mordomos da integridade ou desfazedores da integridade. Não há solo mediano.

Com o objetivo de mostrar a integridade de um ecossistema, Kay e Scheneider (1994, p. 37) sinalizam três facetas organizacionais:

- a) saúde do ecossistema em condições ambientais normais;
- b) convivência com mudanças ambientais e
- c) processo de auto-organização contínua.

Várias abordagens ecossistêmicas têm sido aplicadas, em muitos países com diferentes resultados. No Canadá, Dearden e Mitchell (1998, p.183), ao se referirem à Royal Comissão on the Future of the Toronto Waterfront apontam, didaticamente, as principais características de uma abordagem ecossistêmica:

- a) inclui todo o sistema, não somente suas partes;
- b) enfoca o inter-relacionamento entre os elementos;
- c) reconhece a natureza dinâmica os ecossistemas;
- d) incorpora os conceitos de condução de capacidades, poder de recuperação e sustentabilidade, sugerindo que existem limites para as atividades humanas;
- e) usa uma larga definição de ambiente: natural, físico, econômico, social e cultural;
- f) engloba atividades rurais e urbanas;
- g) está baseada nas unidades geográficas naturais, antes do que em limites políticos;
- h) abraça todos os níveis de atividade: local, regional, nacional e internacional;
- i) entende que os seres humanos são partes da natureza, não separados dela;
- j) enfatiza a importância das outras espécies além da humana, e as futuras gerações além das atuais;
- k) está baseada na ética, sendo que o progresso é mensurado pela qualidade, integridade e dignidade nos acordos entre os sistemas natural, social e econômico.

Enquanto tais aspectos encontram desafios políticos, jurisdicionais, entre outros, o importante é que estas ideias são agora aplicadas na prática. Em vários países, como Canadá, estados Unidos e Austrália, as políticas governamentais estão atentas para aplicar a abordagem ecossistêmica nas pesquisas de gerenciamento.

Entretanto, G. A. Norton e B. H. Walker remetem à necessidade de observações aos obstáculos e princípios relacionados à abordagem ecossistêmica.

Os obstáculos podem ser classificados a partir de três características:

- a) muitos dos princípios são mais normativos do que positivos.
- b) princípios normativos ou científicos acontecem em dois extremos: i) produzem declarações gerais ou informativas, ii) desenvolvem princípios gerais relacionados à capacidade de análise de situações específicas.
- c) leis aplicáveis em todas as condições não existem em Ecologia.

Baseado nesses princípios, Mitchel (1997), p. 53-55, citando R.E.Grunbine (1994, p. 29-30), classifica os dez temas e desafios para uma abordagem ecossistêmica:

- 1) Contexto hierárquico: deve-se prestar atenção à conexão entre todos os níveis.
- 2) Limites ecológicos: atenção especial para sistemas biofísico ou ecológico.
- 3) Integridade ecológica: atenção a viável conservação de populações e espécies nativas.
- 4) Coleção de dados: gerenciar ecossistemas requer uma coleção de dados a serem pesquisados, principalmente relativos ao aspecto funcional.
- 5) Monitoramento: registro dos resultados de decisões e ações.

6) Gerenciamento adaptativo: ênfases são colocadas no tratamento de gerenciamento como um aprendizado e como experimentos de como novos conhecimentos podem a uma continuidade de ajustes e modificações.

7) Cooperação interagências: se os limites biofísicos ou políticos são usados, deve ser observada a cooperação entre as esferas municipal, estadual, nacional e agências internacionais, assim como pelos setores privados e não governamentais.

8) Mudança organizacional: muitas alterações acontecem nas estruturas e nos processos usados pelas agências de gerenciamento ambiental e de recursos.

9) Seres humanos embutidos na natureza: as pessoas são consideradas parte do sistema natural.

10) Valores: uma abordagem ecossistêmica reconhece os conhecimentos científicos e tradicionais, sendo que os valores humanos são envolvidos.

Considerando esse conjunto de variáveis, Grunbine (apud Mitchel, 1997, p.55), define gerenciamento de ecossistemas integrados como um conhecimento científico dos relacionamentos ecológicos dentro de uma complexidade sociopolítica e a formação de valores e de metas gerais para proteção de ecossistemas nativos.

Com o objetivo de aproximar-se de uma abordagem perfeita, vários aspectos podem ser levantados. Uma das questões mais relevantes é como pensar uma abordagem ecossistêmica que considere aspectos teóricos e práticos e como trabalhá-los.

4 DIFERENÇAS DAS ABORDAGENS COMPREENSIVA E INTEGRADA E AS CONTRIBUIÇÕES À APLICABILIDADE DO GERENCIAMENTO DOS RECURSOS INTEGRADOS (GRI) PARA A BACIA DO RIO ARARANGUÁ

A visão holística é fundamental para a abordagem ecossistêmica. Portanto, para fins de operacionalização, as duas abordagens devem ser consideradas: a de característica compreensiva e a de característica integrada (MITCHELL, 1987, p. 3-6; 1997, p. 56-57; DEARDEN; MITCHELL, 1998, P. 195-198).

Uma interpretação compreensiva sugere a necessidade de se entender à totalidade e complexidade de um sistema, por meio de comunicação entre seus componentes, assinalando que esse procedimento é fundamental para o sucesso de um gerenciamento de recursos. Entretanto, em termos práticos o uso da perspectiva compreensiva tem mostrado indagações. Uma das questões levantada e indagada é com relação ao tempo necessário para entendimento de um sistema.

