UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DA ENGENHARIA
AMBIENTAL

FABIO LEANDRO DA SILVA

Várzeas urbanas: uma abordagem ecológica aplicada para o seu manejo

São Carlos

2018

FABIO LEANDRO DA SILVA

Várzeas urbanas: uma abordagem ecológica aplicada para o seu manejo

Versão Corrigida

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo para a obtenção do título de Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental.

Área de Concentração: Ciências da Engenharia Ambiental

Orientador: Profº Dr. Welber Senteio Smith

São Carlos

2018

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO,
POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS
DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes da
EESC/USP com os dados inseridos pelo(a) autor(a).

Silva, Fabio Leandro da
S586v Várzeas urbanas: uma abordagem ecológica aplicada
para o seu manejo / Fabio Leandro da Silva;
orientador Welber Senteio Smith. São Carlos, 2018.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-
Graduação e Área de Concentração em Ciências da
Engenharia Ambiental -- Escola de Engenharia de São
Carlos da Universidade de São Paulo, 2018.

1. Ecossistemas aquáticos. 2. Macroinvertebrados
bentônicos. 3. Macrófitas. 4. Paisagem. 5. Legislação
Ambiental. 6. Serviços Ambientais. I. Título.

Eduardo Graziosi Silva - CRB - 8/8907

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: **FABIO LEANDRO DA SILVA**

Título da dissertação: "Várzeas urbanas: uma abordagem ecológica aplicada para o seu manejo"

Data da defesa: 07/02/2018

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. **Welber Senteio Smith (Orientador)**

(Universidade Paulista/Unip – Sorocaba)

Prof. Dr. **Irineu Bianchini Junior**

(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar – São Carlos)

Dr^a. **Takako Matsumura Tundisi**

(Instituto Internacional de Ecologia/IIE)

Resultado:

Aprovado

Aprovado

Aprovado

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental:

Prof. Associado **Frederico Fabio Mauad**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:

Prof. Associado **Luis Fernando Costa Alberto**

DEDICATÓRIA

*A minha mãe Luciana Cristina
Aparecida Leandro pela
compreensão, carinho e apoio
incansável.*

*Aos meus avós Maria Helena
Tomase Leandro e Moacir
Leandro (in memoriam)*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por ter me fornecido forças para seguir adiante;

Ao meu orientador, Prof^o Dr. Welber Senteio Smith, por acreditar em minha capacidade, por ter me concedido a oportunidade de trabalhar em sua equipe, por todo aprendizado, paciência, amizade, atenção e crescimento profissional;

À Prof^a Dra. Marcela Bianchessi da Cunha-Santino (minha mãe da graduação), por sua co-orientação, amizade, aprendizado, disponibilidade, atenção e ensinamentos;

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental e todos os profissionais (colaboradores, professores, técnicos) e discentes, por me possibilitar realizar mais essa etapa em minha vida e todos os ensinamentos;

A CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pelo suporte financeiro a esta pesquisa;

Aos Professores Dr. Irineu Bianchini Júnior e Dr. Luiz Eduardo Moschini, por todas as conversas, incentivo, por fazerem parte de minha qualificação e pelas sugestões valiosas;

À Universidade Federal de São Carlos, em especial ao Departamento de Hidrobiologia, por toda infraestrutura e provisão de recursos necessários;

Ao Laboratório de Bioensaios e Modelagem Matemática, em especial Daniele Schiavone, pelo excelente convívio, acolhimento, aprendizado e ambiente de trabalho;

A toda minha família, pelos incentivos e por me ensinarem a ser uma pessoa de valor;

À Cátia Teodoro e Marta Stefani, por me auxiliarem em campo, nas análises em laboratório, pelos excelentes momentos que vivemos juntos;

Ao André Puga, pelo auxílio no trabalho de campo e coleta das amostras;

Aos meus amigos, em especial Antônio José Cerri, Caroline Picharillo, Aline Santi, Telma Lino, Rebeca Kin, William Araújo, Felipe Aquino, Anderson Lopes, Douglas Dantas, Thandy Junio, Felipe Koba, Tiago Abreu, Alisson Oliveira, Gláucia Helen, Iasmin Lima, Ana Tele, Stefanie Foster e Vicente Mattos, por todo incentivo, bons momentos e conversas;

Meu singelo agradecimento à todos que sempre torceram por mim!

EPÍGRAFE

“Não é sobre chegar no topo do mundo e saber que venceu
É sobre escalar e sentir que o caminho te fortaleceu
É sobre ser abrigo e também ter morada em outros corações
E assim ter amigos contigo em todas as situações”

Ana Vilela (2017)

*“Part of the revolution
Ready for real solutions
We won't accept excuses
We tolerate no abuses
Cause I don't want my face to be
That poster child for being naive
Why why why why
I guess I shoulda known better”*

Janet Jackson (2015)

RESUMO

SILVA, F. L. **Várzeas urbanas: uma abordagem ecológica aplicada para o seu manejo.** 2018. 118 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2018.

As áreas de várzea estão entre os ecossistemas mais ameaçados, porém no Brasil essa situação agrava-se devido à falta de uma abordagem ecológica robusta na Lei de Proteção da Vegetação Nativa, o que torna necessário a atuação do poder público municipal para salvaguardar esses sistemas. A presente pesquisa empregou uma abordagem ecológica aplicada (limnologia, macroinvertebrados, macrófitas aquáticas) para avaliar a relação do rio Sorocaba com suas várzeas no município de Sorocaba, o uso e ocupação da terra e a sua influência sobre às variáveis limnológicas, além das demandas dos serviços ambientais fornecidos pelas várzeas ao município. Duas amostragens foram realizadas durante o ano de 2017, sendo uma no período de cheia (fevereiro) e outra na estiagem (junho). Métodos padronizados foram empregados para o desenvolvimento do presente trabalho. Evidenciou-se que a poluição orgânica e o predomínio de áreas antropizadas são os principais fatores responsáveis pela alteração das variáveis limnológicas analisadas. Alguns serviços ambientais (i.e. provisão de água, controle do fluxo, regulação dos processos erosivos, regulação de nutrientes, ciclagem da água, pesca voltada ao lazer e valor intrínseco da biodiversidade) prestados pelos ecossistemas de várzea do Município de Sorocaba apresentam um balanço negativo (i.e. demanda superior à oferta). As espécies de macrófitas e famílias de macroinvertebrados encontradas são espécies indicadoras de poluição orgânica. Por fim, destaca-se a contribuição da ação estratégica e o papel da gestão municipal para o manejo dos ecossistemas de várzea.

Palavras-chave: Ecossistemas aquáticos; Macroinvertebrados bentônicos; Macrófitas; Paisagem; Legislação Ambiental; Serviços Ambientais.

ABSTRACT

SILVA, F. L. Urban wetlands: an applied ecological approach for their management. 2018. 118 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2018.

The wetlands are among the most threatened ecosystems, although in the Brazil that situation is worse because of an ecological approach lack in the Law of Native Vegetation Protection, what makes necessary the public power action to safeguard those systems. The present research employed an applied ecological approach (limnology, macroinvertebrates, aquatic macrophytes) for Sorocaba River and its wetlands assessment in Sorocaba-SP municipality, the land cover and its influence on limnological variables, as well as the environmental services demand supplied by the municipality wetlands. Two samples were performed during 2017, one during the rainy (February) season and other on the dry season (June). Patronized methods were employed in the present research. The organic pollution and the anthropic areas predominance are the mainly factors responsible for limnological variables alteration. Some environmental services (i.e. water provision, water flow control, erosive process control, nutrient control, water cycling, recreation fishing and biodiversity intrinsic value) provided by the studied wetlands showed a negative balance (i.e. demand superior to the provision capacity). The macrophyte species and macroinvertebrate families found are organic pollution indicators. Finally, stand out the strategic action contribution and the municipality governance role for wetlands ecosystem management.

Keywords: Aquatic ecosystems; Benthic macroinvertebrates; Macrophytes; Landscape; Environmental legislation; Environmental services.

Lista de Abreviaturas e Siglas

AAE - Avaliação Ambiental Estratégica

CDB - Convenção da Diversidade Biológica

CF - Coliformes termotolerantes

CT - Coliformes totais

Cl-a - Concentração de clorofila-a

CE - Condutividade Elétrica

DBO₅ - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DP – Desvio Padrão

ETE - Estação de Tratamento de Esgoto

IET - Índice de Estado Trófico

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IQA - Índice de Qualidade da Água

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

IAVR - Índice de Avaliação da Vegetação Ripária

LPVN - Lei de Proteção da Vegetação Nativa

NT - Nitrogênio Total

OD - Oxigênio Dissolvido

PCA – Análise dos Componentes Principais

pH - Potencial Hidrogeniônico

PD - Plano Diretor

PEB - Plano Estratégico para a Biodiversidade 2011-2020

PER - Plano Estratégico RAMSAR 2016/2024

PNRH - Política Nacional de Recursos Hídricos

PT - Fósforo Total

RC - Resolução CONAMA 357/2005

ST - Sólidos Totais

STD - Sólidos Totais Dissolvidos

UFC - Unidade Formadora de Colônia

UGRH - Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos

UTM - Universal Transversa de Mercator

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVO GERAL	5
2.1. Objetivos Específicos	5
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1. Várzeas	4
3.1.1. Políticas públicas relacionadas com os ecossistemas de várzea	8
3.2. Avaliação dos serviços ambientais	9
3.3. Ecossistemas urbanos	12
3.4. Indicadores Biológicos	15
3.4.1. Macrófitas aquáticas	16
3.4.2. Macroinvertebrados bentônicos	17
3.5. Paisagem	18
4. MATERIAL E MÉTODOS	20
4.1. Área de estudo	20
4.2. Caracterização Ambiental	26
4.3. Serviços ambientais	27
4.4. Amostragem	28
4.5. Índices limnológicos	29
4.5.1. Índice de Estado Trófico (IET)	30
4.5.2. Índice de Qualidade da Água (IQA)	31
4.6. Análise do sedimento	31
4.7. Avaliação da Vegetação Ripária	32
4.8. Análise dos dados	33
5. RESULTADOS	34
5.1. Caracterização Ambiental	34
5.2. Dinâmica do Uso e Cobertura da Terra do Município de Sorocaba	36
6. Variáveis Limnológicas	39
6.1. Temperatura (°C)	39
6.2. Coliformes termotolerantes e totais	41
6.3. Condutividade Elétrica (CE)	42
6.4. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	44
6.5. Fósforo Total (PT)	47

6.6. Nitrogênio Total (NT)	49
6.7. pH	51
6.8. Oxigênio Dissolvido (OD).....	53
6.9. Sólidos Totais (ST).....	54
6.10. Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	56
6.11. Turbidez.....	59
7. Comparação com levantamentos prévios	61
8. Sedimento	63
9. Índices Limnológicos	67
10. Bioindicadores.....	69
10.1. Macrófitas aquáticas	69
10.2. Macroinvertebrados	72
11. Vegetação ripária.....	74
12. Capacidade dos ecossistemas de várzea proverem serviços ambientais	76
13. Análise dos dados ambientais	78
6. DISCUSSÃO.....	82
7. CONCLUSÃO	88
Referências.....	93
Anexo 1 - Valores médios das variáveis limnológicas e o respectivo desvio padrão ($\pm$DP) para o Rio Sorocaba no período chuvoso	113
Anexo 2 - Valores médios das variáveis limnológicas e o respectivo desvio padrão ($\pm$DP) para as áreas de várzea no período chuvoso	114
Anexo 3 - Valores médios das variáveis limnológicas e o respectivo desvio padrão ($\pm$DP) para o Rio Sorocaba no período de estiagem.....	115
Anexo 4 - Valores médios das variáveis limnológicas e o respectivo desvio padrão ($\pm$DP) para as áreas de várzea no período de estiagem	116
Anexo 5 - Ficha de avaliação dos Serviços Ambientais	117
Anexo 6 - Distância da área urbanizada (m) das estações de coleta	118

1. INTRODUÇÃO

O rápido crescimento da população humana e o desenvolvimento socioeconômico resultaram em uma grande exploração dos recursos naturais para a sustentação das sociedades, incidindo em alterações na resiliência e resistência dos ecossistemas, visto que a capacidade do meio ambiente em absorver os impactos humanos gerados foi excedida (BURGER et al., 2012; HERNÁNDEZ-DELGADO, 2015; PEREZ et al., 2015). As desregulações que ocorrem nos ecossistemas em função do desenvolvimento das ações humanas incidem em alterações nas respostas desses sistemas aos distúrbios de ordem ambiental.

A estrutura e funcionamento dos sistemas ecológicos têm sido transformados pelo desenvolvimento das atividades antropogênicas, uma série de alterações na integridade dos ecossistemas naturais e interferências na dinâmica biológica inserem-se entre as principais implicações (DUBOIS et al., 2015; SCHULZ et al., 2015; MADIN et al., 2016). Essas implicações resultaram em alterações no funcionamento e no metabolismo dos ecossistemas, além de implicarem em uma série de efeitos negativos. Dentre os principais efeitos adversos ocasionados, destacam-se a poluição, perda da qualidade da água, mudanças climáticas, perda de habitats naturais e perda da diversidade biológica (ROCKSTRÖM et al., 2009; CROOK et al., 2015; ENGLERT et al., 2015).

As transformações observadas no meio natural decorrem principalmente da transformação de áreas naturais em áreas destinadas ao desenvolvimento de atividades agrícolas ou ao processo de urbanização (GALATOWITSCH, 2012). Em relação à urbanização, enfatiza-se que o processo ocorre de maneira acelerada globalmente e ocupa o posto de uma das atividades antrópicas mais impactantes, uma vez que provoca desequilíbrios no metabolismo dos ecossistemas (KOWARIK, 2011; MCDONNELL; HAHS, 2013; SIMS et al., 2013; CHEN et al., 2014; WILLIAMS et al., 2016).

O processo de urbanização é uma tendência mundial, a expansão das cidades pode estar relacionada diretamente com a ruptura da continuidade das paisagens naturais, conversão das paisagens destinadas ao desenvolvimento das atividades do agronegócio e alterações das características físico-químicas dos ecossistemas aquáticos, principalmente em

função da inserção de substâncias (e.g. nutrientes, sedimentos, metais pesados) e alterações de ordem estrutural (e.g. canalização, retificação, represamento)

Para comportar o aumento populacional, as cidades ao redor do mundo crescem em termos de tamanho e número (MCDONNELL & HAHS, 2013), até 2030 espera-se um crescimento de 185% das manchas urbanas (SETO et al., 2012). Todavia, o crescimento das cidades vem acompanhado da degradação dos recursos hídricos, os ecossistemas aquáticos interiores (e.g. córregos, lagos, várzeas) inseridos nestas paisagens sofrem grande influências dos elementos estressores resultantes das atividades humanas (MARTINOVIC-VITANOVIC et al., 2013; KARPOVA & KLEPETS, 2014; ROBINSON et al., 2014). Em termos ecológicos, a distribuição de espécies e processos ecossistêmicos acabam sendo influenciados pelas diferenças físicas e químicas ocasionadas nos sistemas terrestres e aquáticos (PERRING et al., 2013; MOGGRIDGE et al., 2014).

No atual cenário urbano-industrial, as interferências humanas fizeram das várzeas um dos sistemas de água doce mais ameaçados pelo processo de desenvolvimento no planeta, dada a ampla destruição de suas áreas, a não consideração de seus valores e contínuo processo de degradação (COOK & SPELDEWINDE, 2015; CUNNINGHAM, 2015; FINLAYSON & HORWITZ, 2015). Os constantes debates na academia e a formulação de políticas públicas ambientais até o momento não foram suficientes para reverter o atual processo de degradação e perda de qualidade dos ecossistemas de várzea.

Atualmente, as várzeas encontram-se entre os ecossistemas mais impactados, sofrem contínuas modificações em sua estrutura e rupturas de suas conexões com os corpos hídricos em função das obras de engenharia, como represamentos ou vias de acesso (ZEDLER & KERCHER, 2005; GUIDA et al., 2016; WATSON et al., 2016). Não obstante, no Brasil esses sistemas encontram-se ameaçados, visto que a Lei de Proteção da Vegetação Nativa – LPVN (Lei Federal nº 12.651/12) não traz mecanismos para assegurar sua proteção e favorece o aumento da produção agrícola em áreas de vegetação nativa, que eram antes legalmente protegidas (MERTINELLI et al., 2010; JUNK & PIEDADE, 2015). Salienta-se que a LPVN não considera a dinâmica sazonal dos corpos hídricos brasileiros, característica intimamente ligada à dinâmica dos ecossistemas de várzea e que, a longo prazo pode ocasionar profundas alterações nesses ambientes.

A aprovação desse mecanismo normativo vai contra os princípios que o Brasil retificou na década de noventa, quando se tornou uma das partes da Convenção Ramsar. Tal

ação ocorreu por meio da aprovação do texto da referida convenção pelo Decreto Legislativo nº 33, de 1992, além da devida promulgação pelo Decreto nº 1.905, de 16 de maio de 1996. Na ocasião, o Brasil se prontificou a promover a conservação dos ecossistemas de várzea, compensar às perdas desses ecossistemas, incentivar pesquisas e realizar um manejo adequado. Contudo, após mais de duas décadas, verifica-se que os esforços desempenhados ainda são incipientes e o processo de degradação dessas áreas continua em ritmo acelerado.

A redução das várzeas para o desenvolvimento das atividades humanas possui um elevado custo socioeconômico e ambiental, dado o comprometimento dos processos ecológicos como a recarga de aquíferos (TUNDISI & TUNDISI, 2010), perda de berçários naturais e provisão de recursos para os peixes (SMITH & BARRELLA, 2000), além do comprometimento da provisão de serviços ambientais, tais como a regulação de fluxo, ciclagem de nutrientes e recarga de aquíferos.

No meio urbano, os ecossistemas de várzea são indispensáveis para a sustentação de processos ecológicos e socioculturais, exercem um importante papel na provisão de serviços essenciais para as cidades e colaboram positivamente com a saúde humana, visto a redução das contaminações de origem microbiológica e química (HETTIARACHCHI et al., 2014; CARTER, 2015; LAVOIE et al., 2016). Apesar de contribuírem com a qualidade de vida nas áreas urbanas, as várzeas frequentemente são degradadas pelo processo de desenvolvimento, fator que implica em reduções nos benefícios por elas proporcionados, tais como fornecimento de água e provisão de biomassa (CHAIKUMBUNG et al., 2016; HETTIARACHCHI et al., 2014; LAVOIE et al., 2016).

Haase et al. (2014) enfatizam que as várzeas urbanas devem ser caracterizadas por meio de suas funções e processos. Em relação aos serviços ambientais, os autores apontam a existência de uma lacuna de estudos com enfoques históricos e futurísticos sobre a dinâmica dos serviços gerados pelos ecossistemas no ambiente urbano. Vale ressaltar que, apesar de existirem pesquisas realizadas sobre o assunto em extensas áreas urbanas, a América Latina carece de estudos envolvendo os serviços ambientais e praticamente toda a evidência empírica existente sobre oferta e demanda dos serviços nas cidades desenvolveu-se no norte ocidental (HAASE et al., 2014).

Sendo assim, a avaliação dos serviços ambientais relacionados com as várzeas é indispensável para o embasamento da tomada de decisão, torna-se necessário a demonstração da necessidade de se conservar estes sistemas ecológicos (BARTH & DÖLL, 2016). Vale

ressaltar que, as decisões apropriadas para o gerenciamento das várzeas dependem do conhecimento das (i) características ambientais regionais, (ii) grau de modificação dos recursos, (iii) diferenças regionais existentes nos processos de mudanças e (iv) os diretores destes processos (OMERNIK & GRIFFITH, 2014). Reforça-se que um manejo adequado deve estar pautado em preceitos ecológicos, além de considerar às características locais, o cenário socioeconômico e favorecer o processo de desenvolvimento sem comprometer a integridade dos ecossistemas de várzea.

O município de Sorocaba (SP) encontra-se em uma região onde a terra tem sido explorada por mais de quatro séculos, porém os últimos trinta anos são marcados pelo aumento do processo de urbanização, redução das áreas naturais (BORTOLETO et al., 2016; SILVA, 2010) e pela degradação das várzeas do rio Sorocaba. Com a necessidade de governos locais serem mais atuantes na agenda ambiental e lidarem com lacunas presentes na LPVN, a Prefeitura Municipal de Sorocaba (SP) inseriu as várzeas do município na Macrozona de Conservação Ambiental, com o intuito de restringir os uso e ocupação da terra e resguardar o patrimônio natural (SOROCABA, 2014).

Diante do exposto, o presente trabalho busca utilizar uma abordagem ecológica aplicada, pautada em uma análise físico-química e biológica para avaliar a relação do rio Sorocaba e suas várzeas, além de analisar o uso e ocupação da terra e a sua influência sobre a provisão e demandas dos serviços ambientais de provisão, regulação, suporte e culturais fornecidos pelas várzeas no meio urbano, além de apontar as principais implicações para o planejamento municipal.

2. OBJETIVO GERAL

Verificar a influência antrópica na estrutura das comunidades bióticas aquáticas do rio Sorocaba e de suas várzeas, bem como a provisão e demandas dos serviços ambientais (provisão, regulação, suporte, cultural) prestados por estas áreas para o Município de Sorocaba (SP), almejando fornecer subsídios para o manejo adequado das várzeas.

2.1. Objetivos Específicos

- Avaliar a qualidade da água do rio Sorocaba e de suas várzeas;
- Avaliar os ambientes aquáticos através da comunidade de macrófitas e macroinvertebrados bentônicos;
- Identificar a provisão e as demandas dos serviços ambientais fornecidos pelas várzeas do rio Sorocaba;
- Verificar a dimensão territorial das áreas de várzeas e os usos da terra no município de Sorocaba em um intervalo de dez anos (2007 a 2017);
- Propor diretrizes para o gerenciamento ambiental das várzeas no Município de Sorocaba, além de subsidiar a criação de dispositivos normativos.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1. VÁRZEAS

As várzeas são ecossistemas caracterizados por serem inundados periodicamente por água ou possuírem solos permanentemente saturados, são dotados de propriedades edáficas específicas e abrigam uma vegetação com adaptações voltadas para a influência espacial e temporal da água (BEUEL et al., 2016; HESSLEROVÁ et al. 2016). São áreas de transição entre os ecossistemas aquáticos e terrestres (WPEM, 2009). Estas áreas são reconhecidas por possuírem uma rica biodiversidade, um regime hidrológico complexo e por serem os filtros

naturais da Terra, devido sua capacidade de retirar compostos potencialmente danosos da água (BRINSON, 1998; ZEDLER, 2003; CHEN & WONG, 2016).

Certas relações espaciais existentes entre a água subterrânea, água superficial e vegetação das várzeas não são visíveis (TURNER et al., 2000). Ainda assim, tais áreas são divididas em várzeas isoladas (i.e. não se conectam com outras várzeas ou corpos hídricos através de uma superfície de água bem definida) e várzeas conectadas, que se associam visualmente com a vegetação ripária e ecossistemas aquáticos (TINER, 2003).

Diversos serviços ambientais são prestados pelas várzeas, pode-se citar como exemplos a regulação do fluxo de água, controle de processos erosivos, regulação de gases de efeito estufa, retenção de contaminantes, habitat para a biodiversidade, fornecimento de matérias primas e oportunidades de recreação (CHAIKUMBUNG et al., 2016). As várzeas também auxiliam na redução das concentrações de nitrato e nitrogênio por meio dos processos de desnitrificação e da absorção realizados por organismos como macrófitas ou microrganismos (MITSCH et al., 2005). Os sistemas de várzeas podem apresentar características distintas, suas propriedades químicas e processos são alterados periodicamente devido a inundação periódica (WPEM, 2009). Tais sistemas são dotadas de grande valor ecológico, são responsáveis pelo fornecimento de água e sua produtividade primária serve como base para muitas espécies (SCHUYT & BRANDER, 2004).

Os ecossistemas de várzea são considerados importantes sítios para a manutenção da biodiversidade por fornecerem abrigo e recursos para muitos organismos em diversas fases dos seus ciclos de vida, principalmente para a ictiofauna, que utiliza estas áreas como berçários ou locais de refúgio em diversas fases de seu desenvolvimento (CLARO-JR et al., 2004; CUNICO et al., 2008; LUZ et al., 2012).

Em relação aos usos humanos, Rebelo et al. (2009) ressaltam que muitas várzeas são utilizadas principalmente para a produção de alimentos (e.g. produção de arroz, provisão de pescado), porém muitos outros serviços prestados por esses ecossistemas suprem outras necessidades. Estima-se que um bilhão de famílias que vivem na Ásia, Américas e África dependem dessas áreas para a obtenção de recursos que propiciam a sua subsistência (RAMSAR CONVENTION SECRETARIAT, 2015). Apesar de sua grande importância para a manutenção das atividades antrópicas e sobrevivência de muitas pessoas, as várzeas situam-se entre os ecossistemas mais ameaçados do planeta, continuam sendo drenadas e degradadas (FORMAN, 2008; NABAHUNGU & VISSER, 2011).

Durante o período compreendido entre 1900 e os dias atuais, cerca de 64% das várzeas desapareceram e 76% da biodiversidade aquática associada a estas áreas sofreram reduções em seus níveis populacionais entre 1970 e 2010 (RAMSAR, 2016). O cenário de degradação das várzeas faz necessária a identificação das áreas com qualidade ambiental alta, medida que viabiliza a elaboração de medidas protecionistas (CROFT & CHOW-FRASER, 2007). A integridade dos ecossistemas aquáticos quando comprometida, implica na perda dos serviços fornecidos por estes ecossistemas, alterações na fauna e flora (e.g. fenologia, comportamento, dinâmica populacional, estrutura da comunidade), além de alterações na adaptação evolutiva (GONG et al., 2010; GILVEAR et al., 2013; PERRING et al. 2013).

Nas regiões tropicais e temperadas, muitas várzeas encontram-se em processo de desaparecimento e perda de sua saúde devido aos processos antropogênicos e naturais, sendo que estes muitas vezes não recebem a devida atenção do ponto de vista ecológico e são diretamente afetados pelas atividades humanas (PAUL & MEYER, 2001; MITSCH et al., 2008; GONG et al., 2010; SIMS et al., 2013). Os padrões de mudanças do uso e cobertura da terra ocasionam alterações no metabolismo e funcionamento desses ecossistemas, dentre eles o processo de urbanização e o agronegócio destacam-se como os principais condutores de degradação, visto a adução de poluentes e a conversão das áreas de várzeas em outros usos do solo (BASSI et al., 2014).

Estimativas apontam que mais de 20% do território brasileiro é enquadrado como várzea, não obstante, o aparato jurídico brasileiro carece de uma abordagem ecológica robusta para o tratamento desses ecossistemas em nosso país (PIEDEDE et al., 2012). A Lei de Proteção da Vegetação Nativa – LPVN (Lei Federal 12.651/12), dispositivo normativo que dispõe sobre os aspectos florestais no Brasil, reconhece que várzeas podem ser consideradas áreas de preservação permanente se existir uma declaração de interesse do chefe do poder executivo. Brancalion et al. (2016) enfatizam que a LPVN é marcada por retrocessos em relação a legislação anterior (Código Florestal de 1965), visto que estabelece faixas de vegetação ciliar pouco efetivas para a proteção dos corpos hídricos e ameaça a manutenção dos serviços ambientais.

Diante da grande importância das várzeas para os processos ecológicos e serviços ambientais (GABRIELSEN et al., 2016), estratégias de gerenciamento devem ser elaboradas para a manutenção da integridade ecológica destes sistemas (JUNK et al., 2012). No atual cenário, a proteção e conservação desses sistemas exige uma avaliação dos benefícios atuais e

potenciais proporcionados pelos serviços ambientais, a realização de uma caracterização dos macrohabitats por listas de espécies indicadoras e a realização de uma abordagem interdisciplinar (i.e. a integração de saberes das mais diversas áreas do conhecimento) que aborde tensões sociais e espaciais (TUNDISI & TUNDISI, 2010; IORIS, 2013; JUNK et al., 2014) auxiliam no processo.

3.1.2. Políticas públicas relacionadas com os ecossistemas de várzea

Frente ao cenário de degradação, políticas públicas para a conservação desses sistemas começaram a ser fomentadas (e.g. *Water Framework Directive*, *Water Resources Development Act*, Código de Águas). Atualmente, verifica-se que internacionalmente, os ecossistemas de várzeas são abordados por duas políticas públicas oriundas de convenções que o Brasil é signatário: o Plano Estratégico para a Biodiversidade 2011 - 2020 (PEB) e o Plano Estratégico RAMSAR 2016 - 2024 (PER).

O PEB foi fruto de uma conferência realizada durante o ano de 2010 em Nagoya (Japão), onde os países signatários da Convenção da Diversidade Biológica (CDB) estabeleceram as Metas de Aichi, que são 20 componentes oriundos do desdobramento de cinco objetivos estratégicos (veja CDB, 2017) para a conservação da biodiversidade. De todos os componentes presentes no PEB, doze abordam de alguma forma elementos associados com os ecossistemas de várzea e a sua restauração ecológica.

De maneira similar ao PEB, o PER foi acordado durante uma conferência das partes em junho de 2015. O plano formulado inclui quatro objetivos gerais, que por sua vez desdobram-se em 19 metas (veja RAMSAR CONVENTION SECRETARIAT, 2016). Sucintamente, o PER visa o emprego de práticas de manejo que contribuam para a redução das ameaças sobre as áreas úmidas, promovendo a restauração dos ecossistemas, incidindo no aumento das áreas pertencentes à rede RAMSAR, tudo com amparo científico e envolvimento as partes.

A Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) (BRASIL, 1997) foi instituída através da Lei Federal n° 9.433, de 08 de janeiro de 1997, com a premissa de regulamentar o

inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal da República Federativa do Brasil (BRASIL, 1988).

Verifica-se que, a PNRH possui elementos que reforçam a importância da água como recurso natural (Art. 1º), assim como salienta a sua importância econômica. A PNRH também traz a necessidade de promoção dos usos múltiplos da água, mediante uma gestão descentralizada e participativa (envolvimento dos usuários, comunidades e poder público), que seja integrada na gestão ambiental e não dissociada dos aspectos qualitativos, bem como quantitativos.

Um fator que merece destaque é o fato de a PNRH realizar uma articulação entre o gerenciamento de recursos hídricos e os usos e cobertura da terra, assim como também fundamenta que a implementação da política pública deve ocorrer por meio de planos diretores, termo referente aos Planos de Recursos Hídricos (Art. 6º).

3.2. Avaliação dos serviços ambientais

Serviços Ambientais referem-se aos benefícios proporcionados, direta ou indiretamente, pelos elementos biofísicos e funções ecológicas que são utilizados, aproveitados ou consumidos pelos seres humanos, sendo que sua provisão associa-se diretamente com a integridade dos ecossistemas, diversidade biológica e ações humanas (CONSTANZA et al., 1997; DAILY; 1997; PIMENTEL et al., 1997; MA, 2005; BALVANERA et al., 2012; McPHEARSON et al., 2014; WUNDER et al., 2015; GRIZZETTI et al., 2016). Dubois et al.(2015) agrupam os serviços ambientais em serviços de provisão (e.g. água, floresta), regulação (e.g. purificação do ar), suporte (e.g. ciclos biológicos) e culturais (e.g. ecoturismo, valor estético).

Nos últimos anos, observa-se um crescente interesse nas avaliações envolvendo os serviços ambientais para subsidiar os tomadores de decisão e formulação de diretrizes gerenciais (ASH et al., 2010). Estes processos de avaliação divide-se em três vertentes: (i) ecológica, que consiste na verificação da capacidade de os ecossistemas desempenharem suas funções e proverem benefícios; (ii) sociocultural, referente aos valores sociais e percepções

acerca dos ecossistemas naturais e (iii) econômica, baseada no mercado direto/indireto (DE GROOT et al., 2002).

Apesar da possibilidade do emprego de abordagens qualitativas (e.g. descrições narrativas, workshops) durante o processo avaliativo, grande parte do enfoque das pesquisas envolvem abordagens quantitativas (e.g. métodos monetários, métodos não monetários, métricas) e realização de avaliações econômicas (BURKHARD et al., 2009; GENELETTI, 2015), principalmente pelo fato de que elas oferecem indicativos sobre os serviços ambientais e podem auxiliar nos critérios de tomada de decisão (CORDIER et al., 2014).

Vale ressaltar que as estimativas econômicas dos serviços ambientais sofrem influências da definição geográfica, jurisdição econômica, condições biofísicas, integridade ecológica e do contexto sociocultural (KOZAK et al., 2011; TEEB, 2013). Os processos de valoração dos serviços ambientais são influenciados por uma visão antropocêntrica, posto que os sistemas de valoração econômica são guiados por preceitos e normas pautadas na ação humana (DE GROOT et al., 2002; FARBER & COSTANZA; WILSON, 2002).

A valoração de um determinado serviço ambiental acaba ignorando os serviços ambientais que contribuem para a geração dos serviços utilizados pelos seres humanos (SPANGENBERD & SETTELE, 2010). Alerta-se que nem todos os serviços ambientais podem ser expressos em termos financeiros (BARTH & DÖLL, 2016), uma vez que alguns benefícios (i.e. serviços intermediários e valor de não uso) dos ecossistemas não são diretamente consumidos pela humanidade (Figura 1), apesar de contribuem para a geração dos produtos finais (HAINES-YOUBG & POTCHIN, 2010). Grande parcela dos serviços ambientais é tratada de maneira não formal no mercado, o efeito negativo do desenvolvimento econômico sobre os serviços ecossistêmicos pode resultar em custos sociais que superam os benefícios de curto prazo (DAILY et al., 1997), benefícios estes que se limitam a somente alguns particulares.

Essa situação agrava-se nas áreas urbanizadas, visto que a expansão urbana ocasiona mudanças no uso da terra e resulta em alterações nas áreas naturais, incidindo na perda de serviços ambientais (XIE et al. 2018) e ganhos econômicos, principalmente para os setores ligados à construção civil. Sendo assim, a avaliação da saúde dos ecossistemas provedores deve ser realizada de forma a incluir as interações espaciais e temporais entre a estrutura do ecossistema, os processos ecológicos e a intervenção humana (LIYUN et al., 2018).

Figura 1 - Relações conceituais entre os serviços ambientais intermediários e finais.

*Requer outras formas de capital para a promoção desses benefícios

Fonte: Adaptado de Fisher, Turner e Morling (2009).

Sendo assim, uma avaliação dos serviços ambientais deve considerar minimamente o ecossistema provedor e as pessoas diretamente afetadas pelas oscilações que ocorrem no fornecimento dos serviços (ASH et al., 2010). Abordagens espaciais propiciam um melhor entendimento da complexidade existente entre a provisão dos serviços ambientais e o seu uso em uma dada área (BURKHARD et al., 2012; GENELETTI, 2015), quando aliadas aos indicadores qualitativos, proporcionam informações consideradas suficientes para a tomada de decisão (TEEB, 2013). A distinção entre a oferta e demanda dos serviços ambientais em uma determinada região (Figura 2) fornece bases para a realização de uma contabilidade, fornecendo garantias de que a demanda não seja maior do que a oferta (CROSSMAN et al., 2013) e de que a integridade ecológica está sendo mantida.

Figura 2 - Estrutura conceitual da conexão entre integridade ecológica e os serviços ambientais e benefícios humanos.

Fonte: Adaptado de Burkhard et al. (2012).

3.3. Ecossistemas urbanos

O processo de urbanização é uma das maiores tendências mundiais, atualmente mais de 50% da população global vivem nas cidades (KOWARIK, 2011; UN, 2015). A urbanização associa-se com as transformações socioecológicas e aumento das áreas urbanizadas (UN, 2014). As áreas urbanas são caracterizadas por serem altamente dinâmicas e por desempenham um importante papel em termos ecológicos e econômicos (RATAN & SINGH, 2013). Alberti (2008) enfatiza que as "cidades são sistemas ecológicos complexos dominados pelos seres humanos", a presença dos elementos antropogênicos acaba diferenciando as áreas urbanas dos ecossistemas naturais.

Durante a década de 1920, a ecologia urbana surgiu como parte integrante da ecologia humana, foi desenvolvida por um influente grupo de sociólogos da Universidade de Chicago composto pelos cientistas Robert E. Park, Ernest W. Burgess, Roderick D. McKenzie e Amos H. Hawley (WU, 2014). A ecologia urbana enquadra-se como um campo do conhecimento derivado das aplicações da ecologia humana, não trata-se de uma área distinta de especialização da sociologia, mas é um subcampo das ciências biológicas (WILSON, 1984; GANDY, 2015).

Os estudos envolvendo os fenômenos que ocorrem nos ambientes urbanizados não enquadram-se em um novo campo da ciência, contudo, o conceito de que a cidade é um ecossistema consiste em um campo relativamente novo na ecologia (GRIMM et al. 2000). Forman (2016) em uma abordagem organizacional alternativa, agrupa os princípios da ecologia urbana em quatro grupos (Tabela 1).

Tabela 1 - Grupos de princípios da ecologia urbana e os seus respectivos atributos.

GRUPO	COMPONENTES
Uso da terra	Áreas de mananciais, desenvolvimento de áreas suburbanas, áreas residenciais, áreas comerciais e industriais, sequência de corredores verdes e <i>stepping stone</i>
Estruturas construídas	Edifícios, ruas e estradas, tubos e condutores, superfícies impermeáveis, estruturas de concreto
Fluxos antropogênicos	Produção de compostos químicos, águas residuais, ruídos, luz, veículos
Atividades/decisões humanas	Ações/atividades sociais passadas (ou evolução geral de uma área), ações/atividades sociais atuais e decisões individuais

Fonte: Forman (2016)

A abordagem biofísica da ecologia urbana pode ser dividida em três componentes: o mais comum denominado ecologia nas cidades, que envolve o exame da estrutura ecológica e funcionalidade dos habitats ou organismos nas cidades (e.g. solos, recursos hídricos, fauna, flora); ecologia das cidades, abordagem mais recente com foco no exame de cidades ou metrópoles através de uma perspectiva ecológica (e.g. aspectos sociais, econômicos e ecológicos na totalidade da cidade) e a ecologia para cidades, cuja abordagem direciona-se para pesquisas práticas envolvendo o planejamento urbano, *design* e governança (GRIMM et al., 2000; S. T. A. PICKETT et al., 2001; MCPHEARSON et al., 2016).

Park et al. (1925) consideram o crescimento urbano um processo análogo ao metabolismo humano, visto que é um processo resultante dos fatores de organização e desorganização. Por meio da combinação do enfoque geográfico voltado para o metabolismo dos recursos antropogênicos nas cidades e o princípio de que todo desenvolvimento orgânico obrigatoriamente segue os princípios ecológicos, surgiram o conceito de ecologia urbana (HULTMAN, 1993) e ecossistema urbano.

Tan & Abdul (2014) definem ecossistema urbano como o conjunto resultante da interação do sistema socioecológico, biofísico e socioeconômico, capaz de direcionar mudanças e responder aos eventos de perturbação (Figura 3). Zhang et al. (2012) salientam que os ecossistemas urbanos são caracterizados pela agregação de populações humanas nas cidades e pela conversão de áreas agrícolas ou naturais para áreas urbanizadas. Em um sentido mais amplo, os ecossistemas urbanos compreendem áreas suburbanas e vilas pouco povoadas, onde ambos dependem da matéria e energia dos agroecossistemas e do núcleo urbano (S. T. A. PICKETT et al., 2001). Perring et al. (2013) reforçam que os ecossistemas urbanos tem sido construídos de acordo às necessidades humanas.

Beichler et al. (2017) reforçam que as áreas urbanas são sistemas resultantes das atividades antrópicas, sendo uma combinação de estruturas construídas com espaços abertos onde as condições bióticas e abióticas foram alteradas ou são fortemente influenciadas pela ação humana, já que o ser humano é uma parte interativa desses ecossistemas. Os impactos são mais frequentes em localidades com população densa e ambientes altamente modificados (DICKINSON & HOBBS, 2017).

Figura 3 - Diagrama conceitual sobre as relações entre a biodiversidade, processos ecológicos, serviços ecossistêmicos e bem-estar humano em um ecossistema urbano.

Fonte: Adaptado de Wu (2014).

Todos os sistemas ecológicos podem ser afetados de forma direta ou indireta pelo desenvolvimento das atividades antropogênicas, a complexidade dos ecossistemas tendem a dificultar a previsão dos efeitos adversos e elaboração de medidas para o gerenciamento adequado (SCHMOLKE et al., 2010). Nas bacias hidrográficas, a urbanização pode ocasionar alterações no ciclo hidrológico, uma vez que a impermeabilização incide na geração de distúrbios nos ecossistemas em função de reduções na permeabilidade do solo, aumento do escoamento superficial e alterações no regime do fluxo natural dos ambientes lóticos (II et al., 2010).

O poder público municipal acabam enfrentando desafios cada vez mais complexos, já que as cidades são ambientes dinâmicos, surge a necessidade de métodos que possam ser

aplicados aos sistemas urbanos (LARONDELLE & HAASE, 2013). Nesse sentido, a realização de associações é importante para os gerenciadores dos ambientes urbanos, visto que as águas superficiais urbanas necessitam de sofisticada caracterização e manejo (BAIN et al., 2010).

3.4. Indicadores biológicos

O emprego de organismos para avaliar a qualidade da água teve início na Alemanha durante o século XIX, não obstante, ligações entre substâncias químicas e componentes bióticos somente começaram a ocorrer a partir de 1964 em algumas partes dos Estados Unidos e Europa (ABBASI & ABBASI, 2011).

Existe um grande interesse por parte de alguns profissionais em relação ao emprego de indicadores biológicos que representem a saúde dos ecossistemas, fornecendo respostas consistentes sobre os impactos antropogênicos (ALBERT & MINC, 2004). Um indicador ecológico deve fornecer informações frente aos distúrbios humanos no meio ambiente com base em uma escala geográfica adequada para que ocorra a mensuração (BRAZNER et al., 2007). Em alguns casos podem utilizados em testes de toxicidade (e.g. agudo, crônico) para se saber o efeito danoso que uma substância pode ocasionar a um indivíduo e o risco ambiental associado (COSTA et al., 2008). Como refletem a saúde de um ecossistema e as condições existentes em uma bacia hidrográfica, os indicadores biológicos podem ser inseridos nos programas de monitoramento ambiental e avaliação dos corpos hídricos (KARR, 1981; CROFT & CHOW-FRASER, 2007).

As assembleias biológicas podem apresentar maior sensibilidade aos efeitos combinados dos fatores estressantes, viabilizando assim o estabelecimento de relações empíricas regionais entre as variáveis biológicas e variáveis de estresse, favorecendo uma análise dos ecossistemas aquáticos e terrestres através das alterações na diversidade e composição de comunidades (NIEMI et al., 2004; DANZ et al., 2007).

Niemi & McDonalds (2004) enfatizam que o emprego de espécies como indicadores biológicos ocorrem devido: (i) sua fácil identificação, (ii) existência de interesse público, (iii) fácil mensuração, (iv) muitos organismos possuem suas respostas aos eventos de perturbação já conhecidas e (v) o custo financeiro é relativamente baixo.

Frente aos distúrbios antropogênicos, a estrutura das comunidades aquáticas (e.g. plâncton, macroinvertebrados, peixes) consegue refletir a saúde geral de um corpo d'água, visto a sua capacidade de exprimir os efeitos cumulativos dos agentes estressores sobre o ecossistema (ABBASI & ABBASI, 2011). Quando as atividades antrópicas ocasionam alterações nas estruturas das comunidades (e.g. riqueza de espécies, estrutura da teia alimentar, presença de espécies tolerantes à poluição) ou no funcionamento do ecossistema (e.g. produtividade primária, ciclos biogeoquímicos), pode-se considerar que o ecossistema está debilitado (BEGON et al., 2007). Dessa forma, os indicadores biológicos auxiliam no estabelecimento de medidas de manejo e na determinação do grau de efetividade das ações adotadas (BEGON et al., 2007).

3.4.1. Macrófitas aquáticas

As macrófitas aquáticas são parte integrante do conjunto de comunidades bióticas utilizadas nas avaliações ecológicas, o grupo é constituído pelas plantas vasculares que encontram-se submersas, flutuando ou emergentes; briófitas e as macroalgas presentes no ecossistema aquático (HOSSAIN et al., 2016). Estes organismos desempenham um importante papel nos ecossistemas aquáticos, dentre eles sobressaem-se a interceptação de nutrientes, incorporação de nutrientes em sua biomassa, retenção de sedimentos finos e provisão de habitat para peixes em algumas fases do seu desenvolvimento (HÅKANSON et al., 2007; SCHNEIDER et al., 2014).

Devido a sua capacidade de responder a uma ampla gama de variáveis físico-químicas, as macrófitas aquáticas são largamente utilizadas como bioindicadores, visto que algumas espécies ocorrem em melhores condições ambientais (e.g. baixa turbidez, baixo enriquecimento de nutrientes) enquanto outras são aptas para ocorrerem em locais degradados por causa de sua grande tolerância (LOUGHEED et al., 2001).

Diante da forte influência exercida pelas condições ambientais (e.g. pH, turbidez, temperatura) sobre a composição das comunidades de plantas aquáticas (CAPERS et al., 2010), a utilização de macrófitas como bioindicadores pode ser um fator relevante para a realização de diagnósticos dos ecossistemas aquáticos (BECK et al., 2014). O emprego de

macrófitas na avaliação de ambientes aquáticos iniciou-se com a obra de Westlake intitulada *Macrophytes*, lançada no ano de 1975 (KOLADA et al., 2016).

As macrófitas constituem um grupo de organismos bioindicadores eficazes para a realização de monitoramento ambiental ou até mesmo avaliações dos ecossistemas aquáticos interiores (SAGER & LACHAVANNE, 2009), além de possuírem a capacidade de refletirem diferentes estresses antropogênicos, como eutrofização ou perturbações mecânicas, elas também se adaptam aos eventos de perturbação que ocorrem em um dado ecossistema através de alterações estruturais (e.g. maior número de brotos na região não eutrofizada do ecossistema) (YONG WANG et al., 2015).

Muitas espécies de macrófitas aquáticas são consideradas ótimos indicadores biológicos devido sua à sua (i) alta sensibilidade a diferentes estressores ambientais; (ii) reduzida mobilidade, o que permite a identificação de poluição para uma determinada localidade; (iii) possuem ciclo de vida anual ou plurianual, característica útil para a avaliação dos efeitos acumulativos dos estressores e (iv) taxonomia relativamente fácil (MAGGIONI et al., 2009).

3.4.2. Macroinvertebrados bentônicos

As ações humanas nas bacias hidrográficas têm implicado em alterações na composição das espécies de macroinvertebrados bentônicos nos sistemas aquáticos (BARBOZA et al., 2015), sendo assim, a compreensão dos efeitos sobre as comunidades dos rios e riachos torna-se fundamental para a mensuração das perturbações humanas (KARR, 1991; KING et al, 2015). A documentação destes organismos ao longo de gradientes ambientais de usos e ocupações da terra são essenciais para a formulação de estratégias apropriadas para a conservação da integridade ambiental (BATALLA SALVARREY et al., 2014).

Macroinvertebrados bentônicos podem ser definidos como pequenos organismos aquáticos (e.g. gastrópodes, anelídeos, estágios larvais de insetos) que habitam o fundo dos corpos d'água em pelo menos um dos estágios de vida, sendo isentos de espinha dorsal e visíveis ao olho nu (EPA, 2016). Estes organismos são de grande importância para a

manutenção da integridade biológica das comunidades aquáticas, como engenheiros do ecossistema desempenham funções importantes, como a trituração do material alóctone nos corpos hídricos (MOORE, 2006; BATALLA SALVARREY et al., 2014).

Devido a sua baixa mobilidade, grande abundância nos ambientes aquáticos, utilização de equipamentos simples para coleta e fácil comparação entre as amostras, os macroinvertebrados bentônicos são comumente utilizados como ferramenta avaliativa dos ecossistemas aquáticos (KENNEY et al., 2009; ABBASI & ABBASI, 2011; YONG WANG et al., 2015).

Durante os processos avaliativos com o uso de macroinvertebrados, o índice Biótico de Trent (TBI), Índice Biótico Estendido (EBI), Sistema de Pontuação de Chandler, Sistema de Pontuação do Grupo de Trabalho de Monitoramento Biológico (BMWP), Pontuação Média por Táxon (ASPT) e o índice Biótico de Hilsenhoff costumam ser os mais utilizados (LI et al., 2010).

3.5. Paisagem

A Paisagem pode ser definida como "uma grande área com muitos tipos diversos de habitat" (RICKLEFS, 2010). O campo científico da Ecologia da Paisagem emergiu somente em 1939 (WU, 2014). Alguns problemas de gestão ambiental somente se manifestam na escala espacial, pesquisas regionais fornecem bases para a abordagem dessas questões (ERICKSEN et al., 2009). Uma melhor compreensão das comunidades biológicas torna-se possível através do entendimento das ações humanas nas escalas espaciais e temporais, além dos gradientes físicos, ambientais e de governança (URIARTE et al., 2011) que ocorrem na paisagem.

O acompanhamento dos padrões de mudanças da paisagem propicia uma caracterização indireta das consequências ecológicas (SU et al., 2012) que ocorrem em função das atividades antrópicas. Os usos e ocupações da terra representam o componente humano em uma paisagem, já que exercem forte impactos na integridade ecológica e influenciam na provisão dos serviços ambientais de forma qualitativa e quantitativa (JACK et al., 2008; BURKHARD et al., 2012; LARONDELLE; HAASE, 2013).

Uma análise da paisagem através de métricas, permite a descrição da área de estudo mediante o englobamento das esferas socioeconômica e ambiental em um dado momento no tempo, fornecendo base científica para o manejo e planejamento dos sistemas ecológicos (BOTEQUILHA LEITÃO & AHERN, 2002). A identificação dos padrões espaço-temporais e dos processos que os conduzem, possibilitam a elaboração de políticas de intervenção direcionadas para o nível de paisagem e de propriedades, favorecendo o processo de planejamento, conservação da biodiversidade, manejo dos recursos hídricos e provisão dos serviços ambientais (VAN DER HORST, 2011; HAASE et al., 2012; SILVA et al., 2017).

A humanidade encontra-se vivendo no século urbano, o período será marcado por profundas consequências ambientais e humanas, caso as teorias e práticas de planejamento continuarem tratando isoladamente os sistemas biofísicos e sistemas socioeconômicos (BOONE et al., 2012). O aumento das áreas urbanas e a transformação de paisagens naturais trazem desafios relacionados com a conservação da biodiversidade, depredação dos recursos naturais, manutenção da funcionalidade dos ecossistemas e bem-estar humano (HAASE et al., 2014).

O meio biofísico das cidades é enquadrado como um agente fornecedor de serviços ambientais, porém ao mesmo tempo é tido como um agente limitador do desenvolvimento tecnológico (BOONE et al., 2012), visto os recursos naturais são finitos. A realização de avaliações integradas dos distúrbios decorrentes dos usos e ocupações das terras sobre os corpos hídricos nas bacias hidrográficas constitui em um tópico necessário para a atuação dos gerenciadores de recursos naturais (LAURA MISERENDINO et al., 2011).

A conexão entre os serviços ambientais e histórico da paisagem pode ser um meio apropriado para avaliar-se a evolução dos serviços ambientais em longo prazo (SANTANA-CORDERO et al., 2016). Diante do crescente aumento do domínio dos seres humanos sobre as paisagens e a sub-representação dos ecossistemas urbanos na maior avaliação ecossistêmica realizada (Avaliação Ecossistêmica do Milênio), torna-se imperativo a realização de um melhor entendimento dos efeitos das áreas urbanas sobre os ecossistemas aquáticos, assim como a sua função na provisão dos serviços ecossistêmicos providos por estes ecossistemas (HAASE et al., 2014; ROBINSON et al., 2014; HILL et al., 2015).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de Estudo

A Bacia Hidrográfica do rio Sorocaba possui uma área de drenagem de aproximadamente 5.736,8 km², insere-se na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos Rio Sorocaba e Médio Tietê (UGRH 10) (CBHSMT, 2013). Seu principal formador é o rio Sorocaba, que possui 227 km e nasce na região do planalto de Ibiúna a 900 m de altitude, na porção oeste da Serra do Mar e desagua no Rio Tietê, no Município Laranjal Paulista (SMITH et al., 2005).

O rio Sorocaba recebe vários tributários dentro do município de Sorocaba, dentre eles destacam-se o rio Pirajibu (utilizado como manancial para o abastecimento público), rio Ipanema (utilizado como manancial para o abastecimento público), Córrego Água Vermelha, Córrego Supiriri, Córrego Lavapés, Córrego Piratininga entre outros (CASTELLARI, et al., 2014). Devido à baixa declividade da área de drenagem da bacia hidrográfica, o rio Sorocaba apresenta ao longo de seu percurso diversas áreas de várzea, principalmente na região onde a área urbana está inserida (SMITH et al., 2014).

No presente estudo, o trecho do rio Sorocaba selecionado para avaliação corresponde basicamente ao percurso do corpo hídrico dentro do município de Sorocaba, um trecho de 68 km (considerando todos os meandros do corpo hídrico) que apresenta características distintas como remanescentes de vegetação ciliar, presença de ecossistemas de várzea e proximidade com a principal via de trânsito da cidade (HILL & PIRATELLI, 2011).

O Município de Sorocaba (47° 34' 12,000" W/ 23° 21' 3,600" S e 47° 18' 10,800" W/ 23° 35' 20,058" S) está localizado na região sudoeste do estado de São Paulo (Figura 4). A área total do município é de 450,382 km², segundo o censo demográfico realizado em 2010, a população total é de 586.625 habitantes (IBGE, 2010). O município encontra-se inserido em região caracterizada pela vocação industrial (CETESB, 2016). Por sua vez, o clima segundo a classificação de Köppen é do tipo Cwa, caracterizado por uma estação seca e outra chuvosa, a média de chuvas anuais é 1.311,2 mm (CEPAGRI, 2016).

Salienta-se que a estação seca corresponde basicamente ao período de outono e inverno, ambos marcado pela menor ocorrência de precipitações atmosféricas e menores temperaturas. Por outro lado, a estação chuvosa abrange o verão, período caracterizado pela ocorrência frequente de chuvas e temperaturas mais elevadas.

Conforme caracterização ecológica realizada por Piña-Rodriguez et al. (2014), os remanescentes florestais do município de Sorocaba são classificados como Floresta Estacional ou Cerrado.

Figura 4 - Localização Geográfica do Município de Sorocaba.

Fonte: Elaborado pelo autor.

As localidades selecionadas para a realização das coletas foram definidas de acordo com as várzeas remanescentes ao longo do percurso do rio Sorocaba no município de Sorocaba – SP (Tabela 2, Figuras 5 a 7).

Tabela 2 - Características das Estações de Coleta.

Estações	Localidades	Descrição
01	R1	Trecho do rio Sorocaba localizado no município de Votorantim - SP, pouco antes da sua entrada em Sorocaba, é caracterizado por possuir substrato rochoso, grande turbulência de suas águas, uma estreita faixa de vegetação marginal e grande proximidade de vias de acesso e infraestrutura urbana.
02	R2	Localidade com vegetação mais densa nas margens e áreas urbanizadas mais afastadas em relação ao corpo hídrico,
	V1	Várzea circundada por vegetação, com pequenos trechos de instabilidade e localizada próxima a uma via de acesso da cidade
03	R3	Trecho do rio Sorocaba sem mata ciliar, com a presença de importantes vias de acesso nas áreas adjacentes, além de uma ciclovia
	V2	Várzea totalmente urbanizada e inserida na margem esquerda do rio Sorocaba, situa-se próxima de imóveis residenciais e instrumentos urbanos destinados ao lazer da população
	V3	Várzea localizada na margem direita do rio Sorocaba, próxima a uma indústria, possui vegetação marginal mais preservada e observa-se a presença de macrófitas aquáticas
04	R4	Trecho do rio Sorocaba com vegetação ciliar mais estreita e com sinais de degradação e grande instabilidade de suas margens
	V4	Várzea situada próxima a um bairro residencial, isenta de vegetação marginal e totalmente coberta por macrófitas aquáticas
05	R5	Trecho do rio Sorocaba localizado próximo à Estação de Tratamento de Esgoto do município, a localidade possui a presença de eucaliptos na vegetação marginal e margens erodidas
	V5	Área de várzea que possui uma estreita faixa de vegetação ripária com clareiras frequentes, presença de macrófitas aquáticas e localizada próxima a estruturas urbanas
06	R6	Trecho do rio Sorocaba com vegetação ciliar mais estreita e com sinais de degradação, além de grande instabilidade em suas margens
	V6	Várzea cortada por uma ciclovia, situa-se próxima a um bairro residencial, isenta de vegetação marginal e coberta parcialmente por macrófitas aquáticas
07	R7	Trecho do rio Sorocaba com presença de vegetação ciliar e localizado próximo a uma ponte, margens encontram-se com várias áreas de instabilidade e com sinais de interferência humana
	V7	Várzea mais afastada do centro urbano, localiza-se próxima a um bairro residencial, vegetação marginal apresenta sinais de degradação e observa-se a presença de gado nas imediações
08	R8	Região caracterizada por uma estreita faixa de vegetação marginal, no entorno observa-se a presença estruturas urbanas e um bairro residencial nas proximidades
	V8	Várzea caracterizada por possuir o entorno composto predominantemente por campos abertos, porém observa-se a existência de um bairro residencial nas proximidades

Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 5 - Várzeas e trechos do rio Sorocaba selecionados para amostragem.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 6 - Estações de coleta do rio Sorocaba.