Dearden e Mitchel (1998, p. 195) enfatizam sua visão da interpretação compreensiva:

a) a abordagem compreensiva, por estar focada em completo entendimento de um sistema, normalmente requer um período significativo de tempo para coleção de dados, análise e conclusões de um plano. O problema tem sido que, completado o plano, frequentemente se torna mais um documento histórico do que um guia de ação-orientada, considerando-se condições de mudanças sobre um período estendido de tempo. Isso, entre os gerentes ambientais, tem frequentemente resultado em desencanto com a abordagem compreensiva, os quais concluem que ela não faz um produto prático;

b) a abordagem compreensiva frequentemente não cria expectativas realistas. Fabricantes de decisões e o público parecem acreditar que uma abordagem compreensiva resultaria em um plano que dirigiria todos os problemas e proveria recomendações para negociar com todos eles;

c) a falta de arranjos institucionais para implementar as recomendações, até mesmo se uma análise compreensiva é concluída em um razoável período de tempo e se a maioria das recomendações são orientadas à ação.

A abordagem integrada e os valores de sua operacionalização aparecem como respostas à abordagem compreensiva.

Esta também mantém a preocupação com os sistemas, suas partes componentes e suas ligações, mas constitui-se de característica mais focada e seletiva, trabalhando pontos e variáveis chaves.

Nesse sentido, ao contrário da abordagem compreensiva, uma forte característica da abordagem integrada é que esta pode ser completada em um curto período de tempo e ser operacionalizada com mais rapidez para uma ação orientada e pragmática. Além disso, por focar variáveis chaves, ela resultará em mais recomendações de ação orientada em detrimento de uma longa lista de recomendações. Em adição (DEARDEN; MITCHELL, 1998, P. 196), se esforços são realizados ao longo das análises para determinar qual das variáveis chaves são melhores dirigidas às exigências das organizações, muitas seriam as chances das recomendações serem implantadas.

Ao mesmo tempo em que apontam valores da abordagem integrada de ecossistema, Dearden e Mitchell (1998, p. 196) demonstram também a sua preocupação quanto à credibilidade e legitimidade da perspectiva científica, bem como de suas possibilidades operacionais:

É importante ressaltar que a perspectiva de uma abordagem integrada para o gerenciamento de recursos vem sendo adotada em muitas iniciativas e projetos em diferentes países (BORN; SONZOGNI, 1995, p. 167; MITCHELL, 1987, p.1-28; 1992, p. 17-19; 1997, p. 57-72), pelo meio acadêmico, político e por agências de desenvolvimento em razão de seus princípios de sustentabilidade (BORN; SONZOGNI, 1995, p. 167-169).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As demandas de estudos em relação a Bacia do Rio Araranguá vêm de encontro às preocupações relacionadas à água enquanto recurso vital para as espécies numa perspectiva ecossistêmica, como também recurso fundamental para a dinâmica socioeconômica e o desenvolvimento.

O esforço aqui colocado, do ponto de vista teórico, foi ressaltar o Gerenciamento de Recursos Integrados (GRI) como uma referência conceitual metodológica possível para se trabalhar ecossistemas complexos, como é o caso da Bacia do Rio Araranguá.

Numa perspectiva que avança para a busca de soluções, O GRI pode contribuir para políticas de planejamento e de desenvolvimento sustentável de natureza sistêmica e holística.

REFERÊNCIAS

ALLEN, T. H. et al. **The ecosystem approach: theory and ecosystem integrity**. Canada: International Joint Commission Unidet States and Canada, 1997.

BERTALANFFY, L. Von. **Teoria dos Sistemas**. Rio de Janeiro: FGV, 1976.

BOCKING S. Visions of nature and society: a history of the ecosystem concept. **Alternatives**. v. 20, n. 3, 1994.

BORN, S.M.; SONZOGNI, W.C. Integrated environmental management: strengthening the conceptualization. **Environmental Management**. New York, v. 19, n. 20, 1995.

BUCKLEY, W. **A sociologia e a moderna teoria dos sistemas**. 2. ed. São Paulo: Cultrix, 1962.

CAPRA, F. **O ponto de mutação: a ciência, a sociedade e a cultura emergente**. São Paulo: Cultrix, 1982.

_____. **A Teia da Vida**. São Paulo: Cultrix. 1997.

_____. **As conexões ocultas: ciência para uma vida sustentável**. 10.ed. São Paulo: Cultrix, 2002.

DEARDEN, P.; MITCHELL, B. The ecosystem approach. In: **Environmental change and challenge: the Canadian perspective**. Toronto: Oxford University Press, 1998.

KLEIN, R. M. **Mapa fitogeográfico do Estado de Santa Catarina**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1978.

- WOODLEY, S. et al (Orgs.). **Ecological integrity and the management of ecosystems**. Florida: St. Lucie Press, 1993.
- _____; SCHNEIDER, E. Embracing complexity: the challenge of the ecosystem approach. **Alternatives**. v. 20, n. 3, 1994.
- MIRANDA, E. E. de. **A ecologia**. São Paulo: Edições Loyola, 1995.
- MITCHELL, Bruce (Org.). **A comprehensive-integrated approach for water and land management**. Austrália: University New England, 1987 (mimeo).
- _____, Bruce (org.). **Resource and environmental management in Canada**: addressing conflict and uncertainty. 2. ed. Toronto: Oxford University Press, 1997.
- MORAN, E. F. **Adaptabilidade humana**: uma introdução à antropologia ecológica. São Paulo: EDUSP, 1994.
- MORIN, Edgar. **O método II**: a vida da vida. Portugal: Biblioteca Universitária, 1980.
- SCHEIBE, L. F. et al. **Atlas Ambiental da Bacia do Rio Araranguá**. Florianópolis: Editora Cidade Futura, 2010.