R1

R2

R3

R4

R5

R6

R7

R8

Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 7 - Estações de coleta – várzeas do rio Sorocaba

V1

V2

V3

V4

V5

V6

V7

V8

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.2. Caracterização Ambiental

Os procedimentos necessários para a realização do diagnóstico ambiental da área de estudo encontram-se sintetizados na Figura 8. A caracterização do município ocorreu através da criação de um banco de dados georreferenciados no software ArcGIS v. 10.2, utilizando a projeção Universal Transversa de Mercator (UTM) Fuso 23 Sul e adotando-se o Datum SIRGAS2000.

Figura 8 - Etapas metodológicas para o diagnóstico ambiental da Área de Estudo.

Fonte: Elaborado pelo autor.

O levantamento dos usos e ocupações da terra ocorreu mediante a utilização de imagens de satélites fornecidas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos. Foi realizada a composição de falsa cor das imagens (5R4G3B ou 6R5G4B), já a interpretação visual e a classificação de cada tipologia ocupacional ocorreu conforme o manual técnico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2013).

Para a elaboração do uso e ocupação da terra do município de Sorocaba foram utilizadas uma imagem do satélite Landsat 5 (sensor TM - bandas 5, 4 e 3) e uma imagem do satélite Landsat 8 (sensor OIL - bandas 6, 5 e 4), ambas referentes à órbita/ponto 220/76. As duas imagens foram processadas no software ArcGIS 10.2, georreferenciadas na zona 23 Sul, projeção UTM e o datum adotado foi o SIRGAS 2000. As cartas temáticas de classes hipsométricas, declividade e hidrografia foram elaboradas através da utilização das cartas topográficas, todas elaboradas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística na escala 1:50.000.

4.3. Serviços Ambientais

Burkhard et al (2009) desenvolveram uma abordagem capaz de avaliar a capacidade que cada elemento na paisagem possui em fornecer serviços ambientais. Com o intuito de avaliar a capacidade de provisão dos serviços do ecossistema, os autores criaram uma matriz com diferentes tipologias de uso e ocupação da terra e categorias de serviços ambientais, onde cada intersecção da matriz recebe um número de que varia de 0 a 5.

Uma matriz para avaliar a capacidade de provisão dos ecossistemas de várzea existentes no município de Sorocaba foi elaborada. Posteriormente, identificamos as demandas relacionadas com os serviços ambientais prestados por estes ecossistemas, conforme procedimento realizado por Burkhard et al. (2012). O preenchimento de cada campo das tabelas de capacidade de fornecimento dos serviços ambientais e suas demandas associadas ocorreu através da atribuição de valores entre 0 e 5 (Tabelas 3 e 4).

Para a avaliação da capacidade de provisão dos serviços ambientais, um questionário foi elaborado e enviado para quarenta especialistas do município de Sorocaba (i.e. doutores na área, gestores da parte ambiental do município), dos quais somente dez retornaram. Os questionários foram preenchidos com base no julgamento de cada entrevistado, sendo que cada um atribuiu uma nota para a capacidade dos ecossistemas de várzea fornecerem serviços ambientais, assim como a demanda desses serviços conforme Burkhard et al. (2009).

Buscando sintetizar os dados, foi utilizada a mediana dos valores atribuídos (valores inteiros) pelos especialistas, no intuito de gerar uma avaliação geral da condição dos serviços ambientais dos sistemas alvos, favorecendo assim o planejamento futuro do município de Sorocaba e o manejo adequado desses corpos hídricos.

Tabela 3 - Valores de score para a capacidade de provisão dos serviços ambientais e a sua respectiva descrição

Score	Descrição
0	Capacidade não relevante
1	Capacidade relativamente baixa
2	Capacidade relevante
3	Capacidade mediana
4	Capacidade relativamente alta
5	Capacidade muito alta

Fonte: Burkhard et al. (2009)

Tabela 4 - Valores de score para a demanda relacionada com os serviços ambientais fornecidos e a sua respectiva descrição.

Score	Descrição
0	Demanda não relevante
1	Demanda relativamente baixa
2	Demanda e relevante
3	Demanda mediana
4	Demanda relativamente alta
5	Demanda muito alta

Fonte: Burkhard et al. (2009)

4.4 Amostragem

As campanhas de coleta nas localidades ocorreram nos meses de fevereiro (período chuvoso) e junho de 2017 (período de estiagem). Amostras de água foram coletadas em cada localidade com o auxílio de uma garrafa de polipropileno (1 L), posteriormente acondicionou-se às amostras em uma caixa térmica para levá-las ao laboratório. Até o processamento das análises físicas e químicas, as amostras foram preservadas (4°C). Seguindo metodologia padronizada (Tabela 5), obtivemos as concentrações das variáveis sólidos suspensos totais, coliformes, Demanda Bioquímica de Oxigênio₅ (DBO₅), fósforo total e nitrogênio total. As variáveis turbidez, pH, oxigênio dissolvido e condutividade foram mensuradas em laboratório com o auxílio de aparelhos. Já a temperatura, foi mensurada em campo com o auxílio de um termômetro de mercúrio.

Os macroinvertebrados bentônicos foram coletados em cada localidade através de um amostrador do tipo Surber (área 0,09 m², malha de 250 µm). Em cada estação de coleta, amostrou-se de forma aleatória três localidades, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, fixadas com formol 70% e posteriormente foram levadas para o laboratório para que ocorresse o processo de triagem. As amostras foram lavadas em peneiras metálicas e em seguida foram dispostas em uma bandeja plástica, disposta sobre um refletor e próxima a uma lupa estereoscópica, para triagem.

Tabela 5 - Variáveis avaliadas e o seu respectivo método de análise

Variável limnológica	Método de análise	Referência ou Equipamento
Coliformes termotolerantes e totais	Cartela com meio de cultura em gel	Colipaper®
Condutividade elétrica e Sólidos totais dissolvidos	Condutivímetro	Marca Digimed – Modelo DM 3
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	Polarográfico	APHA, AWWA e WPCF (1998)
Fósforo Total	Espectrometria	Strickland & Parsons (1960)
Nitrogênio Total	Quimioluminescência	SHIMADZU modelo TOC-VCSN
Oxigênio Dissolvido	Oxímetro	Marca Schott Instrument – Modelo Handylab OX1(Alemenha)
pH	Medidor de pH	Marca Digimed – Modelo - DMPH-2,
Temperatura	Termômetro	-
Turbidez	Medidor de bancada	2100P Turbidimeter – Marca HACH
Sólidos totais	Método gravimétrico	CETESB (1978)

Fonte: Elaborado pelo autor.

Em relação às macrófitas aquáticas, realizou-se a coleta de biomassa (i.e. peso do material vegetal acima e abaixo da lâmina d'água) com o auxílio de um amostrador com área de 0,25 m², o material foi colocado em um saco plástico para ser identificado em laboratório (CETESB, 2011) e inferiu-se, por meio de uma revisão, sobre os aspectos qualitativos e quantitativos das áreas avaliadas e sobre a presença de espécies. Analisou-se também os seguintes índices estruturais das macrófitas aquáticas: : (i) número de espécies, (ii) área de cobertura por macrófitas (cobertura projetiva), (iii) frequência que cada espécie ocorre e (iv) estrutura ecológica (KARPOVA & KLEPETS, 2014).

Tratando-se da cobertura projetiva, em cada área de várzea onde ocorram macrófitas, a porcentagem de cobertura foi enquadrada nas seguintes classes nos dois períodos de estiagem: (1) 0 - 20%, (2) 20 - 40%, (3) 40 - 60 % e (4) 60 - 80% e (5) 100%.

4.5. Índices limnológicos

Para a obtenção de um diagnóstico mais completo e com o intuito de se gerar informações relativas à qualidade da água, dois índices foram utilizados: Índice de Estado

Trófico e o Índice de Qualidade da Água. Ambos contribuem para a avaliação das localidades alvo do presente projeto e auxiliaram na compreensão dos aspectos relacionados às variáveis físico-químicas, variáveis biológicas e macrófitas aquáticas.

A utilização de índices limnológicos oferece soluções alternativas de interpretação do conjunto de dados para os cientistas e constituem um meio que auxilia os gestores que devem lidar com escassez de recursos para a realização de análises e amostragens (CROFT & CHOW-FRASER, 2007). Destaca-se que os índices limnológicos facilitam a divulgação para a população e sintetizam uma série de variáveis limnológica, porém é necessário destacar que seu uso pode ocorrer para fins éticos ou para mascarar os dados limnológicos.

4.5.1. Índice de Estado Trófico (IET): CETESB (2016).

Classifica os corpos hídricos mediante o grau de enriquecimento por nutrientes, levando em consideração o efeito relacionado ao crescimento demasiado de macrófitas aquáticas e algas. Para o emprego do índice as seguintes variáveis são necessárias: concentração de fósforo, clorofila-a e a profundidade do desaparecimento do disco de Secchi. O resultado gerado mediante a aplicação das Equações (1 e 2), o corpo d'água avaliado é enquadrado em uma das seis classes de trofia (Tabela 6).

$$\text{IET (PT)} = 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln \text{PT})) / \ln 2)) - 20 \text{ (Equação 1),}$$

$$\text{IET (Cl-a)} = 10 \times (6 - ((-0,7 - 0,6 \times (\ln \text{Cl-a})) / \ln 2)) - 20 \text{ (Equação 2),}$$

Em que: PT: concentração de fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$) medida à superfície da água, Cl-a: concentração de clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$) medida à superfície da água e ln: logaritmo natural.

Tabela 6 - Classificação do IET

Categoria	Ponderação
Ultraoligotrófico	$\text{IET} \leq 47$
Oligotrófico	$47 < \text{IET} \leq 52$
Mesotrófico	$52 < \text{IET} \leq 59$
Eutrófico	$59 < \text{IET} \leq 63$
Supereutrófico	$63 < \text{IET} \leq 67$
Hipereutrófico	$\text{IET} > 67$

Fonte: CETESB (2016)

4.5.2. Índice de Qualidade da Água (IQA): CETESB (2016)

Foi desenvolvido pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, a partir de uma adaptação do índice criado pela *National Foundation* na década de 70. O principal intuito do índice é a difusão de informações relacionadas à qualidade da água de rios e reservatórios. Para aplicação do índice, é realizado o produtório (Equações 3 e 4) de nove variáveis limnológicas (coliformes, DBO₅, fósforo total, nitrogênio total, oxigênio dissolvido, pH, sólidos totais, temperatura e turbidez). O produto das equações insere-se em um dos níveis de qualidade presentes na Tabela 7.

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i} \quad (\text{Equação 3})$$

Em que: IQA = Índice de Qualidade das Águas (número entre 0 e 100), q_i: qualidade da i-ésima variável, número entre 0 e 100 obtido em função da concentração ou medida da variável e w_i: peso correspondente ao i-ésima variável, atribuída em função da importância da variável para a conformidade global da qualidade, número entre 0 e 1.

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1 \quad (\text{Equação 4})$$

Em que: n: o número de variáveis que entra no cálculo.

Tabela 7 - Classificação do IQA

Categoria	Ponderação
Ótima	79 < IQA ≤ 100
Boa	51 < IQA ≤ 79
Regular	36 < IQA ≤ 51
Ruim	19 < IQA ≤ 36
Péssima	00 < IQA ≤ 19

Fonte: CETESB (2016)

4.6. Análise do sedimento

Para a avaliação do sedimento do rio Sorocaba e de suas várzeas, foram coletadas amostras durante os dois períodos climáticos (i.e. seca e cheia) com o auxílio de uma pá

metálica, sendo que todas foram acondicionadas em sacos plásticos. Posteriormente, às amostras foram secas em estufa a 60°C até massa constante para retirada da umidade.

Ocorreu a trituração e a pesagem de 100 gramas de cada amostra em uma balança analítica, porção que foi utilizada a análise granulométrica pelo método gravimétrico. A distribuição dos sedimentos foi realizada da seguinte forma: cascalho/pedregulhos - peneira 2 mm; areia - peneira 250 µm e silte/argila - peneira 25 µm.

A determinação da matéria orgânica e inorgânica do sedimento baseou-se no método da combustão completa da matéria orgânica presente na amostra (WESTTAKE, 1965; ESTEVES, 1979). Para tanto, 1 grama do sedimento de cada amostra foi colocada em um cadinho de porcelana, que por sua vez foi levado à uma mufla, onde permaneceu por duas horas à uma temperatura de 550 °C. O cadinho de porcelana foi retirado e colocado no dessecador para evitar que a retenção de umidade na amostra. Posteriormente, sua massa foi mesurada em uma balança analítica e o cálculo da diferença da massa inicial e final foi realizado, o que forneceu a porcentagem de matéria orgânica e inorgânica.

4.7. Avaliação da Vegetação Ripária

O Índice de Avaliação da Vegetação Ripária (IAVR), desenvolvido por Magdaleno & Martinez (2014), baseia-se na avaliação da conectividade ecológica da vegetação marginal em três dimensões (longitudinal, transversal e vertical). O IAVR é composto pela: (i) conectividade longitudinal; (ii) conectividade transversal; (iii) conectividade vertical e (iv) capacidade de regeneração. Para cada uma dos parâmetros, é estabelecido um dos seguintes *status*: muito bom (5), bom (4), regular (3), deficiente (2) e ruim (1). A somatória das notas conforme o *status* resulta na avaliação ecológica final (Tabela 8), que fornece uma descrição qualitativa do estado da vegetação ripária avaliada. Contudo, dependendo dos valores atribuídos, o estado qualitativo sofre mudanças (veja Magdaleno & Martinez, 2014).

Com o auxílio do *software* Google Earth Pro (<https://www.google.com/earth/download/gep/agree.html>), a largura da faixa de vegetação marginal nos sítios de amostragem foi mensurada, para fins de verificação da consonância com a LPVN.

Tabela 8 - Resultado qualitativo do IAVR

Status	Cor	Nota
Muito bom - a floresta ripária apresenta principalmente conectividade longitudinal e transversal; sua regeneração é muito bem representada; e sua estrutura e composição indica um alto valor ecológico	Azul	19 - 20
Bom - a floresta ripária apresenta alta conectividade longitudinal e transversal; sua regeneração é visível; e sua estrutura e composição apresentam um bom valor ecológico	Verde	16 – 18
Regular - a floresta ripária apresenta algumas alterações na conectividade longitudinal e transversal; sua regeneração é baixa; ou sua estrutura e composição apresentam interferência humana	Amarelo	12 – 17
Ruim - a floresta ripária apresenta grandes alterações na conectividade longitudinal e transversal; sua regeneração é quase inexistente; ou sua estrutura e composição apresentam vestígios de interferência humana	Laranja	8 – 15
Péssimo - a floresta ripária apresenta total alteração da conectividade longitudinal e transversal; sua regeneração é inexistente; ou sua estrutura e composição apresentam total ausência de valor ecológico	Vermelho	4 - 11

Fonte: Adaptado de Magdaleno & Martinez (2014).

4.8. Análise dos dados

Após a verificação dos pressupostos da análise estatística (e.g. distribuição normal, homogeneidade, análise dos resíduos) e utilizando um nível de significância igual a 5%, análises de variância (ANOVA two-way) e o Teste Tukey ($p < 0.05$) para inferir sobre a qualidade da água nos pontos de amostragem foram realizados. Para a realização das análises foi utilizada linguagem R (R CORE TEAM, 2016). Por fim, análises de estatística multivariada foram utilizadas para o tratamento dos dados e inferência dos atributos ambientais levantados durante as duas campanhas amostrais realizadas.

No caso da ANOVA two-way, verificou-se a existência de diferenças para as variáveis coliformes fecais, coliformes totais, oxigênio dissolvido, IQA, nitrogênio total, condutividade elétrica, DBO₅, pH, sólidos totais, sólidos totais dissolvidos, temperatura e turbidez. Já para a análise de redundância e de componentes principais, considerou-se todos os dados limnológicos, cobertura por macrófitas, IAVR, distância da área urbanizada – DAU (Anexo 6) e largura da vegetação marginal. Os dados referentes aos sedimentos não foram utilizados na referida análise, por não ser uma variável mensurada em todos os pontos amostrais.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Caracterização Ambiental

O município de Sorocaba foi distribuído em oito classes de valores hipsométricos (Figura 9), todas agrupadas em torno de 62 metros, o menor valor observado situa-se na porção central do município e corresponde a uma altitude de 595 metros. Nota-se que o maior valor observado é de 1032 metros, localizado na região sudoeste do município. Ressalta-se que as áreas de várzea do rio Sorocaba inserem-se nas áreas com menor hipsometria (595 metros), porção onde também ocorre a passagem do rio Sorocaba pelo município.

Figura 9 - Hipsometria do município de Sorocaba

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tratando-se da declividade, observa-se que o território é pouco declivoso (Figura 10), situação que favorece o processo de urbanização (SILVA et al. 2016 a). Cerca de 43,5% do território é enquadrado como áreas muito planas (declividade < 5%), 47,92% é considerado suave a moderadamente ondulado (5 a 12%), 8,27% é considerado ondulado a fortemente ondulado (12 - 30%) e somente 0,31 da área é enquadrada como fortemente ondulada (FLORENZANO, 2008). Biasi (1992) destaca que o limite máximo para urbanização está entre a classe 12 - 30%, nas áreas com valores superiores deve ocorrer a exploração mediante à sustentação da cobertura vegetal.

Cabe salientar que o Plano Diretor Ambiental de Sorocaba (SOROCABA, 2011) dispõe sobre o uso e ocupação da terra no que refere-se a qualidade da urbanização, já que possui como intuito disciplinar esse processo. Tal documento também dispõe sobre unidades de conservação e áreas ambientalmente protegidas, já que a região possui uma grande quantidade de nascentes por conta das baixas cotas hipsométricas e declividade.

Figura 10 - Classes de Declividade do Município de Sorocaba

Fonte: Elaborado pelo autor.

5.2. Dinâmica do Uso e Cobertura da Terra do Município de Sorocaba

Durante o período compreendido entre os anos de 2007 e 2017 (intervalo de dez anos), 11 tipologias de usos e cobertura da terra foram identificadas (Tabela 9), sendo que todas foram agrupadas em quatro classes para fins de discussão: água, agrícola, natural e urbano. Dentro de uma década, observa-se um grande aumento das áreas urbanizadas e pastagens, além da redução das áreas descobertas (porções geralmente destinadas ao desenvolvimento de práticas de caráter agrícola). As classes predominantes, em termos de área, foram urbano e agrícola, que juntas ocupam mais de 70% do território.

Tabela 9 – Uso e Cobertura da Terra para o Município de Sorocaba nos últimos 10 anos.

Classe	Tipologias	2007	2017
Urbano	Área Urbanizada	11.478,60 ha (25,47 %)	14.904,71 ha (33,07 %)
	Malha Viária	381,05 ha (0,85 %)	387,47 ha (0,86 %)
	Mineração	81,02 ha (0,18 %)	91,69 ha (0,20 %)
Agrícola	Área Descoberta	10.811 ha (23,99 %)	3.433,46 ha (7,62 %)
	Lavoura Temporária	5.219,27 ha (11,58 %)	6.322,54 ha (14,03 %)
	Pastagem	7.517,96 ha (16,68 %)	8.923,1 ha (19,80 %)
	Silvicultura	813,07 ha (1,80 %)	1.501,95 ha (3,33 %)
Natural	Vegetação Nativa	8.405,87 ha (18,65 %)	8.928,5 ha (19,81 %)
Água	Área de Várzea	32,03 ha (0,07 %)	39,95 ha (0,09 %)
	Corpo d'água Continental	145,22 ha (0,32 %)	145,41 ha (0,32 %)
	Represas	186,60 ha (0,41 %)	392,91 ha (0,87 %)
TOTAL		45.071,69 ha	

Fonte: Elaborado pelo autor.

No ano de 2007 (Figura 11), cerca de um quarto do território era ocupado pela área urbana, enquanto 23,99 % do território era composta por áreas descobertas, porções

destinadas ao desenvolvimento de atividades do agronegócio. A lavoura temporária (e.g. cana-de-açúcar) ocupou 11,58% da área total, ao passo que as regiões de pastagem totalizaram 16,68% do território. Verifica-se que 18,65% do município é coberto por vegetação nativa, porém a paisagem apresenta-se fragmentada, principalmente nas áreas urbanizadas e agrícolas. Grande parcela da vegetação remanescente está associada com os corpos hídricos (i.e. Áreas de Preservação Permanente), são Reservas Legais ou áreas especialmente protegidas pelo poder público municipal.

Figura 11 – Usos e Ocupações da Terra em 2007

Fonte: Elaborado pelo autor.

Padrões similares aos encontrados no ano de 2007 foram verificados durante o ano de 2017 (Figura 12). Constatou-se um incremento expressivo da área urbanizada, que passou a ocupar 33% do território, enquanto a malha viária e mineração não apresentaram um grande crescimento. Tratando-se da classe agrícola, uma redução ocorreu na categoria área

descoberta, enquanto aumentos foram constatados em lavoura temporária, pastagem e silvicultura. Destaca-se que durante o período de avaliação nenhuma redução das áreas de várzea foi constatada, situação também válida para os reservatórios. Um pequeno incremento de área ocorreu na vegetação nativa, situação evidenciada principalmente na área urbanizada, dada a maior conectividade entre os fragmentos quando comparado ao ano de 2007.

Sorocaba possui uma paisagem altamente fragmentada e sua vegetação remanescente está distribuída em pequenas manchas de vegetação associadas aos corpos hídricos, devido a proteção legal existente (MELLO et al., 2014; MELLO et al., 2016). Contudo, o município possui 166 espécies vegetais registradas, dentre as quais 10 encontram-se ameaçadas de extinção (KORTZ et al., 2014).

Figura 12 – Usos e Ocupações da Terra em 2017

Fonte: Elaborado pelo autor.

Farinaci & Batistela (2012) através de um levantamento verificaram que o Estado de São Paulo caminha para a transição florestal, ou seja, situação onde as taxas de aumento da cobertura vegetal são superiores às perdas decorrentes do desmatamento. Esse achado corrobora com o presente estudo, uma vez que observou-se um incremento da vegetação nativa no município de Sorocaba, situação decorrente dos esforços da gestão pública em recuperar suas áreas verdes e formulação de políticas públicas ambientais.

Silva (2010) constatou durante os períodos de 1988 - 1995 e 1995 - 2003 uma intensa dinâmica de mudanças no uso e cobertura da terra no município de Sorocaba, percebe-se o grande predomínio das categorias áreas urbanizadas e pastagem, situação também constatada por Bortoleto et al. (2016) e durante a presente avaliação.

Silva et al. (2017) salientam que o processo de urbanização, a industrialização e o agronegócio têm impactado de forma negativa os sistemas naturais e alterado sua estabilidade, visto o alto grau de modificação da paisagem. Sendo assim, torna-se necessário a recuperação das áreas naturais do município, além de se minimizar a poluição difusa e a carga poluidora direcionada para os ambientes aquáticos. Destaca-se a importância do planejamento municipal e criação de mecanismos para evitar a conversão dos ecossistemas de várzea do município.

6. Variáveis Limnológicas

6.1. Temperatura (°C)

Como esperado, as maiores temperaturas foram registradas durante o período chuvoso (verão), tanto no rio Sorocaba como nas áreas de várzea (Figura 13). Tratando-se do rio Sorocaba, durante a primeira campanha os maiores registros de temperatura ocorreram em R1 (27 °C), R3 (26 °C) e R6 (26 °C), essas localidades apresentaram maiores temperaturas por receber uma maior incidência solar, visto a degradação de suas matas ciliares, bem como o horário de realização da coleta influenciou. Durante a segunda campanha, as temperaturas não variaram muito entre as estações de coleta, os valores oscilaram entre 16 e 20 °C, sendo que R7 apresentou a menor temperatura (16 °C), devido ao horário de coleta. Na campanha realizada no período chuvoso, os valores oscilaram entre 20 e 27 °C.

Figura 13 – Valores de Temperatura (°C) obtidos para o rio Sorocaba e suas várzeas.

Fonte: Elaborado pelo autor.

No que refere-se as áreas de várzea, a temperatura durante o período chuvoso variou entre 20,5 °C e 29 °C, já no seco foram registrados valores entre 18 e 27 °C. As maiores temperaturas foram registradas em V7 (cheia = 29 °C, seca = 27 °C), localidade com presença parcial de vegetação marginal em uma de suas margens. As estações de coleta V4 e V5, que também são sistemas caracterizados pela ausência de vegetação ciliar, apresentaram temperaturas semelhantes. Em ambas as campanhas, as menores temperaturas foram observadas em V1 (cheia = 20,5 °C, seca = 18 °C).

Percebeu-se que em nenhum momento foram registradas temperaturas elevadas, situação indicativa de que não ocorre poluição térmica na região avaliada.

A temperatura varia de acordo com o regime climático e fatores geográficos (e.g. latitude, altitude), desempenha um papel muito importante nos ambientes aquáticos, uma vez que influencia muitas variáveis físico-químicas e o metabolismo dos organismos (CETESB, 2016). Temperaturas maiores incidem no aumento da velocidade de reações químicas no ambiente aquático, situação que propicia a transferência de gases para o meio atmosférico e reduz a solubilidade do oxigênio dissolvido, além de outros gases presentes nos corpos hídricos (MORAIS et al., 2016). Buzelli & Cunha-Santino (2013) destacam que temperaturas elevadas incidem na intensificação da taxa de decomposição da matéria orgânica existente no

sistema, resultando no aumento da DBO₅, liberação de nutrientes (e.g. fósforo, nitrogênio) por lixiviação e reduz a concentração de OD.

O conceito do contínuo fluvial (VANNOTE et al., 1980) traz como premissa que um ambiente lótico, desde sua nascente até a sua desembocadura em outro corpo aquático, apresenta um gradiente contínuo das condições de suas variáveis físicas (e.g. profundidade, velocidade, fluxo, temperatura e entropia). Por ser um rio de grande porte, o rio Sorocaba tende a apresentar uma redução na variação da temperatura, conforme premissa estabelecida pelo conceito do contínuo fluvial. Tal situação foi observada principalmente no período de estiagem (inverno).

Ao se comparar os dados obtidos para os trechos do rio e suas áreas de várzea, observa-se que as áreas de várzea com a vegetação marginal mais preservada (V1 e V3) apresentaram temperaturas inferiores ao rio, salvo V5, que apesar de possuir vegetação caracterizada por ser antropizada, apresentou uma temperatura superior ao trecho do rio, situação possivelmente atrelada a profundidade da lâmina d'água do sistema. O mesmo é válido para os ecossistemas de várzea que apresentam forte interferência humana em sua vegetação marginal, com exceção de V6, nesses ambientes (V2, V4, V7 e V8) foram registradas maiores temperaturas quando comparado aos trechos do rio, provavelmente devido a maior incidência solar direta e a profundidade da lâmina d'água.

6.2. Coliformes termotolerantes e totais

A Tabela 10 traz os valores encontrados para os coliformes totais (CT) e coliformes termotolerantes (CF), obtidos para o rio Sorocaba em quatro trechos distintos, durante duas estações climáticas distintas (seca e cheia). Os trechos estão em desacordo com o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 (RC) para à classes 2 (1.000 UFC/100 ml).

Com base nos dados apresentados na Tabela 10, inferiu-se que os trechos avaliados encontram-se submetidos à contaminação microbiológica, provável situação relacionada com o despejo inadequado de esgoto de origem doméstica. A maior entrada de esgoto inadequado no sistema ocorre em ambas as estações à montante do trecho avaliado no município de Votorantim-SP, situação que pode estar atrelada com a realização de despejos de esgoto

doméstico nas áreas inseridas nessa região, visto os valores de coliformes obtidos e a precariedade de sua Estação de Tratamento de Esgoto (ETE). Em ambas as estações climáticas, verificou-se uma redução dos valores de CT em R3 e R7, porém verifica-se um aumento em R8, situação que indica um possível lançamento irregular de esgoto doméstico no rio Sorocaba antes de deixar a mancha urbana (e.g. realização da ligação da tubulação de esgoto na tubulação de água pluvial, danos na tubulação responsável por realizar o transporte do esgoto na região).

Tabela 10 – Valores obtidos para os coliformes fecais e termotolerantes (UFC/ml)

Trecho	Estação	Coliformes totais	Coliformes Termotolerantes
R2	Cheia	876.800	528.400
	Seca	1.228.800	985.600
R3	Cheia	563.200	352.400
	Seca	755.200	544.000
R7	Cheia	502.400	198.400
	Seca	761.600	537.600
R8	Cheia	681.600	195.200
	Seca	1.075.200	800.000

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os CT (e.g. gênero *Enterobacter*, *Escherichia coli*) são microrganismos indicadores de qualidade dos corpos d'água, frequentemente empregados em programas de monitoramento limnológico (NEIVA et al., 2017). Tratando-se dos CT, ressalta-se que esses microrganismos reproduzem-se facilmente na água, contudo, o mesmo não é válido para os CF (i.e. *Escherichia coli*), grupo que ocorre constantemente na flora intestinal de animais de sangue quente, largamente utilizado como um indicador potencial de contaminação de origem fecal e existência de patógenos nos recursos hídricos (ARRUDA et al., 2016). Portanto, a presença de coliformes na água é um indicativo da potencialidade de existirem doenças de veiculação hídrica (e.g. verminoses, parasitoses) associadas aos recursos hídricos, assim como torna a água imprópria para o consumo humano, dada às condições indesejáveis de saneamento básico (CHAVES et al., 2015; SILVA et al., 2016 b).

6.3. Condutividade Elétrica (CE)

De acordo com a CETESB (2017), valores de CE superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, são indicativos de que ocorrem a descarga de esgoto doméstico no sistema. Tal condição encontrou-se retratada em todos os pontos amostrados com exceção de alguns trechos (Figura 14) durante o período de cheia (R2, R5, V5, V6) e de estiagem (R2, V2, V5, V6). Tratando-se do rio Sorocaba, os maiores valores de CE foram observados em R1, R7 e R8 nas duas campanhas realizadas, situação indicativa da existência de uma grande carga sólidos dissolvidos (e.g. matéria orgânica) no sistema antes de sua entrada no município de Sorocaba, além da possível ocorrência de despejos no rio ao longo de seu trajeto na área urbana. Os valores mais baixos foram registrados em R2 e R5 nos dois períodos limnológicos.

Figura 14 – Valores de CE obtidos para o rio Sorocaba e suas várzeas.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Por sua vez, as áreas de várzea que apresentaram os maiores valores de CE foram V4, seguida de V8 e V3 durante a estação chuvosa. Na estação seca, V4 apresentou novamente o maior valor de CE, seguida de V1 e V8.

Cabe salientar que na V4 verificou-se a existência de danos na tubulação que realiza o transporte do esgoto doméstico, situação que incide na entrada de esgoto na área de várzea. No ponto V8, constatou-se a presença de gado nas áreas adjacentes, portanto, em episódios de chuva ocorre o carreamento das excretas desses animais para os corpos hídricos. Essas

situações encontram-se entre os principais fatores para explicar os elevados valores encontrados para a CE. Nos demais trechos, infere-se que os valores observados de CE são decorrentes da drenagem (fontes de poluição difusa) e lixiviação de elementos das áreas antropizadas e conectividade com o rio, sendo que esta permite a entrada dos despejos de origem doméstica nesses sistemas.

Tendo como base o conceito do contínuo fluvial, verifica-se que a variável CE apresenta um gradiente contínuo de concentrações durante os dois períodos climáticos, porém verifica-se que durante no período chuvoso, R8 apresenta praticamente o dobro do valor registrado para R1, indicando assim a interferência de algum possível fator no gradiente contínuo. Destaca-se que no caso das várzeas, observa-se uma tendência de aumento até V4, uma queda e a ocorrência de uma nova tendência de aumento até V8, situação também observada de forma mais discreta nos trechos do rio Sorocaba.

O conceito do pulso de inundação auxilia no entendimento dessa situação. Tal conceito consiste em uma força que atua sobre o controle da biota e a dinâmica de equilíbrio nas planícies de inundação, principalmente pelo fator hidrológico, visto as trocas de elementos (e.g. matéria orgânica) que ocorrem entre as áreas alagáveis e o rio principal no sentido lateral durante às mudanças no nível da água (JUNK et al., 1989).

Tratando-se dos rios e das áreas e várzea, nota-se que os maiores registros de CE ocorreram durante o período chuvoso, ao passo que uma menor variação e menores valores de CE foram observados durante a estiagem, situação que pode estar associada com o pulso de inundação. Os trechos R1 e R8 apresentaram valores próximos durante o período de estiagem, a mesma situação é verificada entre V1 e V8 durante as duas estações climáticas.

A CE consiste em uma variável diretamente proporcional ao teor de sais dissolvidos, sua unidade padrão de medida consiste no milionésimo do S/cm (i.e. $\mu\text{S/cm}$) (FREITAS et al., 2016). Geralmente, a CE associa-se com a liberação de íons (BUFON & LANDIM, 2007) no ambiente aquático. Destaca-se ainda que, a CE é uma variável indicativa das modificações que ocorrem na composição da água, sendo que relaciona-se de forma direta com o aporte de sólidos dissolvidos oriundos do carreamento de solos (LUCAS et al., 2014), além de possíveis despejos nos ambientes aquáticos.

6.4. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

As maiores concentrações de DBO_5 no rio Sorocaba foram observadas em R1, R4 e R5 durante o período chuvoso, já durante o período de estiagem os maiores valores de DBO_5 foram encontrados em R5, R2, R1 e R6 (Figura 15).

Figura 15 – Valores de DBO_5 obtidos para o rio Sorocaba e suas várzeas.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A situação observada deve-se a maior presença de carga orgânica nessas localidades, visto o consumo de oxigênio pela microbiota para a degradação da matéria orgânica ali existente. As concentrações de DBO_5 somente estiveram em desacordo com a RC (5,00 mg/L) em R1 durante o período de cheia e R5, durante o período de seca. Essa situação configura uma não conformidade com o dispositivo normativo e indica a existência de uma carga orgânica maior do que permitido, situação que pode ser prejudicial a vida aquática.

Nas áreas de várzea (Figura 15), as maiores concentrações de DBO_5 foram observados durante o período chuvoso, sendo que as concentrações observadas decresceram até V6, dado que em V7 a concentração de DBO_5 observada foi maior quando comparada à V6, situação que pode estar associada com a criação de bovinos nas áreas adjacentes. Durante o período de estiagem, a maior concentração de DBO_5 foi observada em V4, várzea coberta totalmente por macrófitas aquáticas (alface d'água) e com evidente vazamento de esgoto, situações que incidem em um maior consumo de oxigênio para degradação da matéria orgânica e deixam o

ambiente quase anóxico. Nas demais estações amostrais, os valores de DBO_5 observados podem estar ligados ao predomínio do processo de degradação do material orgânico oriundo do rio Sorocaba. Em relação a RC, somente V1 ultrapassou o valor orientador durante o período chuvoso, configurando uma não conformidade.

Quando observa-se os ecossistemas de várzea e os trechos do rio Sorocaba, nota-se que as maiores concentrações de DBO_5 foram registradas durante o período chuvoso, ao passo que os menores valores foram registrados no período de estiagem. Em relação ao rio Sorocaba, percebe-se que ao longo do seu percurso ocorrem reduções dos valores de DBO_5 até R3, depois esses valores voltam a subir e sofrem uma queda novamente.

Um padrão similar é observado para os ecossistemas de várzea, sendo que no período chuvoso observa-se uma redução das concentrações de DBO_5 , enquanto que na estiagem observa-se um decréscimo até V2, um aumento até V4, reduções dos valores até V6 e um novo aumento das concentrações de DBO_5 até V8. Dentre as principais forças atuantes no sistema, destacam-se o pulso de inundação, possível influenciador dos padrões observados entre o rio e os sistemas de várzea. Em relação ao contínuo fluvial, nota-se que ao longo do gradiente, a matéria orgânica existente no sistema acabou sendo reduzida desde R1 até R8, visto às concentrações de DBO_5 registradas.

Destaca-se ainda que entre os trechos R4 e R5, temos a maior ETE do município de Sorocaba-SP, unidade responsável por tratar 80% do esgoto municipal a um nível de eficiência igual à 95%. Esse fator pode estar ligado ao aumento da DBO_5 observada no rio Sorocaba nos trechos subsequentes.

A DBO_5 é uma variável indicadora da presença de matéria orgânica no ambiente, oriunda do lançamento de esgoto doméstico (PETRY et al., 2016). Conceição et al. (2017) ressaltam que grandes quantidades de matéria orgânica na massa líquida resultam na redução do OD, visto as altas concentrações de DBO_5 e o consumo de OD para ocorrer a degradação da matéria orgânica. Sendo assim, a DBO_5 está associada com a poluição de origem orgânica, além do aporte de sólidos para a água durante episódios de precipitação atmosférica (SILVA & ARAÚJO, 2017). A ocorrência de chuvas pode implicar no aumento da DBO_5 , fator decorrente do aumento de matéria orgânica (AMORIM et al., 2017) carregada para o sistema. Por outro lado, as menores cargas de DBO_5 podem associar-se com uma menor interferência antropogênica e menores cargas de efluentes (DAMASCENO et al., 2015).

6.5. Fósforo Total (PT)

Para verificar as alterações das concentrações de PT e de nitrogênio total no sistema, foram selecionados quatro trechos do rio Sorocaba. O intuito foi observar se grandes variações na concentração desse elemento ocorriam desde o início do percurso do corpo hídrico no município de Sorocaba, assim como na sua saída do município.

Com base na Figura 16, nota-se que as concentrações de PT foram maiores durante o período de estiagem, situação favorecida por um menor volume de água no sistema, o que por sua vez contribui para uma menor diluição do nutriente. Por outro lado, as menores concentrações de PT foram observadas no período chuvoso, não ultrapassaram 40 $\mu\text{g/L}$. Apesar de ocorrer um maior carreamento desse elemento para os sistemas aquáticos durante os eventos de precipitação, o maior volume de água existente contribui para a sua diluição. Não conformidades com a RC foram observadas somente durante a estiagem, nas estações de coleta R3, R7 e R8, onde as concentrações de PT ultrapassaram o limite adotado como referência (100 $\mu\text{g/L}$ ou 0,1 mg/L).

Figura 16 – Valores de PT obtidos para o rio Sorocaba.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Na primeira campanha amostral, as maiores concentrações foram observadas em R2 e R3, já na segunda foram nas estações de coleta R3 e R7. Na estação chuvosa pode-se inferir que houve uma nova entrada desse elemento entre R3 e R7, visto o aumento de sua concentração e os valores de coliformes totais. A baixa concentração observada em R2 durante a estação chuvosa está atribuída ao fato de que às águas no trecho são turbulentas e o nutriente encontra-se diluído.

A situação observada no rio Sorocaba associa-se com a espiral de nutrientes. Esse conceito fornece base acerca do papel da estrutura do ecossistema na utilização dos nutrientes, tanto no reuso como na retenção (NEWEBOLD et al., 1980). Tal conceito foi descrito por J. R. Webster em 1975, basicamente remete a ideia de ciclagem dos nutrientes nos ambientes fluviais, considerando as dimensões espaciais e temporais (ENSING & DOYLE, 2006). Fatores abióticos (e.g. morfometria) e bióticos podem influenciar na espiral de nutrientes, principalmente no controle da utilização e assimilação desses nutrientes, dado os processos permanentes (e.g. desnitrificação) e temporários (e.g. sequestro biótico) que ocorrem e influenciam no transporte dos nutrientes rio abaixo (NEWEBOLD et al., 1980; ENSING & DOYLE, 2006).

Durante o período chuvoso, verifica-se que o sistema não reteve muito P, visto que as concentração obtidas para R2 e R8 não diferem muito. Destaca-se um aumento da concentração de P em R7, situação que pode estar associada com a existência de uma ETE a montante. Por sua vez, durante o período de estiagem, verifica-se um incremento das concentrações de P em R3 e R4, porém em R8 uma redução da concentração de P foi observada. Tendo como premissa os conceitos de espiral de nutrientes, contínuo fluvial e pulso de inundação, nota-se que o sistema sofre interferências de outros fatores (e.g. enriquecimento por nutrientes, poluição orgânica), dada as retenções de fósforo e adições observadas ao longo de seu gradiente, situação mais evidente durante o período de estiagem.

Tendo como base os resultados para coliformes totais e a carta temática de uso e ocupação da terra, infere-se que às principais fontes de PT no sistema, assim como o as nitrogênio, associam-se principalmente com os despejos de esgoto doméstico e o carreamento desses nutrientes durante às chuvas, visto que ocorre uma lavagem da mancha urbana e áreas destinadas ao agronegócio. Apesar de contribuírem, a liberação desse nutriente a partir da ação bentônica e a entrada de material alóctone não são tão expressivos como os fatores previamente destacados.

O PT trata-se de um macro nutriente indispensável para os processos biológicos, sua origem pode estar atrelada ao carreamento de fertilizantes, despejo de esgotos domésticos e/ou industriais (CETESB, 2016), além de ser liberado para o meio através de processos biológicos (e.g. decomposição de macrófitas) e ser transportado das margens dos corpos hídricos para dentro do sistema por meio dos processos erosivos (USGS, 2017). Azevedo et al. (2014) reforçam que o aumento das concentrações de PT na água pode estar ligado a ressuspensão de material degradado dos sedimentos, assim como o carreamento desse elemento das áreas adjacentes durante chuvas ou pela entrada de nutrientes originados pelos processos de decomposição nas áreas de várzea.

Furtado & Lopes (2015) ressaltam que baixas concentrações de PT no ambiente aquático sugerem a existência de uma limitação desse nutriente no ambiente, já altas concentrações devem-se à entrada de material alóctone, como o aporte de esgoto doméstico e o carreamento realizado pelas chuvas. O excesso desse elemento nos ambientes aquáticos podem desencadear episódios de eutrofização das águas.

6.6. Nitrogênio Total (NT)

Furtado & Lopes (2015) afirmam que o NT apresenta decréscimo de suas concentrações nos períodos sazonais, sendo que os maiores valores costumam ser registrados durante a estiagem, período em que observa-se um menor nível de água e redução do fluxo. Contudo, analisando a Figura 17, fica evidente que as maiores concentrações de NT foram observadas durante a estação chuvosa, provavelmente por causa do carreamento desse nutriente para o corpo hídrico durante as precipitações atmosféricas. Em ambas as estações, os maiores valores de NT foram observados na estação amostral R8, enquanto às menores concentrações foram observadas em R2. As maiores concentrações de NT observadas em R8 pode estar associadas com o predomínio de áreas urbanas e campos abertos no entorno.

As concentrações de NT não passaram de 4 µg/L e 2,018 µg/L, na primeira e segunda campanha amostral, respectivamente. No Brasil, não existe um valor referencial para o NT presente em corpos hídricos.

De acordo como conceito da espiral de nutrientes, fica evidente que ao longo de seu percurso o rio Sorocaba não reteve esse nutriente, verifica-se um aumento da carga

transportada em R8, situação que pode estar associada com uma nova entrada desse elemento após a ETE, localizada entre R4 e R5. Em relação ao pulso de inundação, ressalta-se que as chuvas e o escoamento superficial podem influenciar nas concentrações desse elemento, situação constatada no rio Sorocaba.

Figura 17 – Valores de NT obtidos para o rio Sorocaba.

Fonte: Elaborado pelo autor.

O nitrogênio trata-se do elemento mais abundante no ar atmosférico, é um macro nutriente que suporta o crescimento de plantas aquáticas e possui como principais fontes: (i) a agricultura, devido criação de animais confinados e uso de fertilizantes; (ii) o escoamento superficial, devido a "lavagem" da superfície realizada pelas chuvas; (iii) o esgoto industrial e/ou doméstico, além da queima de (vi) combustíveis fósseis (EPA, 2017 a). Vale destacar que, a fixação biológica de nitrogênio (e.g. bactérias) é uma fonte importante desse elemento na forma orgânica (MOREIRA et al., 2014), sendo por meio desse processo que esse elemento torna-se disponível para os outros organismos.

Esse elemento pode ser encontrado nos ambientes aquáticos na forma reduzida (orgânica ou amoniacal) e oxidada (nitrito e nitrato), sendo que a primeira, no que refere-se à autodepuração de um corpo hídrico, indica que o foco de poluição encontra-se próximo, enquanto a segunda forma indica que a fonte de poluição está distante (CETESB, 2016). O conjunto das formas reduzida e oxidada corresponde ao NT.

Assim como o PT, o excesso de NT pode ser prejudicial à vida aquática, dada a sua contribuição para a eutrofização dos corpos hídricos. Altas concentrações desse elemento pode favorecer o crescimento demasiado de algas e a produção de cianotoxinas pelas cianobactérias. O NT também pode ser uma variável limnológica de origem antrópica, visto que os efluentes de origem doméstica são ricos em nutrientes, como o fósforo e o nitrogênio (ROCHA et al., 2014).

6.7. pH

Para fins de proteção da vida aquática, a RC fixa os valores de pH ao longo do tempo devem oscilar entre 6 e 9, já que valores fora dessa faixa são considerados prejudiciais a manutenção da biota. Observando a Figura 18, fica evidente que em nenhuma das estações climáticas (i.e. período chuvoso e de estiagem) e os valores encontrados para todas as estações indicavam que o meio estava levemente alcalino ($\text{pH} > 7$), com exceção de V4 na estação chuvosa. Durante o período de cheia o maior valor de pH observado para o rio Sorocaba foi no ponto R5 ($\text{pH} = 8,27$), estação de coleta localizada após a ETE do município, possível causa do valor mais básico observado no meio. No período de estiagem, o maior valor de pH foi registrado em R2 ($\text{pH} = 7,86$), um valor que também indica um meio levemente alcalino.

Nas áreas de várzea, o maior valor registrado para o pH foi observado em V5 ($\text{pH} = 7,75$), esta estação amostral localizada nas imediações da ETE, provável causa da condição básica observada, situação decorrente do uso de elementos químicos para neutralizar o pH do efluente tratado na ETE. Por sua vez, o menor valor de pH foi observado em V4 ($\text{pH} = 6,94$) durante o período chuvoso. Tal situação pode estar atrelada ao processo de degradação da matéria orgânica existente na área de várzea, visto a grande biomassa de macrófitas presente na localidade. Já o maior valor registrado na estiagem foi em V1, provavelmente em função da conexão existente com o rio Sorocaba, visto que este trecho do rio apresentou o maior valor de pH observado durante o referido período climático.

Figura 18 – Valores de pH obtidos para o rio Sorocaba e suas várzeas.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Ao se realizar uma comparação entre os trechos do rio e as áreas de várzea, não observa-se grandes diferenças e variações nos valores de pH do meio em ambos os períodos climáticos. Entretanto, destaca-se que durante o período chuvoso os maiores valores de pH ocorreram em R5 e V5, situação que pode estar atrelada com a existência da ETE nas imediações dessas estações amostrais e com o pulso de inundação, o que possibilita a troca de elementos entre o rio e a área de várzea no sentido lateral.

O Potencial Hidrogeniônico (pH) trata-se de uma mensuração do quão ácido ou básico o ambiente aquático está, dada a concentração de íons hidrogênio livres. É uma medida cuja faixa de variação encontra-se entre 0 e 14, onde sete indica um pH neutro, valores inferiores a sete indicam um meio ácido e valores superiores remetem a um meio básico (USGS, 2017).

Essa variável limnológica é um dos principais indicadores físico-químicos da água, sua análise permite a identificação de fontes poluidoras (NEIVA et al., 2017). Todavia, as variações que ocorrem no pH também relacionam-se com os processos de decomposição e atividade fotossintética, sendo que nos casos de acidez ($\text{pH} < 7$) normalmente ocorre a decomposição da matéria orgânica, enquanto que nos casos de alcalinidade ($\text{pH} > 7$) existe uma associação com o processo de fotossíntese (BAMBI et al., 2008). O lançamento de efluentes pode tornar o meio mais ácido ou alcalino.

Destaca-se que o pH trata-se de uma variável limnológica que afeta o metabolismo das espécies aquáticas e contribuem para a variação da toxicidade do sistema, visto os seus efeitos sobre os sistema fisiológico de diversas espécies e a influência a mobilidade e atividade dos elementos tóxicos, como os metais pesados (CETESB, 2016; DUARTE FERREIRA et al., 2015).

6.8. Oxigênio Dissolvido (OD)

A Figura 19, nos mostra que várias localidades estiveram em desacordo com o valor de referência estabelecido pela RC para o OD (5 mg/L) durante o período de cheia (R3, R4, R5, R6, R7, R8, V2, V3, V4, V6, V7) e estiagem (R3, R8, V1, V3, V4, V6, V7).

Figura 19 – Valores de OD obtidos para o rio Sorocaba e suas várzeas.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Em ambas as estações climáticas, os maiores valores de OD foram observados em R1 (estação chuvosa - 6,01 mg/L, estação seca - 8,19 mg/L), situação favorecida pelo fluxo turbulento das águas no local. Ainda no que se refere ao rio, notou-se que as concentrações de OD diminuem até R3, depois sofre um ligeiro aumento em R4 e uma nova redução nas duas campanhas amostrais. Tal situação pode estar associada com a degradação da matéria

orgânica existente no sistema, bem como a possível ocorrência de novas cargas ao longo do percurso do rio Sorocaba.

Em relação às várzeas, uma situação semelhante a que ocorre no rio Sorocaba é observada, as concentrações de oxigênio decrescem até V4, sobe em V5 e voltam a cair nas demais áreas. Essa situação está conectada ao predomínio dos processos de decomposição nessas áreas, além da influência exercida pelo rio e sua conectividade com esses ecossistemas. A pior situação é observada em V4, tanto na cheia como na seca, os níveis de OD obtidos foram inferiores a 0,5 mg/L. Nessa área existe a ocorrência de despejos de origem doméstica, bem como uma grande quantidade de macrófitas aquáticas no sistema. A presença de macrófitas aquáticas incide no aumento de matéria orgânica no sistema, consequentemente aumenta a matéria orgânica presente no sedimento e a sua decomposição contribui para a redução das concentrações de OD (AZEVEDO et al., 2014).

Quando compara-se os trechos do rio e os ecossistemas de várzea, fica evidente a existência de um decréscimo e aumento das concentrações de OD. A V3 apresenta uma concentração de OD superior a R3 durante o período chuvoso, ao passo que no período de estiagem essa situação se inverte. Nota-se que o trecho R4 apresenta, em ambos os períodos climáticos, concentrações de OD superiores à V4. Enquanto os trechos de R6 a R8 apresentam um decréscimo de OD no período de seca e cheia, provavelmente em decorrência da degradação da matéria orgânica presente no sistema, os ecossistemas de várzea V6 a V8 apresentam um aumento das concentrações de OD.

O OD consiste em um importante indicador nos sistemas aquáticos, dada a sua relação com os processos de ordem bioquímica e biológica, além de seu papel no metabolismo celular da biota, tanto vegetal como animal (NORIEGA et al., 2013). O OD é uma variável que apresenta variações diárias, visto a sua ligação com os processos de fotossíntese, decomposição e respiração (BAMBI et al., 2008). Os teores de OD de um corpo hídrico é dependente principalmente da temperatura e da pressão atmosférica, sendo que uma menor temperatura e maior pressão possibilitam uma maior oxigenação das águas (SILVA & ARAÚJO, 2017). Furtado & Lopes (2015) associam baixas concentrações de OD à maior concentração de matéria orgânica em decomposição e ação da microbiota decompositora.

6.9. Sólidos Totais (ST)

No rio Sorocaba as maiores concentrações de ST foram observadas durante o período chuvoso, época onde ocorre o maior aporte de material para o sistema, sendo que R3 (81,66 mg/L) e R7 (81,67 mg/L) apresentaram as maiores concentrações, enquanto R1 (4,33 mg/L) apresentou o menor valor (Figura 20). Durante a estiagem, a menor concentração ocorreu em R5 (6,866 mg/L) e a maior em R4 (15,36 mg/L), porém a amplitude da faixa de concentração da variável ST entre os sítios amostrados variou pouco quando comparado ao período chuvoso.

Nas áreas de várzea, os menores valores de ST foram observados durante o período chuvoso (Figura 20). Na primeira campanha amostral, os maiores valores de ST foram observados V4 (83,57 mg/L) e V5 (69,33 mg/L), enquanto os menores foram registrados em V5 (20,47 mg/L) e V6 (31,93 mg/L). Em relação a segunda campanha amostral, o maior valor observado ocorreu em V3 (90,333 mg/L), seguido de V4 (40,33 mg/L). Essas localidades possuem como característica marcante a presença de macrófitas e o comprometimento de sua vegetação marginal, fatores que favorecem maiores concentrações de ST nesses sistemas, dado a redução do efeito tampão da vegetação marginal. A menor concentração observada durante a segunda campanha ocorreu em V7 (7,00 mg/L).

Figura 20 – Valores de ST obtidos para o rio Sorocaba.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Ao se comparar os trechos dos rio Sorocaba com suas áreas de várzea, nota-se um aumento das concentrações de ST até a estação 3 durante o período de cheia e seca, ao passo que o inverso é observado nas estações 6 a 8 no período de estiagem. As áreas de várzea apresentaram os menores valores de ST durante o período chuvoso, enquanto que o rio Sorocaba foram registradas as maiores concentrações de ST durante o referido período, assim como variações ao longo de seu gradiente. Em contrapartida, as maiores concentrações de ST durante a estação seca foram registrados nas áreas de várzea, ao passo que as menores foram registradas nos trechos do rio Sorocaba. As situações observadas devem estar associadas com o pulso de inundação e a troca de materiais entre o rio e os ecossistemas de várzea. Tratando-se do conceito do contínuo fluvial, observa-se um aumento das concentrações de ST entre R1 e R8 na estação chuvosa, já no período de estiagem as concentrações de ST obtidas para esses dois trechos são praticamente iguais.

ST pode ser entendido como a somatória dos sólidos dissolvidos (e.g. ferro, enxofre, íons) e sólidos em suspensão (e.g. plâncton, algas, detritos orgânicos) no ambiente aquático que não ultrapassam um filtro com poros igual a 2 microns (EPA, 2017 b). Durante o período de estiagem a concentração de sólidos em suspensão costuma se manter constante, uma vez que a vazão sofre poucas alterações e o arraste de sólidos para o ambiente aquático mantém-se constante (ANDRIETTI et al., 2016). A variabilidade dos sólidos totais em um corpo hídrico pode ser atribuído aos processos de ordem natural (e.g. erosão), assim como interferência antrópica (e.g. desmatamento) (NASCIMENTO et al., 2015).

A Agência de Proteção Ambiental Estadunidense (EPA, 2017 b) enfatiza que altas concentrações de sólidos em suspensão podem servir como transportadores de elementos tóxicos, tais como pesticidas e metais pesados, além de influenciar na transparência da água. O excesso de ST ocasiona alterações na luminosidade dos sistemas aquáticos, situação que dificulta a realização de fotossíntese e prejudica os organismos heterótrofos dependentes do oxigênio produzido durante o processo (BUZELLI & CUNHA-SANTINO, 2013). Essa situação pode favorecer as populações de zooplâncton, contudo, os sólidos costumam obstruir os aparatos desses organismos, situação que pode ser prejudicial (DE-CARLI et al., 2017).

6.10. Sólidos Totais Dissolvidos (STD)

O valor de 500 mg/L é estabelecido como referência pela RC para os corpos hídricos enquadrados na classe 02, porém em nenhum sítio de amostragem durante os dois períodos climáticos esse valor foi ultrapassado. A Figura 21 permite verificar que os maiores valores de STD foram observados para o rio Sorocaba ocorreram durante o período de estiagem, situação favorecida pela ocorrência de chuvas alguns dias antes da amostragem.

Figura 21 – Valores de STD obtidos para o rio Sorocaba e suas várzeas.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os maiores valores de STD foram observados em R8 (172,87 mg/L) durante o período chuvoso, nas demais estações amostrais os valores não variaram muito, giraram em torno de 50 mg/L. A alta concentração de STD observada em R8 provavelmente associa-se com as condições do entorno, visto que trata-se de uma área que possui a vegetação marginal com sinais de degradação, observa-se a presença de estruturas urbanas e campos abertos, além de ser uma região para onde a zona urbana está expandindo.

Durante a campanha na estiagem, nota-se que as concentrações de STD diminuíram em R2, voltaram a subir em R3, caíram até R5 e voltaram a crescer até a última estação de coleta. Tal situação associa-se com o aporte de material para o sistema, situação favorecida pelos usos e ocupações da terra destinado ao uso urbano e agropecuário. O maior valor de STD foi observado em R1 (57 mg/L), seguido de R8 (51,73 mg/L), enquanto o menor valor foi registrado em R2 (35,66 mg/L). Ressalta-se que nessa campanha, os valores obtidos para os sítios de amostragem variaram entre 35 mg/L e 57 mg/L.

Por sua vez, os valores de STD registrados para os ecossistemas de várzea não variaram tanto entre as duas estações climáticas. Em ambas as campanhas, às maiores concentrações foram obtidas em V4 (cheia = 83,57 mg/L, seca = 55,8 mg/L), várzea caracterizada por possuir uma grande biomassa vegetal e ser receptora de efluentes domésticos. Observa-se ainda que, entre as campanhas amostrais, existe uma tendência de redução e aumento das concentrações de STD.

Os menores valores observados ocorreram em V5 (cheia = 20,47 mg/L, seca = 13,24 mg/L), localidade que apresenta menores sinais de degradação. Os valores obtidos para V1 e V8 durante a estiagem podem estar associado com as chuvas que ocorreram dias anteriores a coleta. Na primeira campanha os valores variaram entre 20,47 mg/L e 83,57 mg/L, já na segunda variaram entre 13,24 mg/L e 55,8 mg/L.

Confrontando os dados obtidos para o rio Sorocaba e suas áreas de várzea, observa-se que as maiores concentrações de STD foram registradas durante o período chuvoso, enquanto as menores foram obtidas no período de estiagem. Assim como observado nos trechos R2, R5, R6 e R7, os sistemas de várzeas correspondentes (V2, V3, V6 e V7) também apresentaram as menores concentrações de STD em relação às demais estações amostrais nos dois períodos climáticos. Tanto no rio Sorocaba, como nas áreas de várzea, observa-se uma tendência de aumento das concentrações de STD.

No caso do rio, tendo como premissa o conceito do contínuo fluvial, verifica-se que possíveis adições de elementos inorgânicos ocorrem ao longo do seu percurso, visto as variações observadas entre R1 e R8, principalmente na estação chuvosa, visto que na estação de estiagem a variação das concentrações entre os trechos é muito pequena. Em relação aos ecossistemas de várzea, em ambos os períodos climáticos, nota-se um aumento das concentrações de STD entre V1 e V4, uma redução em V5 e um novo aumento dos valores de STD até V8. Destaca-se que o pulso de inundação é provavelmente o principal fator atuante, visto a troca de materiais que ocorrem com o rio Sorocaba, principalmente no período com maior volume de água no sistema, onde a conexão lateral é maior.

STD podem ser definidos como uma variável referente aos sais inorgânicos (e.g. magnésio, sódio, cálcio) e pequenas quantidades de matéria orgânica dissolvidos na água (WRC, 2017). A sua origem está associada com fontes naturais, efluentes de origem doméstica/industrial e escoamento das áreas urbanizadas e destinadas ao desenvolvimento das atividades ligadas ao agronegócio (WHO, 2003).

Os STD e ST, assim como a DBO_5 e a turbidez, tendem a possuir maiores concentrações durante o período chuvoso, reflexo da ação do escoamento superficial durante os episódios de precipitação atmosférica, que incide no carreamento de elementos para os ambientes aquáticos (ANDRIETTI et al. 2015; FURTADO & LOPES, 2015).

6.11. Turbidez

Para os corpos hídricos enquadrados na classe 02, a RC estabelece 100 UNT como limite máximo. Não conformidades com o valor de referência ocorreram principalmente durante o período chuvoso (R2, R3, R4, R7, V4), situação esperada devido ao aporte de materiais para os corpos hídricos (Figura 22). Durante a primeira campanha, os maiores valores foram registrados em R7 (200 UNT) e R2 (144,34 UNT), enquanto o menor valor ocorreu em R5 (26,66 UNT). No período de seca, os maiores valores foram registrados em R4 (65,66 UNT) e R6 (58,33 UNT), de uma maneira geral, os valores variaram entre 22,36 e 65,66 UNT. Já na estação chuvosa, os valores oscilaram entre 14,66 e 200 UNT.

Figura 22 – Valores de Turbidez (UNT) obtidos para o rio Sorocaba.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os ecossistemas de várzea apresentaram valores de turbidez que variaram entre 15,55 e 200 UNT na estação chuvosa, enquanto na estação seca os valores focaram entre 15,33 e 472,66 UNT.

Durante a primeira campanha amostral, os maior valor de turbidez foi observado em V4 (205,66 UNT), situação relacionada com a ocorrência de chuvas e grande quantidade de material particulado existente no sistema, principalmente aquele oriundo do processo de degradação das macrófitas aquáticas ali existentes. Na segunda campanha amostral, o maior valor registrado foi em V3 (472,66 UNT), enquanto o menor valor ocorreu em V6 (15,33 UNT). O valor elevado registrado em V3 (472,66 UNT) ocorreu devido o aporte de material particulado durante chuvas nos dias anteriores.

Verificando os valores obtidos para os trechos do rio Sorocaba e suas áreas de várzea, evidencia-se que os maiores valores de turbidez (com exceção de V3 durante o período de estiagem), foram registrados durante o período chuvoso. Observa-se que em ambos os sistemas, existe uma tendência de aumento, redução e um novo aumento dos valores de turbidez. Salienta-se que vários trechos do rio Sorocaba (R2, R6, R7) apresentaram valores de turbidez superiores aos respectivos ecossistemas de várzea durante a estação chuvosa, além de uma situação semelhantes ser observada na estiagem em alguns trechos do rio (R1, R2, R4, R5, R6, R7, R8) e suas áreas de várzea.

Os valores de turbidez das áreas de várzea, salvo V3 e V4, foram inferiores aos valores de turbidez registrados para o rio. Verifica-se um aumento dos valores de turbidez entre R1 e R8, situação que pode ser indicativa de alterações em seu gradiente, conforme o conceito do contínuo fluvial. Tratando-se dos ecossistemas de várzea, destaca-se a influência do pulso de inundação sobre esses ambientes, situação que permite o aporte de materiais oriundos do rio nessas áreas, o que auxilia a explicar uma parcela das tendências de aumento e reduções dos valores de turbidez nos dois sistemas.

Essa variável é uma medida representativa do grau de interferência da luz na água, relacionada diretamente com os sólidos suspensos, de origem inorgânica e orgânica (BARCELLOS et al., 2006). Os valores de turbidez nos ambientes aquáticos, de modo geral, encontram-se relacionados com o material particulado em suspensão na água, sendo que os maiores valores costumam serem observados no período chuvoso por conta do carreamento de material para o corpo hídrico (FURTADO & LOPES, 2015; MORAIS et al., 2016).

A turbidez é uma variável importante, visto que a penetração de luz no sistema é dependente dela (NORIEGA et al., 2013), situação também relacionada com a produtividade primária, principalmente nos ambientes lênticos. Os casos de baixa transparência da água são indicativos de que existe uma grande quantidade de material em suspensão no sistema (NEVES et al., 2006).

7. Comparação com trabalhos anteriores

Utilizando-se buscas nas bases bibliográficas, observou-se que poucos são os estudos realizados nas mesmas localidades avaliadas no presente trabalho. Comparando os dados obtidos no presente estudo com os dados reportados por Smith & Barrella (2000), observa-se que os níveis de OD no rio Sorocaba variaram entre 1,3 e 5,6 mg/L (faixa de variação menor do que a mensurada no recente estudo), enquanto que nas várzeas apresentaram uma redução, visto que os autores registraram valores entre 5,8 mg/L e 8,1 mg/L durante o ano de 1993. Tal situação observada pelos autores deve-se ao fato que os trabalhos de despoluição do rio Sorocaba somente teve início nos anos 2000, anteriormente o sistema recebia os despejos de efluentes do município diretamente sem tratamento prévio.

Por sua vez, os valores de pH registrados no rio variaram de 6,7 a 7,5; já nas áreas de várzea oscilaram entre 6,5 e 7,8. Observou-se, de modo geral, que os maiores valores encontrados no presente estudo indicam um meio ligeiramente alcalino, enquanto que no estudo realizado por Smith & Barrella (2000) os meios variaram entre levemente ácidos e alcalinos, situação decorrente da maior presença de matéria orgânica no sistema.

Já a temperatura, registrada pelos autores no rio Sorocaba, ficaram na faixa de 17,2 °C a 19,2 °C, enquanto que nas áreas de várzea variaram entre 16,6° C e 20 °C. Notou-se que temperaturas mais elevadas foram registradas nas áreas de várzea, situação observada no presente estudo. Destaca-se que o menor volume de água no sistema em relação ao rio, pode favorecer a ocorrência de maiores temperaturas, assim como a ausência de vegetação marginal.

A Tabela 11 apresenta valores médios de algumas variáveis limnológicas monitoradas pela rede da CETESB em alguns trechos do rio Sorocaba, trechos inseridos em áreas próximas às estações de coleta R1, R3 e R7.

Tabela 11 - Valores médios das variáveis limnológica do rio Sorocaba para os anos de 2015 e 2016, onde: DBO₅ – Demanda Bioquímica de Oxigênio, STD – Sólidos Totais Dissolvidos, Colf – Coliformes Termotolerantes

Parâmetros	Equivalente a R1		Equivalente a R3		Equivalente a R7	
	2015	2016	2015	2016	2015	2016
pH	7,34	7,55	7,09	7,19	6,92	6,99
OD	7,31	7,36	5,01	5,93	1,81	2,78
Condutividade (μS/m)	123,83	98,38	143,86	134,16	176,46	165,52
Temperatura (°C)	23,4	24,73	24,68	23,48	23,78	22,6
DBO ₅ (mg/L)	7,33	3,66	9,83	9	6,66	4,83
Fósforo Total (mg/L)	0,135	0,09	0,17	0,185	0,35	0,248
STD (mg/L)	103,66	76	78	74,16	128,5	96,83
Sólidos Totais (mg/L)	136,66	118,83	154,33	129	196	153,66
Turbidez (UNT)	15,98	8,83	18,93	27,18	59,33	30,33
Col _f (UFC/100 ml)	106.833	52.833	270.500	138.166	41.000	100.000

Fonte: CETESB (2017).

Em relação ao pH, observa-se que assim como encontrado no presente trabalho, R1 e R3 apresentaram um meio levemente alcalino (acima de 7), enquanto R7 apresentou valores mais próximos da neutralidade nos anos de 2015 e 2016. De acordo com Nascimento et al. (2015), valores de pH que indicam um meio alcalino ou levemente alcalino implicam na precipitação de íons metálicos na forma de hidróxido, diminuindo a concentrações desses elementos na água através da deposição no sedimento.

O mesmo padrão encontrado para os dados da campanha de 2017 é observado para os dados da CETESB, os valores de condutividade elétrica ultrapassam 100 μS/m (com exceção de R1 em 2016), indicando a existência de interferência antrópica e provável lançamento de esgoto doméstico no rio.

Os valores de temperatura média não mostraram uma grande faixa de variação, assim como o observado para a amostragem realizada em 2017. A principal influência sobre a temperatura na área estudada acaba ocorrendo em função da sazonalidade e ausência de vegetação marginal ao longo dos corpos hídricos.

Por sua vez, as concentrações de P obtidas pela CETESB estavam em desacordo com a RC (exceto R1 em 2016). As altas concentrações de nutrientes obtidas corroboram com os achados da pesquisa, reforça que o sistema têm recebido descargas de efluentes antes de sua passagem pelo município de Sorocaba, assim como possíveis lançamentos irregulares ocorrem nesse município, visto o aumento da concentração de coliformes termotolerantes no sistema ao longo de seu curso, situação também constatada no presente trabalho. Cabe

ressaltar que, os altos valores de DBO_5 verificados pela CETESB, são superiores aos encontrados na campanha de amostragem realizada em 2017. Esses valores são indicativos da existência de uma grande carga orgânica no sistema, o que incide em menores níveis de oxigênio devido o consumo pela microbiota degradadora.

Ressalta-se que a redução ao longo do percurso do rio (R1 à R7) observada na Tabela 11, foi verificada no presente trabalho, tal situação mostra que o trecho avaliado abrangeu uma zona de degradação, visto a redução da disponibilidade de OD.

Os ST e SDT não ultrapassaram os valores recomendados, bem como não apresentaram grandes variações (Tabela 11), situações também observadas na campanha realizada em 2017. Em nenhum momento, assim como para os dados obtidos em 2017, as concentrações de STD estiveram em não conformidade com o disposto pela RC.

8. Sedimento

Na zona urbana, o desenvolvimento das atividades industriais resultam na emissão de material particulado, por sua vez acabam influenciando no aumento da concentração de metais pesados no sedimento (RIBEIRO et al., 2012). A ocorrência de elevadas concentrações de poluentes nos sedimentos de áreas urbanas industrializadas é uma situação muito comum (POLETO, 2007). Em relação aos sedimentos de uma área industrial e agrícolas, Cesar et al., (2011) verificaram por meio de determinação granulométrica a predominância da fração arenosa (1,7 - 0,075 mm).

Santiago & Cunha-Santino (2014) realizaram uma análise envolvendo o sedimento das nascentes do Córrego do Espraiado (localizada em uma área de cerrado preservada) e da nascente do rio Monjolinho (localizada em uma área agrícola). As autoras identificaram um maior teor de matéria orgânica no sedimento no Córrego Espraiado, em relação à nascente do rio Monjolinho, cujo o sedimento foi caracterizado como inorgânico em função da falta de vegetação ripária e processos erosivos acelerados. Tratando-se da granulometria dos sedimentos, Santiago & Cunha-Santino (2014) verificaram que o sedimento dos corpos hídricos avaliados tiveram composição essencialmente arenosa (50% das partículas maiores

que 0,06 mm e menores que 2,00 mm), sendo que a nascente impactada apresentou grãos menores.

Poleto (2007) aponta que nas áreas urbanas as principais fontes de produção de sedimento são solos descobertos, ausência de infraestrutura urbana (e.g. pavimentação da malha viária), obras de construção civil sem o necessário controle contra erosões hídricas e ausência de obras para que ocorra o armazenamento dos sedimentos provenientes dos pavimentos. Souza (2007) considera que áreas periféricas, por conta do lento processo de consolidação da urbanização, são fontes de produção de sedimento por contribuírem com a erosão superficial.

Cabral et al. (2013) constataram que regiões com o predomínio de vegetação natural possuem uma produção reduzida de sedimentos. A vegetação natural fornece estabilidade geológica, auxiliam no processo de infiltração da água no solo, minimizam efeitos de deslizamentos de solo e aporte de sedimentos para os cursos d'água devido à redução dos processos erosivos ocasionados pelas chuvas (MMA, 2011). Pode-se entender que as fontes de sedimentos em áreas naturais são constituídas por rochas ígneas, metamórficas e sedimentares expostas na superfície terrestre, o intemperismo acaba alterando as características físico-químicas dessas rochas e forma o material friável (MADUREIRA FILHO et al., 2009).

Em áreas destinadas ao desenvolvimentos de atividades agrícolas, o revolvimento total do solo para plantio e o revolvimento do solo realizado por máquinas durante a colheita, consistem em situações que favorecem o aporte de sedimentos durante o período de cheia (MINELLA, 2007) para os corpos hídricos devido a ocorrência de precipitações.

A produção de sedimentos que acabam sendo direcionados para os sistemas de drenagem urbana são oriundos de rodovias e estradas, indústrias, emissão veicular, materiais de construção, supressão vegetação para construção de loteamentos, movimentação de terra na construção de grandes áreas e de superfícies não consolidadas (TUCCI, 2002; TAYLOR et al., 2008).

Nos sistemas de drenagem urbana, o acúmulo de sedimentos ocorre devido a operação inadequada ou ausência de remoção sistemática do sedimento nas bacias de retenção e detenção, geralmente os sedimentos de granulometria mais fina acabam chegando aos corpos hídricos em função da velocidade do escoamento superficial (SUDERHSA, 2002). Na

drenagem urbana, os sedimentos mais finos que partículas de areia ($< 2 \text{ mm}$) são transportados como sedimentos suspensos, porém as partículas $< 63 \text{ um}$ (silte e argila) são facilmente transportadas (TAYLOR et al., 2008). Em relação a granulometria dos sedimentos presentes em sistemas de drenagem, Poletto (2007) salienta que a composição abrange partículas grosseiras (2,00 - 0,05 mm, nessa dimensão abrange materiais como pedregulhos e areia), bem como partículas finas (0,063 - 0,002 mm e $< 0,002 \text{ mm}$) que são constituídas basicamente por silte e argila.

A Tabela 12 mostra que os sedimentos do rio Sorocaba são compostos principalmente pelas frações arenosas e silto-argilosas, salvo a primeira estação de amostragem. O substrato dessa porção do rio é completamente rochoso e composto por materiais mais grosseiros, principalmente porções da rocha mãe. Como salientado, o predomínio das frações mais finas na área de estudo deve estar associada com o desenvolvimento das atividades humanas e os usos e ocupação da terra, principalmente com o revolvimento do solo (e.g. construção civil, terraplanagem).

Tabela 12 - Valores das frações granulométricas e teores de matéria orgânica encontrados para o sedimento nos trechos do rio Sorocaba (%)

Ponto	Estação	Cascalho	Areia	Argila/Silte	Matéria Orgânica	Matéria Inorgânica
R1	Cheia	100	0	0	-	-
	Seca	100	0	0	-	-
R2	Cheia	0,30	16,74	82,95	10,56	89,44
	Seca	32,17	41,45	26,37	12,54	87,46
R3	Cheia	2,18	43,67	54,15	7,93	92,07
	Seca	0,96	10,18	88,86	11,80	88,20
R4	Cheia	0,31	14,27	85,42	6,26	93,74
	Seca	1,56	23,33	75,11	7,15	92,85
R5	Cheia	0,73	19,92	79,35	7,27	92,73
	Seca	1,04	16,70	82,26	4,46	95,54
R6	Cheia	2,48	30,68	66,85	6,46	93,54
	Seca	4,02	14,61	81,38	4,61	95,39
R7	Cheia	8,04	67,77	24,19	7,46	92,54
	Seca	19,32	38,07	42,61	7,83	92,17
R8	Cheia	0,07	13,85	86,08	11,07	88,93
	Seca	3,17	50,88	45,94	0,52	99,48

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os sedimentos do rio Sorocaba são predominantemente compostos por material inorgânico, sendo que os maiores teores de matéria orgânica foram observados nos trechos R2 e R3 durante o período chuvoso, enquanto o mesmo ocorreu nos trechos R2 e R8 durante o período de seca. A menor fração orgânica foi observada no trecho R8 no período de seca. Por se tratar de um ambiente lótico, o acúmulo de matéria orgânica no sedimento acaba não ocorrendo em função das forças hidráulicas envolvidas.

Observando-se a Tabela 13, verifica-se que os sedimentos das áreas de várzea são compostos principalmente pela fração silto-argilosa, situação que deve estar associada com o desenvolvimento das atividades antrópicas e o predomínio dos processos de decomposição nesses ambientes, fator que contribui também para um maior teor da matéria orgânica no sedimento no que refere-se ao rio. Por ser uma área artificializada, não foi possível obter a granulometria e teores de matéria orgânica/inorgânica de V2.

Tabela 13 - Valores das frações granulométricas e teores de matéria orgânica encontrados para o sedimento nas áreas de várzea (%)

Ponto	Estação	Cascalho	Areia	Argila/Silte	Matéria Orgânica	Matéria Inorgânica
V1	Cheia	11,93	47,37	40,69	18,93	81,07
	Seca	6,21	48,91	44,88	20,07	79,93
V2	Cheia	-	-	-	-	-
	Seca	-	-	-	-	-
V3	Cheia	12,46	48,13	39,41	16,01	83,99
	Seca	4,86	19,61	75,53	7,50	92,50
V4	Cheia	2,87	34,37	62,77	16,81	83,19
	Seca	3,01	35,67	61,32	16,26	83,74
V5	Cheia	4,40	50,74	44,86	16,30	83,70
	Seca	18,63	40,91	40,45	9,80	90,20
V6	Cheia	6,76	48,91	44,33	17,49	82,51
	Seca	1,71	23,63	74,66	6,72	93,28
V7	Cheia	9,98	43,36	46,66	14,34	85,66
	Seca	19,14	38,30	42,56	7,15	92,85
V8	Cheia	15,65	19,24	65,11	3,50	96,50
	Seca	3,70	52,82	43,49	14,66	85,34

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os sedimentos das várzeas do rio Sorocaba são também predominantemente compostos por material inorgânico, porém os teores de matéria orgânica observados, salvo três áreas durante o período de estiagem (V3, V5 e V8) e uma durante o período chuvoso

(V8), foram superiores aos teores de matéria orgânica observados no rio Sorocaba. A maior fração orgânica foi observada em V1 nos dois períodos climáticos, enquanto os menores teores foram registrados em V6 durante a estiagem e V8 durante o período chuvoso. De forma geral, os maiores teores de matéria orgânica observados ocorreram durante o período chuvoso, situação que favorece uma maior conectividade com o rio Sorocaba e permite a entrada de material orgânico nas áreas de várzea, além do arraste de materiais que ocorrem em função das chuvas.

Os sedimentos de fundo refletem a qualidade do sistema aquático, para que tal avaliação ocorra, a fração $< 63 \mu\text{m}$ é muito empregada em estudos. Tal fração é quimicamente ativa, dado que os sedimentos finos apresentam maior superfície de contato, o que favorece a retenção de maiores quantidades de contaminantes (LEMES et al., 2003). Por exemplo, César et al. (2011) para quantificar os metais pesados presentes em amostras de sedimento do rio Piabinho (RJ), utilizaram a fração silto-argilosa ($< 0,075 \text{ mm}$) devido sua representatividade nas interações sólido-líquido e por reterem maiores concentrações de elementos traços.

Destaca-se que por sua característica silto-argilosa, os sedimentos do rio Sorocaba e de suas áreas de várzea podem acumular várias substâncias (e.g. metais pesados, organoclorados), visto que os sedimentos são compostos por partículas finas que possuem maior superfície de contato.

9. Índices Limnológicos

Os valores obtidos para o IQA encontram-se na Tabela 14, nota-se que as variáveis coliformes termotolerantes, OD e DBO_5 foram aquelas que mais influenciaram no resultado do índice. Fica evidente que às águas do rio Sorocaba apresentam categorias de qualidade que indicam a existência de interferência antrópica sobre o sistema, uma vez que as alterações que os valores obtidos pelas variáveis limnológicas se refletem no índice.

O trecho R2 (início do percurso do rio Sorocaba no município) teve suas águas categorizadas na categoria ruim nos dois períodos limnológicos, vistos os valores 36,55 e 42,42 obtidos para o IQA para o período de cheia e seca, respectivamente. No que refere-se a R3 (curso médio do rio Sorocaba no município), a categorização do IQA foi ruim durante o período de cheia (29,58) e regular durante a estiagem (39,45). Por fim, em R8 (saída do rio

Sorocaba do município), às águas foram enquadradas na categoria ruim, devido os valores obtidos para o IQA (estação chuvosa = 26,84, estação seca = 35,42).

Tabela 14 - Valores do IQA obtidos para o rio Sorocaba

Trecho	Estação chuvosa	Estação Seca
R2	Regular	Regular
R3	Ruim	Regular
R8	Ruim	Ruim

Fonte: Elaborado pelo autor.

Inferese que o rio Sorocaba ao chegar no município de Sorocaba, recebeu uma grande quantidade de matéria orgânica, oriunda principalmente do despejo de efluentes domésticos. Ao longo de seu percurso pelo município, ocorre a degradação dessa matéria e possível contribuições de outros despejos domésticos irregulares, situação que resulta no comprometimento da qualidade da água, fazendo com que o rio possua suas águas enquadradas na categoria ruim antes de deixar o município. Apesar de R3 apresentar uma melhora de qualidade durante a estação seca, a qualidade das águas do rio voltou a se enquadrar na categoria ruim em R8. Tal situação acaba comprometendo os usos múltiplos das águas do rio, assim como pode prejudicar a vida aquática ali existente.

O grau de trofia do rio Sorocaba variou durante o seu percurso (Tabela 15), o enquadramento indicou situações com baixo grau de trofia (oligotrófico), bem como um ambiente eutrófico (supereutrófico) durante as duas campanhas de amostragem. Durante o período chuvoso, o sistema em geral, mostrou um menor grau de fertilização das suas águas, provavelmente em função do maior volume de água por conta da estação climática e consequente diluição do nutriente. No período de estiagem, estação caracterizada pela menor ocorrência de chuvas e menor quantidade de água no sistema, os trechos R3 e R7 foram enquadrados em categorias que indicam alta fertilização de suas águas, devidos os valores 63,86 e 63,78 obtidos no IET, respectivamente.

Reforça-se que o sistema pode estar retendo P durante o período de estiagem, dada a redução do grau de trofia em R8, situação explicada pelo conceito de espiral de nutrientes.

Tabela 15 - Enquadramento do rio Sorocaba conforme graus de trofia do IET

Trecho	Estação chuvosa	Estação Seca
R2	Oligotrófico	Oligotrófico
R3	Oligotrófico	Supereutrófico
R7	Oligotrófico	Supereutrófico
R8	Mesotrófico	Mesotrófico

Fonte (2018)

A localidade R2 foi enquadrada na categoria oligotrófica nas duas campanhas amostrais devido os valores obtidos para o IET (chuva = 50,22, seca = 47,64). Os trechos R3 e R7 se enquadraram na mesma categoria durante o período de cheia, visto que os valores obtidos para o IET, foram respectivamente, 51,42 e 49,23. Por fim, o trecho R8 enquadrou-se na categoria mesotrófico durante os dois períodos climáticos, visto que os valores de IET para a cheia e estiagem foram iguais a 52,10 e 58,71, respectivamente.

Salienta-se que o excesso de nutrientes em um ecossistema aquático (principalmente nos ambientes lênticos) ocasiona alterações, visto que favorece o aumento da produtividade primária, podendo incidir na redução dos níveis de oxigênio devido a degradação da matéria orgânica, além de ocorrer a produção de toxinas pelas cianobactérias. Esses fatores afetam a biota aquática como um todo, visto alterações nas variáveis limnológicas, como por exemplo, OD e turbidez. Outro fator que merece destaque, o aumento da fertilização das águas acabam prejudicando os seus usos múltiplos (e.g. abastecimento, recreação).

O IET é um índice que também reflete a interferência antrópica sobre o rio Sorocaba, visto que as principais fontes de fósforo existentes no sistema são os despejos de esgoto doméstico, assim como a lixiviação da área urbana e áreas não urbanizadas durante a ocorrência de chuvas. Uma piora do estado trófico pode ser observado entre o primeiro ponto e o último, situação que pode ser decorrente do lançamento de efluentes no sistema.

10. Bioindicadores

10.1. Macrófitas aquáticas

Ao todo, seis espécies de macrófitas aquáticas foram encontradas nas áreas de várzeas analisadas nos dois períodos climáticos (Tabela 16). Nota-se que cinco espécies ocorreram em V6, duas ocorreram em V3 e V8, enquanto somente uma espécie ocorreu em V4 e V5. *Salvinia auriculata* esteve presente em quatro das cinco áreas de várzea onde registrou-se a presença de macrófitas, já a espécie *Pistia stratiotes* ocorreu somente em V4, assim como *Eichhornia crassipes* e *Urochloa arrecta* somente ocorreram em V6.

Três áreas de várzea (V1, V2 e V7) não apresentaram cobertura projetiva (0%), visto que macrófitas não ocorreram ali. Por outro lado, a área V4 apresentou uma cobertura de 100 por macrófitas (classe 5) durante a cheia e a seca, *Pistia stratiotes* cobriu totalmente o espelho d'água. Em relação a V3, no período chuvoso a cobertura da área por macrófitas foi igual a 50% (classe 3), enquanto que na estiagem observou-se uma redução (30%), situação também constatada em V6 e V8. Por fim, V5 apresentou uma cobertura de sua área por macrófitas pouco superior a 30% (classe 2) nos dois períodos climáticos.

Tabela 16 - Espécies de macrófitas encontradas e a cobertura pelas plantas aquáticas nas várzeas

Família	Espécie	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8
Cyperaceae	<i>Cyperus giganteus</i>						X		X
Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i>						X		
Hydrocharitaceae	<i>Egeria densa</i>			X			X		
Araceae	<i>Pistia stratiotes</i>				X				
Salviniaceae	<i>Salvinia auriculata</i>			X		X	X		X
Poaceae	<i>Urochloa arrecta</i>						X		
Cobertura (cheia)		1	1	3	5	2	3	1	3
Cobertura (seca)		1	1	2	5	2	2	1	2

Fonte: Elaborado pelo autor.

Em relação às espécies encontradas, percebe-se que três delas (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia auriculata*) são flutuantes livres, duas são emersas (*Cyperus giganteus* e *Urochloa arrecta*) e uma é submersa livre (*Egeria densa*).

Trindade et al. (2010) reforçam que fatores ambientais (e.g. turbidez, vento) exercem influência no crescimento e formação dos grupos ecológicos de macrófitas. A espécie de ocorrência mais ampla foi a *Salvinia auriculata*, registrada em quatro áreas de várzea, seguida de *Cyperus giganteus*, registrada em duas áreas de várzea.

Cabe salientar ainda que a distribuição das espécies flutuantes livres é limitada em ambientes oligotróficos (PEREIRA et al., 2012), sendo assim, pode-se inferir que nas áreas de ocorrências dessas espécies a disponibilidade de nutrientes no ambiente aquático encontra-se em condições que indicam menor grau de trofia.

Destaca-se que as áreas de várzea apresentam um comprometimento da qualidade de suas águas, visto a presença da *Pistia stratiotes* e *Salvinia auriculata*, espécies comuns em ambientes aquáticos com águas de má qualidade (PEDRALLI, 2003).

A *Eichhornia crassipes* é muito empregada na depuração de corpos hídricos poluídos, assim como ocorre com a *Salvinia auriculata* (TRINDADE et al., 2010) e *Pistia stratiotes*. Esta possui uma propagação rápida e muito fácil, seu desenvolvimento torna-se agressivo em águas poluídas, situação que contribui para sua infestação e cobertura de áreas extensas, além do impedimento da existência de macrófitas submersas por causa do sombreamento (MECÊDO et al., 2012; POMPÊO, 2008), como constatado em V4.

Percebeu-se que as áreas de várzea do rio Sorocaba estão tendo a qualidade de suas águas comprometidas pela entrada de efluentes, principalmente de origem doméstica, uma vez que três espécies de macrófitas (i.e. *Salvinia auriculata*, *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*) possuem forte associação com áreas impactadas e elevadas taxas de nutrientes. Devido a ocorrência de um número maior de espécies em V6, infere-se que a área um menor grau de perturbação antrópica em relação às demais, dada a sua maior riqueza. Por outro lado, V4 encontra-se sobre forte pressão antropogênica e recebimento de esgoto, visto a proliferação da *Pistia stratiotes*. Em relação as outras áreas, é possível deduzir que os níveis de influência antropogênica encontra-se em níveis inferiores ao verificado em V4.

Frente a comunidade de macrófitas encontradas em Sorocaba, infere-se que as atividades humanas incidiram em alterações nas concentrações de nutrientes presentes nos ecossistemas aquáticos e na possível alteração das variáveis limnológicas, situações pautadas pelos dados anteriormente apresentados. O cenário encontrado indica o provável comprometimento da qualidade da água, em alguns casos, observa-se o grande consumo de oxigênio e anoxia (V4). As macrófitas aquáticas acabam corroborando com os dados limnológicos, dada a presença de espécies consideradas indicadoras de ambientes perturbados pela ação humana, as espécies aqui registradas reforçam a ideia de que os ecossistemas de várzea onde ocorrem encontram-se debilitados e com suas funções ecológicas alteradas.

O caráter lântico das áreas de várzea favorece o desenvolvimento das macrófitas aquáticas, bem como contribui para o seu processo de desenvolvimento, visto o predomínio dos processos de decomposição e a oferta de nutrientes no meio decorrentes dos processos de ciclagem e retenção desses elementos.

10.2. Macroinvertebrados

O número de macroinvertebrados encontrados durante o período chuvoso foi igual a 610 indivíduos, enquanto no período de seca esse número foi menor (15 indivíduos), provavelmente por causa das chuvas que ocorreram dias antes da coleta (Tabelas 17 e 18). Ao todo, quatro ordens de organismos foram identificados (Diptera, Gastropoda, Oligochaeta, Hirudinea), todas caracterizadas por serem compostas por organismos considerados tolerantes e resistentes. Os organismos tolerantes e resistentes vivem em ambientes com menor diversidade de habitats ou não possuem alguma exigência associada, além de se alimentarem da matéria orgânica depositada no sedimento (GOULART & CALLISTO, 2003)

Nota-se que as áreas analisadas apresentam uma riqueza baixa em termos de família, situação que associa-se com a influência antrópica sobre as áreas de várzea e rio Sorocaba, dada a influência dos usos e ocupações da terra sobre os sistemas aquáticos e a alteração das variáveis limnológicas. A baixa riqueza em áreas urbanas foi uma situação também verificada por Miserendino et al. (2011), os autores constataram que os principais elementos influenciadores são esgotos de origem doméstica e industrial, além do desmatamento e canalização de rios.

Tabela 17 - Macroinvertebrados coletados durante o período chuvoso

Filo/Classe/Ordem	Família	V4	V6	V8	R1	R3	R4	R5	R6	R7	R8
Diptera	Chironomidae	0	0	1	3	2	0	7	0	0	0
Oligochaeta	Naididae	0	78	4	69	5	67	2	70	144	150
Hirudinea		1	0	0	5	1	1	0	0	0	0
Total		1	78	5	77	7	68	9	70	144	150
Riqueza		1	1	2	3	3	2	2	1	1	1

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 18 - Macroinvertebrados coletados durante o período de estiagem

Filo/Classe/Ordem	Família	V3	V7	R3	R5	R8
Oligochaeta	Naididae	0	0	7	4	0
Gastropoda	Planorbiidae	1	0	0	0	0
	Ampularidae	0	2	0	0	1
Total		1	2	7	4	1
Riqueza		1	1	1	1	1

Fonte: Elaborado pelo autor.

Taniwaki & Smith (2011) ao estudarem a bacia de drenagem do Reservatório de Itapararanga, inserido na bacia hidrográfica do rio Sorocaba (a montante do trecho em estudo), encontraram o predomínio da ordem Diptera, Hemiptera e Odonata, além de evidenciaram que a condutividade foi um fator importante no que se refere a distribuição dos organismos, visto a relação positiva existente entre o tamanho da população desses grupos.

Os grupos identificados associam-se com condições de impacto antropogênico, principalmente poluição de origem química e orgânica, visto que organismos sensíveis (e.g. Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera) não estiveram presentes em nenhuma amostra. Os macroinvertebrados aqui encontrados são organismos que toleram baixas concentrações de oxigênio dissolvido, assim como vivem em ambientes com maior grau de trofia (BEGHELLI et al. 2015; FUSARI & FONSECA-GESSNER, 2006), situação que leva a dominância pelas ordens levantadas.

As ordens de macroinvertebrados identificadas na área de estudo são caracterizadas por espécies que indicam que os ecossistemas aquáticos estão debilitados, situação reforçada pela as alterações observadas nas variáveis limnológicas (CF, CE, OD) e pela possível eliminação das espécies sensíveis aos distúrbios de ordem antropogênica (e.g. poluição química). A composição desse grupo biológico observada nas localidades amostradas são similares, situação explicada pela possível entrada de substâncias orgânicas (i.e. esgoto doméstico) nos ambientes, o que propicia condições favoráveis para a sobrevivência desses grupos mais resistentes e contribui para o comprometimento dos usos múltiplos da água. A baixa diversidade encontrada pode ser atribuída a forte perda de qualidade ambiental dos ambientes aquáticos devido a ação humana, dada a homogeneização dos habitats (i.e. redução da heterogeneidade espacial) e alterações da qualidade da água, conforme verificado pelas análises granulométricas e parâmetros limnológicos.

11. Vegetação ripária

A LPVN estabelece uma faixa de preservação permanente de 30 metros para os corpos hídricos lóticos com dez metros de largura, estejam eles localizados na zona rural ou em área urbana.

Com base na Figura 23, observa-se que somente às localidades R2, R5 e R8 encontram-se em consonância com o disposto pelo dispositivo normativo que trata sobre o assunto. Logo, as demais localidades estão em desacordo com o estabelecido, uma vez que suas faixas de vegetação ripária não atendem o estabelecido.

Por sua vez, nenhum dispositivo legal versa sobre a determinação da largura da vegetação ripária ao redor de áreas úmidas. A Figura 23, nos mostra que a maior faixa de vegetação ripária é observada em V1, seguida de V5. Destaca-se que três estações de coleta possuem faixas estreitas de vegetação ciliar (V3, V7 e V8), enquanto outras três (V2, V4, V6) não possuem tal vegetação.

Figura 23 – Largura da vegetação marginal no rio Sorocaba e áreas de várzea

Fonte: Elaborado pelo autor.

A vegetação ripária de um corpo hídrico desempenha uma série de funções importantes, como por exemplo: o controle do aporte de sedimentos para os corpos d'água, é uma fonte de material alóctone para os ambientes aquáticos e auxilia na estabilização das

margens. É uma importante formadora da camada de serapilheira, participa do processo de ciclagem dos nutrientes, atua no ciclo hidrológico, relaciona-se diretamente com a intensidade do escoamento superficial e recarga de aquíferos (OLIVEIRA et al., 2010, TUNDISI & TUNDISI, 2010). Essas áreas fornecem garantias para o funcionamento das relações ecológicas entre a biota, além dos aspectos físicos ligados a paisagem (SANTOS et al., 2017).

Sua ausência nas bacias hidrográficas acaba comprometendo a qualidade da água, visto a redução contra os impactos oriundos das fontes de poluição e da filtragem relacionada com aspectos físico-químicos (RODRIGUES et al., 2015).

A Tabela 19 traz uma avaliação qualitativa realizada em uma faixa de 50 metros nas localidades amostradas. Para fins de análise, foi aplicado o IAVR desenvolvido por Magdaleno & Martinez (2014).

Tabela 19 - Aplicação do IAVR para os sítios amostrados.

Rio Sorocaba							
R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8
Moderado	Moderado	Ruim	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado	Bom
Áreas de Várzea							
V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8
Bom	Ruim	Bom	Ruim	Bom	Ruim	Moderado	Moderado

Fonte: Elaborado pelo autor.

Todos os trechos do rio Sorocaba, com exceção de R8, apresentam sinais de interferência antrópica sobre a sua conectividade e capacidade de regeneração natural. Por sua vez, nas áreas de várzea os trechos foram classificados em nos status bom, moderado e ruim.

Os trechos enquadrados no status moderado, apresentam a conectividade transversal e longitudinal variando entre 50 e 70%, assim como observa-se a presença de espécies nativas e não nativas compondo a faixa de vegetação ripária. O trecho R3 enquadrrou-se como ruim pela presença isolada de alguns indivíduos arbóreos, presença de espécies ruderais e comprometimento da restauração natural e conectividade da vegetação. Já no caso das estações de coleta V2, V4 e V6, observou-se a inexistência de uma faixa de vegetação ripária, fator que incidiu na atribuição do status ruim.

Por outro lado, os trechos R8, V1, V3 e V5 foram categorizados como bom, por apresentar conectividade entre 70 e 90%, além de uma vegetação ripária mais densa e indivíduos juvenis, configurando uma situação melhor em relação as demais, fator que pode estar associado com o fato de situar-se em uma região com urbanização menos intensa e interferência antrópica não tão intensa como em outras localidades.

Apesar de ser enquadrado no status moderado, R6 apresenta características mais próximas do status ruim, visto às grandes alterações na conectividade longitudinal/transversal e regeneração quase inexistente. Nos demais trechos enquadrados como moderado, observa-se alterações na conectividade longitudinal/transversal, baixa regeneração e interferência humana em sua estrutura e composição. Os trechos enquadrados como ruim, a floresta ripária apresenta grandes alterações na conectividade longitudinal/transversal, sua regeneração e a área sofrem forte interferência humana. Por fim, os trechos enquadrados no status bom, a floresta ripária apresenta uma considerável conectividade longitudinal/transversal, sua regeneração é bem representada e a sua estrutura indica um bom valor ecológico.

Infere-se que grande parte da vegetação ripária das estações de coleta encontram-se sob forte interferência antrópica e apresentam vegetação ripária ecologicamente pobre, situação que pode interferir na qualidade das águas dos corpos hídricos e reflete as alterações humanas que ocorrem na bacia hidrográfica, além de demonstrar o comprometimento ecológico dessas áreas.

12. Capacidade dos ecossistemas de várzea proverem serviços ambientais

A Tabela 20 apresenta os principais serviços ambientais prestados pelos ecossistemas de várzea do município de Sorocaba, a seleção pautou-se no cenário local e nos principais serviços elencados na literatura e o seu uso pela população local. O método utilizado trata-se de uma avaliação não monetária, cujo foco é verificar o impacto humano sobre os serviços ambientais.

No que tange a capacidade de provisão dos serviços ambientais como um todo, nota-se que os ecossistemas de várzea possuem uma capacidade que varia de mediana a muito alta em termos de relevância, salvo a tipologia aquicultura, cujo enquadramento da capacidade foi

relevante. As tipologias de serviços ambientais com relevância muito alto em termos de capacidade de fornecimento foram provisão de ictiofauna, manutenção da ictiofauna e valores de educação.

Tabela 20 - Matriz da avaliação da capacidade de provisão e demanda dos serviços ambientais fornecidos pelas várzeas.

Serviços Ambientais	Tipologias	Capacidade	Demanda	Balanço
PROVISÃO	Água	4	5	-1
	Provisão de Ictiofauna	5	5	0
	Aquicultura	2	2	0
REGULAÇÃO	Regulação do Microclima	4	4	0
	Controle do fluxo de água	4	5	-1
	Recarga de aquíferos	4	4	0
	Regulação dos Processos Erosivos	3	5	-2
	Regulação de Nutrientes	3	4	-1
	Purificação da Água	3	5	-2
	Produção Primária	4	4	0
SUPORTE	Ciclagem da água	3	4	-1
	Ciclagem de Nutrientes	4	4	0
	Manutenção da ictiofauna	5	5	0
	Recreação	3	3	0
CULTURAL	Pesca voltada ao lazer	3	4	-1
	Valores estéticos	4	5	-1
	Valores de educação	5	5	0
	Valor intrínseco da biodiversidade	4	5	-1

Fonte: Adaptado de Burkhard et al. (2009)

Cabe salientar que os serviços ambientais de regulação e suporte receberam uma pontuação que demonstra uma capacidade de provisão relevante ou muito relevante. Esses serviços ambientais são de grande importância para a sociedade, visto que associam-se com o bem-estar da população do entorno, provisão de recursos naturais e atenuação de situações decorrentes do processo de urbanização (e.g. enchentes, formação de ilhas de calor) e desenvolvimento de atividades agrícolas (e.g. aceleração dos processos erosivos).

Com exceção da demanda pela tipologia aquicultura que enquadrrou-se na categoria de demanda relevante, as demais tipologias se inseriram nas categorias que indicam uma

demanda mediana, relativamente alta ou muito alta. Essa situação associa-se com o domínio humano da paisagem, visto a baixa existência de áreas de vegetação nativa no município e a grande área urbanizada existente, além do grande adensamento populacional. As maiores demandas estão associadas com as tipologias água, provisão de ictiofauna, controle do fluxo de água, regulação dos processos erosivos, purificação da água, manutenção da ictiofauna, valores estéticos, educação e valores da biodiversidade.

Por fim, o balanço entre capacidade e demanda para metade das tipologias foi neutro. Para as tipologias água, controle do fluxo de água, regulação dos nutrientes, ciclagem da água, pesca voltada ao lazer, valores estéticos e valores da biodiversidade apresentaram um balanço que excede levemente a capacidade de provisão pelos ecossistemas de várzea, enquanto as tipologias regulação dos processos erosivos e purificação da água apresentaram um balanço negativo maior. Nota-se que a atual demanda existente acerca desses serviços está excedendo a capacidade de suporte dos ecossistemas de várzea, situação que faz necessário a elaboração de medidas de manejo adequadas para salvaguardar esses sistemas.

13. Análise dos dados ambientais

Com base na Tabela 21, verifica-se a existência de uma correlação entre CE e STD, DBO₅ e temperatura, DBO₅ e STD, CE e OD, DBO₅ e OD, pH e LRV, ST e turbidez, ST e cobertura por macrófitas, STD e CE, turbidez e ST, turbidez e cobertura por macrófitas, largura da vegetação ripária e OD, largura da vegetação ripária e STD, distância da área urbana e cobertura de macrófitas, cobertura por macrófitas e STD. Nota-se a existência de uma correlação negativa entre OD e ST, OD e STD, OD e turbidez, OD e cobertura por macrófitas, temperatura e turbidez, largura da vegetação ripária e cobertura por macrófitas, distância da área urbana e OD, distância da área urbana e RIQ, RIQ e distância da área urbana, RIQ e cobertura por macrófitas, cobertura por macrófitas e OD.

Tabela 21 – Coeficientes da correlação de Pearson. Onde: CE = condutividade elétrica, DBO = Demanda Bioquímica de Oxigênio, OD = oxigênio dissolvido, ST = Sólidos totais, STD = sólidos totais dissolvidos, T = temperatura, Turb = turbidez, LVR = Largura da vegetação ripária, DAU = distância da área urbana, RIQ = Índice de Avaliação da Vegetação Ripária e MC = cobertura por macrófitas.

	CE	DBO	OD	pH	ST	STD	T	Turb	LVR	DAU	RIQ
CE											
DBO	-0,013										
OD	-0,496	0,238									
pH	-0,060	0,056	0,317								
ST	0,057	-0,371	-0,499	-0,189							
STD	0,978	-0,081	-0,457	-0,007	0,005						
T	0,012	0,348	-0,196	0,142	0,015	-0,040					
Turb	0,080	-0,244	-0,477	-0,259	0,799	0,050	-0,127				
LVR	0,053	0,085	0,254	0,436	-0,162	0,120	-0,300	-0,169			
DAU	0,043	0,136	-0,039	0,069	0,000	0,065	-0,205	0,136	0,113		
RIQ	0,239	0,0104	0,014	0,142	0,030	0,246	0,122	0,100	0,339	-0,359	
MC	0,155	0,201	-0,522	-0,430	0,209	0,098	0,102	0,332	-0,379	0,062	-0,116

Fonte: Elaborado pelo autor.

Com o intuito de avaliar possíveis diferenças entre as variáveis do rio Sorocaba no trecho avaliado durante as duas campanhas amostrais, a Anova Two-Way foi empregada para analisar o rio no início de seu percurso no município (R2), o curso médio (R3) e antes de sua saída de Sorocaba-SP.

Ao nível de significância de 5%, não foram observadas diferenças significativas entre os trechos no que refere-se aos coliformes fecais, nitrogênio total, CE, DBO₅, pH, ST, STD, temperatura e turbidez.

Por outro lado, observou-se uma diferença significativa (p-valor: 0,0366) entre os valores de coliformes totais durante o período chuvoso e o de estiagem, visto que os valores obtidos na segunda campanha são maiores que aqueles verificados na primeira coleta nos trechos R2 e R3. O OD apresentou uma diferença significativa entre os trechos (p-valor: 0,0273) entre os períodos climáticos (p-valor: 0,0177), sendo que R2 difere de R3 e R8. Uma diferença significativa foi encontrada para o IQA entre o período de cheia e seca (p-valor: 0,0205), situação observada entre os trechos R2 e R8, dada a perda de qualidade da água ao longo do percurso do rio.

Na sequência, objetivando a realização de uma análise de gradientes ambientais e observação de possíveis padrões existentes nos dados obtidos, foi utilizada uma Análise de Redundância (RDA).

O diagrama de ordenação (Figura 24) dos bioindicadores é formado pelos dois primeiros eixos, que representam 55,95% e 0,02% da variação dos dados. Percebe-se uma grande proximidade entre os ecossistemas de várzea avaliados e os trechos do rio Sorocaba quando se observa os eixos, situação indicativa da existência de uma similaridade entre eles. Todavia, alguns sítios não foram tão similares aos demais. O sítio V6 durante o período de cheia mostrou uma relação positiva com ST, IAVR, CE e STD, assim como os trechos R4, R7 e R8 durante o mesmo período. O trecho R1 durante o período de cheia esteve associado positivamente com a temperatura, ao passo que os demais locais amostrados apresentaram associações negativas com DBO e OD. Por sua vez, o trecho R3 durante o período de cheia mostrou uma associação positiva com o pH e temperatura.

Tratando-se das espécies de macrófitas e as ordens de macroinvertebrados bentônicos, fica evidente a existência de uma relação negativa de todas elas com o OD, DBO, pH, largura da vegetação ripária e distância da área urbanizada (DAU). No caso dos oligoquetas, nota-se uma relação positiva com CE, STD, ST e IAVR.

Figura 24 - Diagrama de ordenação da RDA para os sítios amostrados em Sorocaba-SP

Fonte: Elaborado pelo autor.

Por fim, uma Análise de Componentes Principais (PCA) foi realizada para verificar possíveis padrões existentes entre as variáveis limnológicas (Figura 25).

A PCA mostrou que os dois eixos principais explicam juntos 76,74% da variação observada (eixo 1 = 49,79%, eixo 2 = 26,96). Observa-se que as variáveis turbidez, DAU, ST e MC foram as que mais contribuíram para a formação do primeiro eixo e estão negativamente correlacionadas. Em questão da diferenciação dos sítios, percebe-se que as variáveis turbidez, ST, MC, DAU e VR foram as responsáveis por separar alguns trechos do rio (R2, R4, R7, R3) e algumas áreas de várzea (V3, V4, V8) durante o período chuvoso e de estiagem, dada a existência de uma relação positiva observada entre os sítios e essas variáveis. A turbidez foi a principal responsável por separar V3, R7 e R3 dos demais sítios, ao passo que DAU separou os sítios R4, R2 e V4. Tratando-se das demais localidades, infere-se que existe uma similaridade entre os valores obtidos para as variáveis limnológicas, situação que explica a grande proximidade existente entre as demais áreas.

Figura 25 - Diagrama de ordenação da PCA para os sítios amostrados em Sorocaba-SP

Fonte: Elaborado pelo autor.

6. DISCUSSÃO

Nos diferentes níveis existentes (i.e. federal, estadual e municipal), os tomadores de decisão devem buscar formas de facilitar medidas mitigatórias ou adaptativas, que sejam transparentes, possuam um horizonte de longo prazo e tenham apoio do público interessado (VERWEIJ et al., 2016). Diante do cenário de degradação dos sistemas aquáticos, perda de qualidade dos corpos hídricos e a crescente demanda por água tornam-se necessárias melhorias nos sistemas de gerenciamento dos recursos hídricos para assegurar a manutenção dos ecossistemas e garantir a sobrevivência das sociedades, frente ao crescimento desordenado nos municípios e necessidade de planejamento local (HARRISON et al., 2016; SERAFIM & RICCI, 2017).

Neste contexto, o Plano Diretor (PD) surge como um meio capaz de auxiliar no planejamento e implementação de medidas no nível local. O PD é um instrumento que estabelece normas que regulam os interesses existentes na comunidade acerca dos aspectos ligados à propriedade, refletindo tais aspectos no planejamento de todo o território municipal e criando um referencial futuro que atenda a todas as necessidades, com vistas a impedir uma ocupação predatória da paisagem, disciplinar o uso da terra e evitar problemas futuros (BARBOSA et al., 2010; MESQUITA & FERREIRA, 2016).

Em síntese, observa-se no Estatuto da Cidade, Lei Federal nº 10.257/2001 (BRASIL, 2001) que os seguintes mecanismos podem contribuir com a proteção dos ecossistemas de várzea: direito de preempção, operações urbanas consorciadas, zoneamento e criação de áreas especiais.

O direito de preempção permite ao poder público a preferência na aquisição de imóveis, direito totalmente possível de ser utilizado para a criação de áreas de conservação ou proteção de áreas que possuem relevante interesse ambiental (Art. 26). Destaca-se que a gestão pública tem a possibilidade de demarcar áreas estratégicas para a proteção dos recursos hídricos, principalmente em áreas que são alvos de grande especulação imobiliária ou de conflitos sócioecológicos, impedindo sua degradação e conversão em usos da terra.

Nas operações consorciadas, o grande papel que cabe aos tomadores de decisão é a redução dos impactos ambientais provenientes dessas operações, além da utilização de recursos naturais (Art. 32). De modo similar ao mecanismo anterior, no PD áreas adjacentes

aos sistemas de várzea que serão destinadas ao processo de desenvolvimento urbano podem ser delimitadas para esta finalidade, propiciando a redução da degradação dos corpos aquáticos e o uso de tecnologias sustentáveis do ponto de vista ambiental.

O zoneamento e a criação de áreas especiais são instrumentos que trazem uma grande contribuição para a proteção das áreas de várzea. Como salientado em algumas passagens do Estatuto da Cidade (BRASIL, 2001), esses mecanismos possibilitam que sejam criadas restrições para o processo de ocupação do território em áreas consideradas sensíveis do ponto de vista ecológico, assim como permite a proteção dos ambientes que são importantes provedores de serviços ambientais. Neles, a administração pública pode apontar soluções para especificidades existentes no território municipal (SERAFIM & RICCI, 2017).

Salienta-se que o PD pode estabelecer como objetivos ou princípios os elementos presentes nas políticas públicas para promover a proteção dos ecossistemas de várzea, visto que para o cumprimento da sua função social estabelecida pela Constituição Federal (BRASIL, 1988), cada propriedade deve estar em consonância com o disposto pelo PD, que é um instrumento de ordenamento local instituído por lei municipal.

A ação estratégica aliada ao processo de desenvolvimento contribui para a conservação dos ecossistemas de várzea nos municípios, favorecendo o atendimento dos objetivos estabelecidos pela CDB e a Convenção RAMSAR. A conservação dos ecossistemas de várzea necessita que o poder público destine recursos para tal finalidade, além de que a adoção de uma postura estratégica permite realizar a integração de políticas nacionais, planos e programas e o adequado manejo desses sistemas (Figura 26).

Figura 26 – Ação Estratégica e Manejo dos Ecossistemas de Várzea

Fonte: Elaborado pelo autor.

No caso de Sorocaba-SP, infere-se que a população cresceu em um ritmo acelerado em função do processo de industrialização, crescimento econômico e desenvolvimento tecnológico. Tais condutores indiretos levaram a conversão de terras, principalmente para a expansão da mancha urbana e desenvolvimento de atividades do agronegócio, além do aumento da carga de efluentes gerados e consequentemente a adição de nutrientes e poluição orgânica nos sistemas aquáticos. Por sua vez, esses condutores indiretos resultaram uma série de efeitos ecológicos, que incidiram em alterações nos serviços ambientais, que exercem efeito sobre os condutores indiretos (Figura 27).

Figura 27 – Condutores diretos e sua influência nos serviços ambientais em Sorocaba-SP

Fonte: Adaptado de Galatowitsch (2012)

Através do modelo ecológico conceitual representado na Figura 28, percebe-se que os principais condutores de degradação são conversão de terras e poluição orgânica, condutores diretos de origem antrópica que ultrapassam os limites da área estudada e são responsáveis pelas mudanças observadas nos sistemas aquáticos. Nota-se que os condutores de mudança ecológica são responsáveis por uma série de estressores, que por sua vez estão relacionados com os efeitos ecológicos observados no presente estudo (e.g. mudanças nas comunidades de macroinvertebrados e macrófitas, perda de qualidade da água).

Frente ao exposto e identificação das causas dos problemas atuais, torna-se possível e elaboração de medidas que visem o manejo adequado das áreas de várzea no contexto de

Sorocaba-SP. Destaca-se que essa ação deve ocorrer por meio do planejamento municipal e com o auxílio da gestão pública, além do envolvimento da sociedade como um todo. Salienta-se o papel da ação estratégica na proteção desses ecossistemas.

Figura 28 – Modelo ecológico conceitual para o caso de Sorocaba-SP

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os resultados obtidos através da análise limnológica, bioindicadores, uso e cobertura da terra, vegetação marginal e serviços ambientais permitiram verificar que o planejamento do ambiente físico existente na área de estudo ainda é incipiente, além de que é necessário a consideração dos fatores que ocorrem na bacia hidrográfica, visto que todas às atividades antrópicas ali desenvolvidas acabam se refletindo nos corpos hídricos por conta da grande pressão exercida. A Figura 29 traz elementos que auxiliam na compreensão do contexto atual da bacia hidrográfica do rio Sorocaba, contribuindo para um planejamento ambiental de curto a longo prazo, que deve ocorrer de forma contínua e ajustado para o devido atendimento satisfatórios dos objetivos fixados inicialmente.

Figura 29 - Diretrizes para o planejamento ambiental da bacia hidrográfica do rio Sorocaba

Assume-se que a ação estratégica (e.g. formulação de planos, programas, projetos) consiste em uma abordagem adequada para o manejo e proteção das várzeas urbanas do município de Sorocaba-SP, possibilitando assim mudanças no atual cenário de degradação, perda da qualidade ambiental e planejamento. Nesse contexto, o instrumento de política ambiental Avaliação Ambiental Estratégica (AAE) contribui para a verificação das implicações oriundas das ações e possíveis alternativas para prevenir as interferências antrópicas sobre a saúde dos ecossistemas (BINA et al., 2011; DOREN et al., 2012).

A AAE pode auxiliar no manejo das áreas de várzea nos diferentes níveis de governança, protegendo suas características essenciais (i.e. socioculturais e ecológicas) e lidando com o desafio de manejar os recursos naturais objetivando resguardar os serviços ambientais (GENELETTI, 2015; HETTIARACHCHI et al., 2014; LAVOIE et al., 2016). No caso de Sorocaba-SP, esse instrumento de política ambiental traz elementos que favorecem o atendimento desses objetivos.

Uma estrutura conceitual que insere o manejo dos ecossistemas de várzea no processo de AAE é apresentada na Figura 30. O contexto da área de estudo, experiências prévias e fases fundamentais da estrutura de AAE foram consideradas (GENELETTI, 2015; HETTIARACHCHI et al., 2014; THERIVEL, 2004). O modelo apresentado permite a influência de políticas públicas ambientais e internacionais no contexto de desenvolvimento do município de Sorocaba-SP, além de atender características particulares e auxiliar na tomada de decisão por meio da promoção do manejo das áreas de várzea nas políticas e planos aplicados no nível local.

No que refere-se ao manejo dos ecossistemas da área de estudo, primeiramente é necessário a verificação das fontes que podem influenciar efetivamente o processo de desenvolvimento (fase 1). Nessa fase, os elementos relacionados com a ação estratégica (e.g. políticas, planos, programas) e legislação relacionada com os ecossistemas de várzea devem ser analisados. O diagnóstico revela os elementos afetados pelos mecanismos regulatórios e implementação de ações, além dos elementos que devem ser considerados no escopo. Uma análise considerando os usos das áreas de várzea (e.g. econômico, educacional) consiste no ponto inicial dessa fase, assim como experiências prévias contribuem com o processo e formulação de novas estratégias.

Figura 30 - Estrutura conceitual para integrar o manejo das áreas de várzea de Sorocaba-SP na AAE

Fonte: Elaborado pelo autor.

A fase seguinte permite o estabelecimento das várzeas com alta importância ecológica e os principais serviços ambientais fornecidos por esses ecossistemas. Destaca-se que é de essencial a identificação das várzeas mais ameaçadas para fins de proteção, o que faz necessário a realização de uma abordagem ecológica para a análise, situação favorecida pela parceria entre a academia. A multidisciplinaridade favorece a consideração de informações essenciais, principalmente da esfera social e características ambientais (e.g. fragilidade, problemas).

A formulação da *baseline* auxiliará na obtenção de um diagnóstico atual dos ecossistemas de várzea, situação que favorece a realização das próximas fases e a formulação de medidas.

A terceira fase necessita da opinião de especialistas, todo efeito adverso ou benéfico oriundo do plano de desenvolvimento deve ser considerado e listado. Para cada cenário identificado, medidas ambientais não invasivas devem ser formuladas com o foco nas necessidades da população local, funcionamento dos ecossistemas, manutenção do sistema natural e promoção do desenvolvimento do município. Indicadores para o monitoramento são importantes elementos nessa fase, visto que favorecem a verificação da efetividade das medidas adotadas, porém todo indicador selecionado deve ser apropriado para avaliar os objetivos estratégicos na escala local, considerando o contexto estratégico.

Por sua vez, a comparação das alternativas deve ser feita após o levantamento dos impactos, aqui existe uma conexão com a avaliação de impacto ambiental e os dados da *baseline*. Recomenda-se fortemente a seleção de alternativas que mitiguem os impactos negativos efetivamente sem a modificações significativas na ação estratégica e seus objetivos, bem como a redução dos impactos sobre os ecossistemas de várzea e biodiversidade associada. A predição desempenha um importante papel, dada a redução da incerteza e a maximização da dicotomia no processo de tomada de decisão.

Na última fase, deve-se avaliar se a integridade ecológica das várzeas do município de Sorocaba-SP está sendo protegida e se ocorre a promoção do desenvolvimento durante a implementação da ação com indicadores (e.g. FISCHER, 2010).

A consulta pública é um aspecto que oferece a possibilidade de incluir algumas características sociais e econômicas do município, necessidades vitais dos interessados e possíveis problemas não levantados pelos especialistas. Problemas podem ser evitados ou simplificados e o bem-estar da população possui maiores chances de ser assegurado, situação que pode ser possibilitada pela participação do Comitê de Bacia Hidrográfica. Destaca-se a importância do setor de gerenciamento ambiental ou uso dos recursos naturais no processo.

O emprego de indicadores auxilia na implementação das fases elencadas, dada a sua habilidade de sumarizar informações e auxílio em sua difusão para os interessados. Na AAE, indicadores são ferramentas úteis tanto na auxílio técnico como na comunicação (Gao et al., 2017). Considerando o cenário de Sorocaba e a obtenção de informações oriundas do processo de monitoramento, elaborou-se a Tabela 22 para auxiliar no processo. A intenção foi trazer elementos que simplifiquem a estrutura de implementação e maximizem os esforços para o manejo dos ecossistemas de várzea, através de elementos que refletem o atendimento dos objetivos durante a implementação da ação estratégica.

Tabela 22 - Indicadores para auxiliar na implementação da estrutura conceitual

Fase	Indicador	Descrição	Referência
1	<i>Score</i> qualitativo	Sistema de grade baseado na performance do trabalho, onde é possível atribuir notas de A a G, de acordo com o a qualidade do atendimento	Fischer (2010)
	Avaliação Funcional do Processo	Determina as funções das várzeas e sua condição ambiental, indicando áreas prioritárias e características ambientais importantes (funções hidrológicas, sítios RAMSAR) necessárias para a <i>baseline</i> e análise dos serviços ambientais	WPEM (2009)
2	Valor Ecológico (MACBETH)	Permite um processo de análise multicritério e fornece o valor ecológico das várzeas após alguns ajustes, bem como a conectividade e integridade desses sistemas. É possível identificar áreas prioritárias para manejo ou proteção e o estabelecimento de parâmetros para a análise multicritério	Lavoie et al. (2016)
	<i>Guidelines</i> e valores de <i>background</i>	Permite a comparação entre as áreas mediante os valores adotados como referência para as variáveis limnológicas	E.g. RC (BRASIL, 2005)
3	Descritivo, analítico e/ou métodos de envolvimento	Determinação de toda a extensão do impacto, assim como os impactos significativos e formas de mitigação	E.g. Consulta Ad hoc, Indicadores (Sanchez, 2013), Matrices de impacto (Fisher, 2004), Geoprocessamento (e.g. Silva et al. 2017)
4	<i>Tiering</i> , Hierarquia das alternativas	Identificação de alternativas apropriadas e atendimento das necessidades reais	E.g. Therivel (2007)
	Critério de performance	Fornecer elementos essenciais para verificar a efetividade da AEE	IAIA (2002)
5	Índices limnológicos, modelos e estrutura da comunidade	Fornecem informações sobre o estado atual das várzeas e facilita a divulgação das informações, bem como a sua síntese	E.g. IQA (CETES, 2016), Estrutura da comunidade de macroinvertebrados (Hepp et al., 2010, Allan et al., 2012)

Fonte: Elaborado pelo autor.

7. CONCLUSÃO

O rio Sorocaba e suas áreas de várzea no município de Sorocaba-SP sofrem grande interferência antrópica, sendo que o lançamento de esgoto doméstico é um dos principais condutores diretos de degradação responsáveis pela alteração das variáveis limnológicas analisadas, principalmente CE, DBO e OD. A análise qualitativa conjunta de macrófitas aquáticas e macroinvertebrados bentônicos contribuíram para verificar que a principal forma de poluição que afeta a qualidade das águas do rio Sorocaba e de suas áreas de várzea é a orgânica, visto a presença de espécies e ordens indicadoras de desequilíbrios nos ecossistemas aquáticos e a ausência de organismos sensíveis.

Tal situação de perturbação antrópica nas águas do rio Sorocaba ficou evidente com a aplicação dos índices limnológicos, dado o enquadramento em categorias que indicam alterações no sistema, principalmente pelo aporte de nutrientes e matéria orgânica ali presente. Nota-se também a influência do pulso de inundação e da espiral de nutrientes sobre as variáveis limnológica amostradas, bem como alterações no gradiente do rio Sorocaba (teoria do contínuo fluvial).

Os usos e ocupações da terra do município são predominantemente compostos por categorias antropogênicas, principalmente por áreas urbanizadas e destinadas ao agronegócio (i.e. pastagem, área descoberta, lavoura temporária e silvicultura), situação que exerce forte pressão sobre os ecossistemas aquáticos em função da poluição difusa, proximidade com fontes impactantes e conversão de áreas de várzeas em usos humanos. A vegetação marginal dos corpos hídricos apresenta-se comprometida em algumas localidades, contudo, ela desempenha um importante papel na proteção dos recursos hídricos, retenção de compostos, provisão de recursos para a biota e proteção dos recursos edáficos.

Apesar da interferência antrópica, os ecossistemas de várzea existentes no município prestam diversos serviços ambientes para a população e são importantes para a manutenção da biodiversidade local, visto que funcionam como refúgios no meio urbano para muitas espécies em diversas fases do ciclo de vida. O atual cenário demanda a busca por um equilíbrio entre desenvolvimento das atividades econômicas e conservação ambiental, de modo a compatibilizar o funcionamento ecológico adequado dos sistemas a atender às demandas da sociedade sem o comprometimento da qualidade dos corpos hídricos.

Verifica-se que a lacuna existente na LPVN acerca dos ecossistemas de várzea, em longo prazo, pode acabar comprometendo a integridade ecológica, metabolismo e funções desempenhadas por esses sistemas. A falta do estabelecimento de faixas de vegetação marginal ao redor desses sistemas, a não consideração do pulso de inundação e a falta de uma abordagem ecologicamente embasada são alguns dos elementos que podem acarretar em efeitos adversos para as áreas de várzea. O atual cenário faz necessário a atuação da gestão municipal, o que pode favorecer o manejo adequado desses sistemas ecológicos e prover uma proteção mais adequada.

Destaca-se a importância do desenvolvimento de mecanismos municipais que favoreçam a manutenção da integridade ecológica das áreas de várzea e restrinja os efeitos adversos oriundos do processo de ocupação do território municipal e das lacunas da LPVN. Salienta-se que o uso de instrumentos da atual política urbana brasileira (i.e. Estatuto da Cidade) e a Avaliação Ambiental Estratégica pode contribuir efetivamente para a proteção desses corpos hídricos. A estrutura conceitual apresentada pode ser adaptada e utilizada para outros contextos e realidades, visto que as fases estabelecidas são gerais e propiciam o emprego do instrumento de política ambiental no nível municipal.

Recomenda-se a realização de estudos envolvendo aspectos ecotoxicológicos e o uso da ecohidrologia, assim como os metais pesados presentes na água e no sedimento, além de poluentes emergentes e recuperação das vegetação marginal dos ambientes aquáticos.

REFERÊNCIAS

- ABBASI, T.; ABBASI, S. A. Water quality indices based on bioassessment: The biotic indices. **Journal of Water and Health**, v. 9, n. 2, p. 330–348, 2011.
- ALBERT, D. A.; MINC, L. D. Plants as regional indicators of Great Lakes coastal wetland health. **Aquatic Ecosystem Health & Management**, v. 7, n. 2, p. 233–247, 1 abr. 2004.
- ALBERTI, M. **Advances in Urban Ecology: Integrating Humans and Ecological Processes in Urban Ecosystems**. New York: Springer, 2008, 355 p.
- AMORIM, D. G. et al. Ordination and evaluation of the water quality index for the creeks Rabo de Porco and Precuá, located in the Premium I Refinery area, municipality of Bacabeira (MA), Brazil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 251–259, abr. 2017.
- APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION); AWWA; WPCF. **American Water Works Association and Water Pollution Control Federation Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington D.C., 1998. 1193p.
- ARRUDA, R. O. M.; DALMAS, F. B.; MILITÃO, F. A.; SANTOS, J. C.; GARCIA, A. P. Análise geoambiental aplicada ao estudo da relação entre qualidade da água e ocupação das margens da represa Guarapiranga (São Paulo/SP), entre 2004 e 2014. **Revista UNG - Geociências**, v. 15, n° 1, p. 77 - 93, 2016.
- ASH, N.; BLANCO, H.; BROWN, C.; GARCIA, K.; HENDRICH, T.; LUCAS, N.; RUADSEPP-HEANE, C.; SIMPSON, R. D.; SCHOLLES, R.; TOMICH, T.; VIRA, B.; ZUREK, M. **Ecosystem and Human Well-being: a manual for assessment practitioners**. Island Press, Washington, 2010, 255 p.
- AZEVEDO, S. M. C. DE; VASCONCELOS, D. V.; AVELAR, J. C. L. DE. Análises físico-químicas do corpo hídrico na fazenda São Gonçalo em Paraty (RJ). **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 5, n. 1, p. 329–334, 31 jan. 2014.
- AIN, D. J.; YESILONIS, I. D.; POUYAT, R. V. Metal concentrations in urban riparian sediments along an urbanization gradient. **Biogeochemistry**, v. 107, n. 1–3, p. 67–79, 9 out. 2010.
- ANDRIETTI, G.; FREIRE, R.; AMARAL, A. G.; ALMEIDA, F. T.; BONGIOVANI, M. C.; SCHNEIDER, R. M. Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, n° 1, p. 162 - 175, 2016.
- BALVANERA, P. et al. Ecosystem services research in Latin America: The state of the art. **Ecosystem Services**, v. 2, p. 56–70, dez. 2012.
- BAMBI, P.; DIAS, C. A. A.; SILVA, V. P. Produção primária do fitoplâncton e as suas relações com as principais variáveis limnológicas na baía das pedras pirizal nossa senhora do livramento, pantanal de Poconé - MT. **UNICIÊNCIAS**, v. 12, n. 1, 3 jul. 2008.
- BARBOSA, A. C.; SILVA, C. P.; LISTON, R. C. F. S. Gestão pública e desenvolvimento sustentável: a importância de Plano Diretor no ato de criação de um município. **Revista Científica da Ajes**, v. 1, n° 1, p. 6 - 22, 2010.

BARBOZA, L. G. A.; MORMUL, R. P.; HIGUTI, J. Beta diversity as a tool for determining priority streams for management actions. **Water Science and Technology**, v. 71, n. 10, p. 1429–1435, 1 maio 2015.

BARCELLOS, C. M.; et al. Avaliação da qualidade da água e percepção higiênico-sanitária na área rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil, 1999-2000. **Caderno de Saúde Pública**, v. 22, n° 9, p. 1967 - 1978, 2006.

BARTH, N.-C.; DÖLL, P. Assessing the ecosystem service flood protection of a riparian forest by applying a cascade approach. **Ecosystem Services**, v. 21, Part A, p. 39–52, out. 2016.

BASSI, N. et al. Status of wetlands in India: A review of extent, ecosystem benefits, threats and management strategies. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 2, p. 1–19, nov. 2014.

BATALLA SALVARREY, A. V. et al. The influence of natural and anthropic environmental variables on the structure and spatial distribution along longitudinal gradient of macroinvertebrate communities in southern Brazilian streams. **Journal of Insect Science**, v. 14, p. 13, 26 jan. 2014.

BECK, M. W. et al. Analysis of macrophyte indicator variation as a function of sampling, temporal, and stressor effects. **Ecological Indicators**, v. 46, p. 323–335, nov. 2014.

BEGHELLI, F. G. S.; CARVALHO, M. E. K; PECHE-FILHO, A.; MACHADO, F. H.; MOSCHINI-CARLOS, V. POMPÊO, M. L. M.; RIBEIRO, A. I.; MEDEIROS, G. A. Uso do índice de Estado Trófico e análise rápida da comunidade de macroinvertebrados como bioindicadores da qualidade ambiental das águas na bacia do rio Jundiaí-Mirim-SP-BR. **Braz. J. Aquat. Sci.**; v. 19, n° 1, p. 13 - 22, 2015.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia de Indivíduos a Ecossistemas**. 4 edição, Porto Alegre, Editora Artmed, 2007, 752 p.

BEICHLER, S.; HAASE, D.; HEILAND, S.; KABISCH, N.; Müller, F. Does the Ecosystem Service Concept Reach its Limits in Urban Environments?. **Landscape Online**, v. 51, p. 1 - 21, 2017.

BEUEL, S. et al. A rapid assessment of anthropogenic disturbances in East African wetlands. **Ecological Indicators**, v. 67, p. 684–692, ago. 2016.

BINA, O.; JING, W.; BROWN, L.; PARTIDÁRIO, M. R. An inquiry into the concept of SEA effectiveness: Towards criteria for Chinese practice. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 31, n°6, p. 572 - 581, 2011.

BOONE, C. G. et al. A comparative gradient approach as a tool for understanding and managing urban ecosystems. **Urban Ecosystems**, v. 15, n. 4, p. 795–807, 2012.

BORTOLETO, L. A. et al. Suitability index for restoration in landscapes: An alternative proposal for restoration projects. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 724–735, jan. 2016.

BOTEQUILHA LEITÃO, A.; AHERN, J. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. **Landscape and Urban Planning**, v. 59, n. 2, p. 65–93, 15 abr. 2002.

BRANCALION, P. H. S. et al. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. **Natureza & Conservação**, v. 14, Supplement 1, p. e1–e16, abr. 2016.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicaocompilado.htm>. Acesso em: 11 de maio de 2017.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm>. Acesso em 10 out. 2017.

BRASIL. **Lei nº 10.257, de 10 de julho de 2001** - Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/LEIS_2001/L10257.htm>. Acesso em: 04 de março de 2017.

BRASIL. **Resolução CONAMA 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, 27 p.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em:<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/12651.htm>. Acesso: em 2 set. 2016.

BRAZNER, J. C. et al. Coastal Indicators Responsiveness of Great Lakes Wetland Indicators to Human Disturbances at Multiple Spatial Scales: A Multi-Assemblage Assessment. **Journal of Great Lakes Research**, v. 33, p. 42–66, 1 jan. 2007.

BRINSON, M. M. Strategies for assessing the cumulative effects of wetland alteration on water quality. **Environmental Management**, v. 12, n. 5, p. 655–662, 1988.

BUFON, A. G. M.; LANDIM, P. M. B. Análise da qualidade da água por metodologia estatística multivariada na Represa Velha (Cepta/IBAMA/Pirassununga/SP). **Holos Environment**, v. 7, n. 1, p. 42 - 59, 2007.

BURGER, J. R. et al. The Macroecology of Sustainability. **PLOS Biol**, v. 10, n. 6, p. e1001345, 19 jun. 2012.

BURKHARD, B.; MULLER, F.; WINDHORST, W. Landscapes Capacities to Provide Ecosystem Services - a Concept for Land-Cover Based Assessments. **Landscape Online**, v. 15, p. 1 - 22, 2009.

BURKHARD, B. et al. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. **Ecological Indicators**, Challenges of sustaining natural capital and ecosystem services Quantification, modelling & valuation/accounting. v. 21, p. 17–29, out. 2012.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP). **Revista Ambi-Água**, v. 8, n° 1, p. 186 - 205, 2013.

CABRAL, S. L.; REIS, R. S. FRAGOSO JÚNIOR, C. R. Avaliação do efeito da urbanização na produção de sedimentos da Bacia do Rio Jacarecica/AL mediante uso de modelo hidrossedimentológico distribuído. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 37, p. 1073 - 1080, 2013.

CAPERS, R. S.; SELSKY, R.; BUGBEE, G. J. The relative importance of local conditions and regional processes in structuring aquatic plant communities. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 5, p. 952–966, 2010.

CARTER, M. Wetlands and Health: How do Urban Wetlands Contribute to Community Wellbeing? In: FINLAYSON, C. M.; HORWITZ, P.; WEINSTEIN, P. (Eds.). . **Wetlands and Human Health**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2015. p. 149–167.

CASTELLARI, R. R.; TEIXEIRA, A. J. B. L.; SMITH, W. S. Tour do Rio Sorocaba - uma proposta para educação ambiental em ambiente urbano. In: SMITH, W. S. **Conectando peixes, rios e pessoas: como o homem se relaciona com os rios e com a migração de peixes**. Prefeitura Municipal de Sorocaba, Secretaria do Meio Ambiente, 2014, p. 50 – 59.

Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas a Agricultura – CEPAGRI. **Clima dos municípios Paulistas: a classificação climática de Köppen para o estado de São Paulo**. Disponível em: <<http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>>. Acesso em 24 abr. 2016.

CESAR, R.; COLONESE, J.; SILVA, M.; BIDONE, E.; CASTILHOS, Z.; POLIVANOV, H. Distribuição de mercúrio, cobre, zinco e níquel em sedimentos de corrente da bacia do rio Piabinha, Estado do Rio Janeiro. **Geochimica Brasiliensis**, Ouro Preto, v. 25, n° 1, p. 35 - 45, 2011.

CDB. **Convention On Biological Diversity**. Strategic Plan for Biodiversity 2011 - 2020, including Aichi Biodiversity Targets. Disponível em: < <https://www.cbd.int/sp/> >. Acesso em 15 de abr. 2017.

CHAIKUMBUNG, M.; DOUCOULIAGOS, H.; SCARBOROUGH, H. The economic value of wetlands in developing countries: A meta-regression analysis. **Ecological Economics**, v. 124, p. 164–174, abr. 2016.

CHAVES, K. F. et al. Avaliação Microbiológica da Água Empregada em Laticínios da Região de Rio Pomba-MG. **Journal of Health Sciences**, v. 12, n. 4, 3 jul. 2015.

CHEN, M. et al. The Global Pattern of Urbanization and Economic Growth: Evidence from the Last Three Decades. **PLOS ONE**, v. 9, n. 8, p. e103799, 8 jun. 2014.

CHEN, R. Z.; WONG, M.-H. Integrated wetlands for food production. **Environmental Research**, v. 148, p. 429–442, jul. 2016.

CLARO-JR, L. et al. O efeito da floresta alagada na alimentação de três espécies de peixes onívoros em lagos de várzea da Amazônia Central, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 34, n. 1, p. 133–137, 2004.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB. Determinação de resíduos em águas - Método gravimétrico. Normalização Técnica L5.149. São Paulo, 1978.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB. **Guia Nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Agência Nacional de Águas, Brasília-DF, 2011, 326 p.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB. **Índices de qualidade da água**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/documentos/indices/04.pdf>>. Acesso em: 01 jun. 2016.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB. **Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem (2016)**. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Ap%C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-e-Sanit%C3%A1rio-das-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-2016.pdf>>. Acesso em: 02 nov. 2017

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB. **Águas interiores - Publicações e Relatórios**. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em 28 nov. 2017.

Comitê da Bacia Hidrográfica Sorocaba - Médio Tietê - CBHSMT. **Relatório de Situação dos Recursos Hídricos (2013)**. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/deliberation/%5C6205/rs-06-01-13.pdf>>. Acesso em 27 ago. 2016.

CONCEIÇÃO, D. M. DA et al. Aplicação de um modelo matemático de qualidade de água na concessão de outorga de lançamento de efluentes analisando os parâmetros DBO e CTT. **Revista Tecnologia**, v. 38, n. 1, p. 22–38, 26 jul. 2017.

COOK, A.; SPELDEWINDE, P. Public Health Perspectives on Water Systems and Ecology. In: FINLAYSON, C. M.; HORWITZ, P.; WEINSTEIN, P. (Eds.). **Wetlands and Human Health**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2015. p. 15 - 30.

CORDIER, M. et al. A guiding framework for ecosystem services monetization in ecological–economic modeling. **Ecosystem Services**, v. 8, p. 86–96, jun. 2014.

COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253–260, 15 maio 1997.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008.

CROFT, M. V.; CHOW-FRASER, P. Coastal Indicators Use and Development of the Wetland Macrophyte Index to Detect Water Quality Impairment in Fish Habitat of Great Lakes Coastal Marshes. **Journal of Great Lakes Research**, v. 33, p. 172–197, 1 jan. 2007.

CROOK, D. A. et al. Human effects on ecological connectivity in aquatic ecosystems: Integrating scientific approaches to support management and mitigation. **Science of The Total Environment**, Catalysing transdisciplinary synthesis in ecosystem science and management. v. 534, p. 52–64, 15 nov. 2015.

- CROSSMAN, N. D. et al. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. **Ecosystem Services**, Special Issue on Mapping and Modelling Ecosystem Services. v. 4, p. 4–14, jun. 2013.
- CRUZ, B. B.; PIRATELLI, A. J. Avifauna associada a um trecho urbano do Rio Sorocaba, Sudeste do Brasil. **Biota Neotropical**, v. 11, n° 4, p. 255 - 264, 2011.
- CUNICO, A. M. et al. Influência do nível hidrológico sobre a assembléia de peixes em lagoa sazonalmente isolada da planície de inundação do alto rio Paraná. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 24, n. 0, p. 383–389, 13 maio 2008.
- CUNNINGHAM, A. B. etlands and People's Well-being: Basic Needs, Food Security and Medicinal Properties. In: FINLAYSON, C. M.; HORWITZ, P.; WEINSTEIN, P. (Eds.). . **Wetlands and Human Health**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2015. p. 31 - 44.
- DAILY, G. C.; ALEXANDER, S. A.; EHRLICH, P. R.; GOULDER, L.; LUBCHENCO, J.; MATSON, P. A.; MOONEY, H. A.; POSTEL, S.; SCHNEIDER, S. H.; TILMAN, D.; WOODWELL, G. M. Ecosystem Services: Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems. In: **Issues in Ecology 2**, Ecological Society of America, Washington D.C., 1997. p. 2 - 16.
- DAMASCENO, M. DA C. S. et al. Seasonal evaluation of the quality of surface waters of the Amazon River on the waterfront of Macapá City, Amapá, Brazil. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 3, p. 598–613, set. 2015.
- DANZ, N. P. et al. Integrated Measures of Anthropogenic Stress in the U.S. Great Lakes Basin. **Environmental Management**, v. 39, n. 5, p. 631–647, 23 mar. 2007.
- DE-CARLI, B. P.; VOVAL, J. C. L.; PRODRIGUES, E. H. C.; POMPÊO, M. L. M. Variação espacial e sazonal do zooplâncton nos reservatórios do Sistema Cantareira, Brazil. **Revista Ambiente & Água**, v. 12, n° 4, p. 666 - 679, 2017.
- DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, n. 3, p. 393–408, jun. 2002.
- DICKINSON, D. C.; HOBBS, R. Cultural ecosystem services: Characteristics, challenges and lessons for urban green space research. **Ecosystem Services**, v. 25, p. 179 - 194, 2017.
- DOREN, D. V.; DRIESSEN, P. P. J.; SCHIJF, B.; RUNHAAR, H. A. C. Evaluating the substantive effectiveness of SEA: Towards a better understanding. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 38, p. 120-130, 2012.
- DUARTE FERREIRA, K. C. et al. Adaptação do índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation ao semiárido brasileiro. **Revista Ciência Agronômica**, v. 46, n. 2, p. 277 - 286, 2015.
- DUBOIS, L.; MATHIEU, J.; LOEUILLE, N. The manager dilemma: Optimal management of an ecosystem service in heterogeneous exploited landscapes. **Ecological Modelling**, v. 301, p. 78–89, 10 abr. 2015.

ENGLERT, D. et al. Variability in ecosystem structure and functioning in a low order stream: Implications of land use and season. **Science of The Total Environment**, v. 538, p. 341–349, 15 dez. 2015.

ENSING, S. H.; DOYLE, M. W. Nutrient spiraling in streams and river networks. **Journal of Geophysical Research**, v. 111, p. 1 - 13, 2006.

Environmental Protection Agency - EPA. **Indicators: macroinvertebrates benthic**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys/indicators-benthic-macroinvertebrates>>. Acesso em 18 out. 2016

ERICKSEN, P. J.; INGRAM, J. S. I.; LIVERMAN, D. M. Food security and global environmental change: emerging challenges. **Environmental Science & Policy**, Special Issue: Food Security and Environmental Change Food Security and Environmental Change: Linking Science, Development and Policy for Adaptation. v. 12, n. 4, p. 373–377, jun. 2009.

ESTEVES, F. A. **Guia de aula prática: Ecologia de macrófitas**, 1979, 38 p.

FARBER, S. C.; COSTANZA, R.; WILSON, M. A. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. **Ecological Economics**, v. 41, n. 3, p. 375–392, jun. 2002.

FARINACI, J. S.; BATISTELLA, M. Variação na cobertura vegetal nativa em São Paulo: um panorama do conhecimento atual. **Rev. Árvore**, v. 36, n. 4, p. 695-705, 2012.

FINLAYSON, C. M.; HORWITZ, P. Wetlands as Settings for Human Health - the Benefits and the Paradox. In: FINLAYSON, C. M.; HORWITZ, P.; WEINSTEIN, P. (Eds.). **Wetlands and Human Health**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2015. p. 1 - 14.

FISCHER, T. B. **Theory & practice of Strategic Environmental Assessment: towards a more systematic approach**. Earthscan, Londres, 2007, 181 pp.

FISCHER, T. B. Reviewing the quality of strategic environmental assessment reports for English spatial plan core strategies. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 30, p. 62 - 69, 2010.

FLORENZANO, T. G. Introdução à Geomorfologia. In: FLORENZANO, T. G. (org.) **Geomorfologia: conceitos e tecnologias atuais**. São Paulo: Oficina de Textos, p. 11 - 35, 2008.

FORMAN, R. T. T. **Urban regions: ecology and planning beyond the city**. New York: Cambridge University Press, 2008, 380 p.

FORMAN, R. T. T. Urban ecology principles: are urban ecology and natural area ecology really different? **Landscape Ecology**, v. 31, n. 8, p. 1653–1662, 10 ago. 2016.

FREITAS, M. A. DE DE; ROISENBERG, A.; ANDRIOTTI, J. L. S. Análise exploratória de dados da condutividade elétrica nas águas do sistema aquífero Serra Geral no Rio Grande do Sul e Santa Catarina. **Águas Subterrâneas**, v. 30, n. 1, p. 1–17, 16 mar. 2016.

FURTADO, C. DE M.; LOPES, M. R. M. Influência do pulso de inundação sobre variáveis limnológicas de um trecho urbano do rio Acre, Rio Branco, Acre, Brasil. **AMBIÊNCIA**, v. 11, n. 1, p. 133–148, 29 abr. 2015.

FUSARI, L. M.; FONSECA-GESSNER, A. A. Environmental assessment of two small reservoirs in southeastern Brazil, using macroinvertebrate community metrics. **Acta Limnol. Bras.**, v. 18, n° 1, p. 89-99, 2006.

GABRIELSEN, C. G.; MURPHY, M. A.; EVANS, J. S. Using a multiscale, probabilistic approach to identify spatial-temporal wetland gradients. **Remote Sensing of Environment**, v. 184, p. 522–538, out. 2016.

GALATOWITSCH, S. M. **Ecological Restoration**. Sunderland: Sinauer Associates, 2012, 630 p.

GAO, J.; CHRISTENSEN, P.; KØRNØV, L. Indicators' role: How do they influence Strategic Environmental Assessment and Sustainable Planning – The Chinese experience. **Science of The Total Environment**, v. 592, p. 60–67, 2017.

GANDY, M. From urban ecology to ecological urbanism: an ambiguous trajectory. **Area**, v. 47, n. 2, p. 150–154, 1 jun. 2015.

GENELETTI, D. A Conceptual Approach to Promote the Integration of Ecosystem Services in Strategic Environmental Assessment. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 17, n. 4, p. 1 - 27, 2015.

GILVEAR, D. J.; SPRAY, C. J.; CASAS-MULET, R. River rehabilitation for the delivery of multiple ecosystem services at the river network scale. **Journal of Environmental Management**, v. 126, p. 30–43, 15 set. 2013.

GONG, P. et al. China's wetland change (1990–2000) determined by remote sensing. **Science China Earth Sciences**, v. 53, n. 7, p. 1036–1042, 1 jun. 2010.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, v. 2, n° 1, p.153 - 164, 2003.

GRIMM, N. B.; GROVE, M.; PICKETT, S. T. A.; REDMAN, C. L. Integrated Approaches to Long-Term Studies of Urban Ecological Systems. **BioScience**, v. 50, n° 7, p. 571 - 584, 2000.

GRIZZETTI, B. et al. Assessing water ecosystem services for water resource management. **Environmental Science & Policy**, v. 61, p. 194–203, jul. 2016.

GUIDA, R. J.; REMO, J. W. F.; SECCHI, S. Tradeoffs of strategically reconnecting rivers to their floodplains: The case of the Lower Illinois River (USA). **Science of The Total Environment**, v. 572, p. 43–55, 1 dez. 2016.

HAASE, D. et al. Synergies, Trade-offs, and Losses of Ecosystem Services in Urban Regions: an Integrated Multiscale Framework Applied to the Leipzig-Halle Region, Germany. **Ecology and Society**, v. 17, n. 3, 2012.

HAASE, D. et al. A quantitative review of urban ecosystem service assessments: Concepts, models, and implementation. **Ambio**, v. 43, n. 4, p. 413–433, 2014.

HAASE, D.; FRANTZESKAKI, N.; ELMQVIST, T. Ecosystem services in urban landscapes: Practical applications and governance implications. **Ambio**, v. 43, n. 4, p. 407–412, 2014.

HAINES-YONG & POTSCHIN. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: FAFFAELLI, D.; FRID, C. **Ecosystem Ecology: a new synthesis**. BES Ecological Reviews Series, CUP, Cambridge, 2010, 172 p.

HÅKANSON, L.; BRYHN, A. C.; BLENNCKNER, T. Operational Effect Variables and Functional Ecosystem Classifications – a Review on Empirical Models for Aquatic Systems along a Salinity Gradient. **International Review of Hydrobiology**, v. 92, n. 3, p. 326–357, 1 jun. 2007.

HERNÁNDEZ-DELGADO, E. A. The emerging threats of climate change on tropical coastal ecosystem services, public health, local economies and livelihood sustainability of small islands: Cumulative impacts and synergies. **Marine Pollution Bulletin**, v. 101, n. 1, p. 5–28, 15 dez. 2015.

HESSLEROVÁ, P.; POKORNÝ, J.; SEMERÁDOVÁ, S. The retention ability of the agricultural landscape in the emergency planning zone of the Temelín nuclear power plant and its changes since the 19th century. **Land Use Policy**, v. 55, p. 13–23, set. 2016.

HETTIARACHCHI, M.; MCALPINE, C.; MORRISON, T. H. Governing the urban wetlands: a multiple case-study of policy, institutions and reference points. **Environmental Conservation**, v. 41, n. 3, p. 276–289, set. 2014.

HILL, M. J.; MATHERS, K. L.; WOOD, P. J. The aquatic macroinvertebrate biodiversity of urban ponds in a medium-sized European town (Loughborough, UK). **Hydrobiologia**, v. 760, n. 1, p. 225–238, 2015.

HITTIARACHCHI, M.; MORRISON, T. H.; McALPINE, C. Forty-three years of Ramsar and urban wetlands. **Global Environmental Change**, v. 32, p. 57 - 66, 2015.

HOSSAIN, K. et al. Vulnerabilities of macrophytes distribution due to climate change. **Theoretical and Applied Climatology**, p. 1–10, 1 jun. 2016.

HULTMAN, J. Approaches and Methods in Urban Ecology. **Geografiska Annaler. Series B, Human Geography**, v. 75, n. 1, p. 41–49, 1993.

International Association for Impact Assessment - IAIA. **Strategic Environmental Assessment**. Special Publication Series n° 1, 2002, 1 p.

II, J. C. C.; MILLER, M. C.; MINK, F. L. Hydrologic disturbance reduces biological integrity in urban streams. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 172, n. 1–4, p. 663–687, 11 mar. 2010.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Censo demográfico de 2010**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/>>. Acesso em 18 jan. 2016.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. **Manual Técnico de Uso da Terra (2013)**. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv81615.pdf>>. Acesso em 28 ago. 2016.

IORIS, A. A. R. Rethinking Brazil's Pantanal Wetland Beyond Narrow Development and Conservation Debates. **The Journal of Environment & Development**, v. 22, n. 3, p. 239–260, 1 set. 2013.

JACK, B. K.; KOUSKY, C.; SIMS, K. R. E. Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experience with incentive-based mechanisms. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 28, p. 9465–9470, 15 jul. 2008.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: DODGE, D. P. **Proceedings of the Large River Symposium**. Canadian Special Publication Fisheries and Aquatic Sciences, 1989, p. 110 - 127.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F. Áreas úmidas (AUs) Brasileiras: Avanços e Conquistas Recentes. **Boletim ABLimno**, v. 41, p. 20 - 24, 2015.

JUNK, W. J. et al. A classification of major natural habitats of Amazonian white-water river floodplains (várzeas). **Wetlands Ecology and Management**, v. 20, n. 6, p. 461–475, 20 out. 2012.

JUNK, W. J. et al. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 24, n. 1, p. 5–22, 1 fev. 2014.

KARPOVA, G. A.; KLEPETS, Y. V. Influence of urban landscapes on the structural indices of macrophytes in the Vorskla River. **Hydrobiological Journal**, v. 50, n. 6, p. 3–16, 2014.

KARR, J. R. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. **Fisheries**, v. 6, n. 6, p. 21–27, 1 nov. 1981.

KARR, J. R. Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management. **Ecological Applications**, v. 1, n. 1, p. 66–84, 1991.

KENNEY, M.; SUTTON-GRIER, A.; SMITH, R. F.; GRESENS, S. Benthic macroinvertebrates as indicators of water quality: the intersection of science and policy. **Terrestrial Arthropod Reviews**, v. 2, p. 99 - 128, 2009.

KING, R. S.; SCOGGINS, M.; PORRAS, A. Stream biodiversity is disproportionately lost to urbanization when flow permanence declines: evidence from southwestern North America. **Freshwater Science**, v. 35, n. 1, p. 340–352, 15 dez. 2015.

KOLADA, A. et al. Phytoplankton, macrophytes and benthic diatoms in lake classification: Consistent, congruent, redundant? Lessons learnt from WFD-compliant monitoring in Poland. **Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters**, v. 59, p. 44–52, jul. 2016.

KORTZ, A. R.; COELHO, S.; CASTELLO, A. C. D.; CORRÊA, L. S.; CARDOSO-LEITE, E.; KOCH, I. Wood vegetation in Atlantic rain forest remnants in Sorocaba (São Paulo, Brazil). **Check List**, v. 10, n° 2, p. 344 - 354, 2014.

KOWARIK, I. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 8–9, p. 1974–1983, 2011.

KOZAK, J. et al. The geography of ecosystem service value: The case of the Des Plaines and Cache River wetlands, Illinois. **Applied Geography, Hazards**. v. 31, n. 1, p. 303–311, jan. 2011.

LARONDELLE, N.; HAASE, D. Urban ecosystem services assessment along a rural-urban gradient: A cross-analysis of European cities. **Ecological Indicators**, v. 29, p. 179–190, 2013.

LAURA MISERENDINO, M. et al. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 3, p. 612–624, 1 jan. 2011.

LAVOIE, R.; DESLANDES, J.; PROULX, F. Assessing the ecological value of wetlands using the MACBETH approach in Quebec City. **Journal for Nature Conservation**, v. 30, p. 67–75, maio 2016.

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. **Quim. Nova.**, v. 26, n° 1, p. 13-20, 2003.

LI, G.-F. et al. Impact assessment of urbanization on flood risk in the Yangtze River Delta. **Stochastic Environmental Research and Risk Assessment**, v. 27, n. 7, p. 1683–1693, 7 mar. 2013.

LI, L.; ZHENG, B.; LIU, L. Biomonitoring and Bioindicators Used for River Ecosystems: Definitions, Approaches and Trends. **Procedia Environmental Sciences**, International Conference on Ecological Informatics and Ecosystem Conservation (ISEIS 2010). v. 2, p. 1510–1524, 1 jan. 2010.

LIYUN, W. YOU, W.; ZHIRONG, J.; SHIHONG, X. HE, D. Ecosystem health assessment of Dongshan Island based on its ability to provide ecological services that regulate heavy rainfall. **Ecological Indicators**, v. 84, p. 393 - 403, 2018.

LOUGHEED, V. L.; CROSBIE, B.; CHOW-FRASER, P. Primary determinants of macrophyte community structure in 62 marshes across the Great Lakes basin: latitude, land use, and water quality effects. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 58, n. 8, p. 1603–1612, 1 ago. 2001.

LUCAS, A. A. T. et al. Qualidade da água no Riacho Jacaré, Sergipe Brasil usada para irrigação - DOI: 10.7127/rbai.v8n200228. **REVISTA BRASILEIRA DE AGRICULTURA IRRIGADA - RBAI**, v. 8, n. 2, p. 98–105, 25 abr. 2014.

LUZ, S. C. S.; LIMA, H. C.; SEVERI, W. Composição da ictiofauna em ambientes marginais e tributários do médio-submédio Rio São Francisco. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 7, n° 2, p. 358 - 366, 2012.

MACÊDO, R. M. M.; SOUZA, C. S.; MEDEIROS, L. C.; COSTA, D. F. S.; ROCHA, R. M. Macrófitas aquáticas como indicadoras do status de conservação dos reservatórios no semiárido do Brasil – estudo de caso no açude Itans (Caicó-RN). **Revista de Biologia e Ciência da Terra**, v. 12, n° 1, p. 49 - 56, 2012.

MADIN, E. M. P. et al. Human activities change marine ecosystems by altering predation risk. **Global Change Biology**, v. 22, n. 1, p. 44–60, 1 jan. 2016.

MADUREIRA FILHO, J. B.; ATENCIO, D.; McREATH, I. Minerais e rochas: constituintes da Terra Sólida. In: TEIXEIRA, W.; FAIRCHILD, T. R.; TOLEDO, M. C.; TAIOLI, F. **Decifrando a Terra**. São Paulo, Oficina de Textos, 2009, p. 27 - 42.

MAGDALENO, F.; MARTINEZ, R. Evaluating the quality of riparian forest vegetation: the Riparian Forest Evaluation (RFV) index. **Forest Systems**, v. 23, n° 2, p. 259 - 272, 2014.

MAGGIONI, L. A. et al. Evaluation of water quality and ecological system conditions through macrophytes. **Desalination**, v. 246, n. 1–3, p. 190–201, 2009.

MARTINOVIC-VITANOVIC, V. et al. Limnological study of Serbian oxbow shaped Lake Srebrno, with special emphasis on the benthic community composition and structure. **Ekologia**, v. 32, n. 1, p. 66–86, 2013.

MCDONNELL, M. J.; HAHS, A. K. The future of urban biodiversity research: Moving beyond the “low-hanging fruit”. **Urban Ecosystems**, v. 16, n. 3, p. 397–409, 2013.

MCPHEARSON, T.; HAMSTEAD, Z. A.; KREMER, P. Urban Ecosystem Services for Resilience Planning and Management in New York City. **Ambio**, v. 43, n. 4, p. 502–515, maio 2014.

MCPHEARSON, T. et al. Advancing Urban Ecology toward a Science of Cities. **BioScience**, v. 66, n. 3, p. 198–212, 1 mar. 2016.

MELLO, K.; PETRI, L.; CARDOSO-LEITE, E.; TOPPA, R. H. Cenários ambientais para o ordenamento territorial de áreas de preservação permanente no município de Sorocaba, SP. **Revista Árvore**, v. 38, n° 2, p. 309 - 317, 2014.

MELLO, K.; TOPPA, R. H.; CARDOSO-LEITE, E. Priority areas for forest conservation in an urban landscape at the transition between Atlantic Forest and Cerrado. **CERNR**, v. 22, n° 3, p. 277 - 288, 2016.

MERTINELLI et al. Brazilian Law: Full Speed in Reverse?. **Science**, v. 329, p. 276 - 277, 2010.

MESQUITA, A. P.; FERREIRA, W. R. O município e o planejamento rural: o plano diretor municipal como instrumento de ordenamento das áreas rurais. **Espaço em Revista**, v. 18, n° 1, p. 11 - 32, 2016.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT - MA. **Ecosystems and Human Wellbeing: Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005.

MINELLA, J. P. G.; MERTEN, G. H.; REICHERT, J. M.; SANTOS, D. R. Identificação e implicações para a conservação do solo das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 31, p. 1637 - 1646, 2007.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Áreas de Preservação Permanente e Unidades de Conservação & Áreas de Risco. O que uma coisa tem a ver com a outra?** Relatório de inspeção da área atingida das chuvas na Região Serrana do Rio de Janeiro. Brasília, 2011.

MISERENDINO, M. L.; CASAUX, R.; ARCHANGELSKY, M.; PRINZIO, C. Y.; BRAND, C.; KUTSCHKER, A. M. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 612 - 624, 2011.

MITSCH, W. J. et al. Nitrate-nitrogen retention in wetlands in the Mississippi River Basin. **Ecological Engineering**, Wetland creation. v. 24, n. 4, p. 267–278, 5 abr. 2005.

MITSCH, W. J. et al. Tropical wetlands for climate change research, water quality management and conservation education on a university campus in Costa Rica. **Ecological**

Engineering, Ecological management and sustainable development in the humid tropics of Costa Rica. v. 34, n. 4, p. 276–288, 5 nov. 2008.

MOGGRIDGE, H. L.; HILL, M. J.; WOOD, P. J. Urban Aquatic Ecosystems: the good, the bad and the ugly. **Fundamental and Applied Limnology**, p. 1–6, 1 out. 2014.

MOORE, J. W. Animal Ecosystem Engineers in Streams. **BioScience**, v. 56, n. 3, p. 237–246, 1 mar. 2006.

MORAIS, W. A.; SALEH, B. B.; ALVES, W. S.; AQUINO, D. S. Qualidade sanitária da água distribuída para abastecimento público em Rio Verde, Goiás, Brasil. **Caderno Saúde Coletiva**, v. 24, n° 3, p. 361 - 367, 2016.

MOREIRA, V. et al. Características adaptativas da associação simbiótica e da fixação biológica do nitrogênio molecular em plantas jovens de *Lonchocarpus muehlbergianus* Hassl., uma leguminosa arbórea nativa do Cerrado. **Rodriguésia - Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro**, v. 65, n. 2, p. 517–525, 27 jun. 2014.

NABAHUNGU, N. L.; VISSER, S. M. Contribution of wetland agriculture to farmers' livelihood in Rwanda. **Ecological Economics**, v. 71, p. 4–12, 15 nov. 2011.

NASCIMENTO, B. L. M.; et al. Comportamento e avaliação de metais potencialmente tóxicos (Cu (II), Cr (III), Pb(II) e Fe(III)) em águas superficiais dos Riachos Capivara e Bacuri Imperatriz-MA, Brasil. **Eng. Sanit. Ambiental**, v.20, n° 3, p. 369-378, 2015.

NEIVA, G. S.; CRUZ, E. S.; SANTANA, J. M.; SILVA, I. M. M.; MENDONÇA, F. S. Qualidade microbiológica e fatores ambientais de áreas estuarinas da Reserva Extrativista Marinha Baía do Iguape (Bahia) destinadas ao cultivo de ostras nativas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n° 4, p.723-729, 2017.

NEWBOLD, J. D.; ELWOOD, J. W.; O'NEILL, R. V.; WINKLE, W. V. Measuring Nutrient Spiraling in Streams. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 38, n° 7, p. 860 - 863, 1980.

NIEMI, G. et al. Rationale for a New Generation of Indicators for Coastal Waters. **Environmental Health Perspectives**, v. 112, n. 9, p. 979–986, jun. 2004.

NIEMI, G. J.; MCDONALD, M. E. Application of Ecological Indicators. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, n. 1, p. 89–111, 2004.

NORIEGA, C. D. et al. Distribuição espacial da biomassa fitoplanctônica e sua relação com os sais nutrientes, no Sistema Estuarino de Barra das Jangadas (Pernambuco – Brasil). **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 38, n. 1–2, p. 5–18, 9 fev. 2017.

NUNES, J. R. DA S. et al. Variação diária das características limnológicas da baía dos coqueiros, pantanal de Poconé, MT. **UNICIÊNCIAS**, v. 10, n. 1, 3 jul. 2006.

OLIVEIRA, C. A.; KLIEMANN, H. J.; CORRECHEL, V.; SANTOS, F. C. V. Avaliação da retenção de sedimentos pela vegetação ripária pela caracterização morfológica e físico-química do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n° 12, p. 1281 - 1287, 2010.

OMERNIK, J. M.; GRIFFITH, G. E. Ecoregions of the Conterminous United States: Evolution of a Hierarchical Spatial Framework. **Environmental Management**, v. 54, n. 6, p. 1249–1266, 16 set. 2014.

PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the urban landscape. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 32, p. 333 - 365, 2001.

PARK, R. E.; BURGUESS, E. W.; MCKENZIE, R. D. **The city**. 2° ed. United States: University of Chicago Press, 1925, 250 p.

PEDRALLI, G. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativa para usos múltiplos de reservatórios. In: **Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas** (S.M. Thomaz & L. M. Bini, eds). Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2003, p. 171 - 188.

PETRY, C. T. et al. Integrated assessment of chemical quality and genotoxicity of the water of the Luiz Rau Stream in the lower stretch of the Sinos River Basin, in South Brazil. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, n. 4, p. 867–877, dez. 2016.

PEREIRA, S. A.; TRINDADE, C. R.; ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C. Aquatic macrophytes as indicators of water quality in subtropical shallow lakes, Southern Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, v. 24, n° 1, p. 52 - 63, 2012.

PEREZ, C. et al. How resilient are farming households and communities to a changing climate in Africa? A gender-based perspective. **Global Environmental Change**, v. 34, p. 95–107, set. 2015.

PERRING, M. O.; MANNING, P.; HOBBS, R. J.; LUGO, A. E.; RAMALHO, C. E.; STANDISH, R. J. Novel urban ecosystems and ecosystem services. In: Hobbs, R. J.; HIGGS, E. S.; Hall, C. M. (eds). **Novel ecosystems: intervening in the new ecological world order**. London, UK, p. 310 - 325, 2013.

PIEDEDE, M. T. F.; JUNK, W. J.; SOUZA JUNIOR, P. T.; CUNHA, C. N.; SCHONGART, J.; WITTMANN, F.; CANDOTTI, E.; GIRARD, P. As áreas úmidas no âmbito do Código Florestal Brasileiro. In: Comitê Brasil em defesa das florestas e do desenvolvimento sustentável. **Código Florestal e Ciência: o que nossos legisladores ainda precisam saber**. Brasília, 2012, p. 9 - 17.

PIMENTEL, D. et al. Economic and Environmental Benefits of Biodiversity. **BioScience**, v. 47, n. 11, p. 747–757, 1997.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; ALMEIDA, V. P.; FREITAS, N. P.; LOURENÇO, R. W.; MANDOWSKY, D.; LOPES, G. R.; GRIMALDI, M.; SILVA, D. C. C. Remanescentes florestais: identificação de áreas de alto valor para a conservação da diversidade vegetação no Município de Sorocaba. In: SMITH, W. S.; MOTA JÚNIOR, V. D.; CARVALHO, J. L. **Biodiversidade do Município de Sorocaba, SP**. Prefeitura Municipal de Sorocaba, Secretaria do Meio Ambiente, 2014, p. 37 – 64.

POLETO, C. **Fontes potenciais e qualidade dos sedimentos fluviais em suspensão em ambiente urbano**. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

POMPEO, M. L. M. (Coordenador). Macrófitas: as plantas aquáticas da Guarapiranga e a qualidade da nossa água. In: **Revista do Projeto Yporã: Proliferação de plantas aquáticas na represa do Guarapiranga, São Paulo-SP**, v. Janfer Editora e Gráfica LTDA, 2008. 37p.

R Core Team (2016). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>.

RAMSAR. Áreas úmidas: **Proporcionando sustento para mais de um bilhão de pessoas**. 2016. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em:<http://www.mma.gov.br/images/arquivos/biodiversidade/biodiversidade_aquatica/zonas_umidas/DiaMundial-2016/folheto1.pdf>. Acesso em: 11 de junho de 2016

RAMSAR CONVENTION SECRETARIAT. Wetlands: Source of sustainable livelihoods. 2015. Disponível em:<http://www.worldwetlandsday.org/documents/BVCX10184/75781/FS_7+Livelihoods_EN_v5+%282%29.pdf/ada849ce-d11a-4dc2-9504-4d3349646beb>. Acesso em: 11 de junho de 2016

RAMSAR CONVENTION SECRETARIAT. **The Fourth Ramsar Strategic Plan 2016–2024**. Ramsar handbooks for the wise use of wetlands, 5th edition. vol. 2. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.

RATAN, N.; SINGH, U. N. Species diversity in four contrasting sites in a semi-urban area of Bundelkhand region (U.P.) a dry tropics. **Ecology, Environment and Conservation**, v. 19, n. 1, p. 257–267, 2013.

RIBEIRO, E. V.; MAGALHÃES JUNIOR, A. P.; HORN, A. H.; TRNDADE, W. M. Segmento entre Três Marias e Pirapora - MG: Índice de Contaminação. **Geonomos**, v. 20, n° 1, p. 49 - 63, 2012.

REBELO, L.-M.; MCCARTNEY, M. P.; FINLAYSON, C. M. Wetlands of Sub-Saharan Africa: distribution and contribution of agriculture to livelihoods. **Wetlands Ecology and Management**, v. 18, n. 5, p. 557–572, 12 jun. 2009.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. 6. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010. 503 p.

ROBINSON, C. T. et al. Spatial relationships between land-use, habitat, water quality and lotic macroinvertebrates in two Swiss catchments. **Aquatic Sciences**, v. 76, n. 3, p. 375–392, jul. 2014.

ROCHA, C. H. B.; FREITAS, F. A.; SILVA, T. M. Alterações em variáveis limnológicas de manancial de Juiz de Fora devido ao uso da terra. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n° 4, p. 431 - 436, 2014.

ROCKSTRÖM, J. et al. A safe operating space for humanity. **Nature**, v. 461, n. 7263, p. 472–475, 24 set. 2009.

RODRIGUES, A. C.; BRITO, R. M.; GARCIA, P. H. M. Análise da composição ripária na bacia hidrográfica do córrego Taboca, no município de Três Lagoas - MS - 2014. **Revista Científica ANAP Brasil**, v. 8, n° 11, 2015.

SANCHEZ, L. E. **Avaliação de Impacto Ambiental: conceitos e métodos**. 2º ed. Oficina De Textos, São Paulo, Brasil, 2013, 584 pp.

SAGER, L.; LACHAVANNE, J.-B. The M-NIP: a macrophyte-based Nutrient Index for Ponds. **Hydrobiologia**, v. 634, n. 1, p. 43–63, 13 ago. 2009.

SANTANA-CORDERO, A. M.; ARIZA, E.; ROMAGOSA, F. Studying the historical evolution of ecosystem services to inform management policies for developed shorelines. **Environmental Science & Policy**, v. 64, p. 18–29, out. 2016.

SANTIAGO, C.D.; CUNHA-SANTINO, M.B. Avaliação Preliminar da qualidade de sedimentos de duas nascentes, córrego espraiado e rio monjolinho, São Carlos-SP. **Revista de Ciências Ambientais**. Canos. v. 8, nº1, p. 77-92, 2014.

SANTOS, R. F. **Planejamento Ambiental: teoria e prática**. São Paulo, Oficina de Textos, 2004, 184 p.

SANTOS, J. P.; MARTINS, I.; CALLISTO, M.; MACEDO, D. R. Relações entre qualidade da água e uso e cobertura do solo em múltiplas escalas espaciais na bacia do Rio Pandeiros, Minas Gerais. **Revista Espinhaço**, v. 6, nº 2, p. 36 - 46, 2017.

S. T. A. PICKETT et al. Urban Ecological Systems: Linking Terrestrial Ecological, Physical, and Socioeconomic Components of Metropolitan Areas. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 32, n. 1, p. 127–157, 2001.

SCHMOLKE, A. et al. Ecological models supporting environmental decision making: a strategy for the future. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 25, n. 8, p. 479–486, ago. 2010.

SCHNEIDER, S. C. et al. Eutrophication impacts littoral biota in Lake Ohrid while water phosphorus concentrations are low. **Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters**, v. 44, p. 90–97, jan. 2014.

SCHUYT K, BRANDER L. **The Economic Value of the World's Wetlands**. World Wildl. Fund, Gland/Amsterdam, Neth. 32 p, 2004.

SCHULZ, R. et al. Review on environmental alterations propagating from aquatic to terrestrial ecosystems. **Science of The Total Environment**, v. 538, p. 246–261, 15 dez. 2015.

SERAFIM, M. P.; RICCI, M. S. Planejamento urbano e a materialização do plano diretor: uma análise comparativa entre Bauru e Piracicaba. **Redes - Santa Cruz do Sul: Universidade de Santa Cruz do Sul**, v. 22, nº 1, p. 118 - 141, 2017.

SETO, K. C.; GÜNERALP, B.; HUTYRA, L. R. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 40, p. 16083–16088, 2 out. 2012.

SILVA, A. M. DA. Land cover change and environmental quality assessment using GIS techniques - a case study in Brazilian Southeastern region for the period 1988 - 2003. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 5, n. 2, p. 40–50, 25 ago. 2010.

SILVA, M. A.; ARAÚJO, R. R. DE. Análise temporal da qualidade da água no Córrego Limoeiro e no Rio Pirapozinho no Estado de São Paulo - Brasil. *Formação (Online)*, v. 1, n. 24, 31 maio 2017.

SILVA, F. L. et al. Procedimentos para a obtenção do pagamento por serviços ambientais no âmbito da instituição de uma reserva particular do patrimônio natural. **Extensão Rural**, v. 23, n. 3, p. 120–137, 19 out. 2016.

SILVA, F. L.; OLIVEIRA, E. Z.; PICHARILLO, C.; RUGGIERO, M. H.; COSTA, C. W.; MOSCHINI, L. E. Naturalidade da paisagem verificada por meio de indicadores ambientais: manancial do Rio Monjolinho, São Carlos-SP. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n° 3, p. 970 - 980, 2017.

SILVA, T. C. et al. COLIFORMES EM FONTES PÚBLICAS DE ÁGUA NO DISTRITO DE SANTO ANTÔNIO, TEIXEIRA DE FREITAS-BA. **Ciência & Tecnologia**, v. 8, n. esp., 3 jul. 2016.

SIMS, A. et al. Toward the development of microbial indicators for wetland assessment. **Water Research**, v. 47, n. 5, p. 1711–1725, 1 abr. 2013.

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, n. 4, p. 627–632, nov. 2000.

SMITH, W. S.; BIAGONI, R. C.; MELLO, B. O Rio Sorocaba, seus ambientes e represamento. In: SMITH, W. S. **Conectando peixes, rios e pessoas: como o homem se relaciona com os rios e com a migração de peixes**. Prefeitura Municipal de Sorocaba, Secretaria do Meio Ambiente, 2014, p. 6 – 15.

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 Imapes**, v. 3, n° 3, p. 51-57, 2005.

SOROCABA. **Plano Diretor Ambiental de Sorocaba - volume 1**. Secretaria de Meio Ambiente, 245 p.

SOROCABA. **Lei nº 11.022, de 16 de dezembro de 2014** - Dispõe sobre a revisão do Plano Diretor de Desenvolvimento Físico Territorial do Município de Sorocaba e dá outras providências. Disponível em: <<https://leismunicipais.com.br/a2/plano-diretor-sorocaba-sp>>. Acesso em 26 ago. 2016

SPANGENBERG, J. H.; SETTELE, J. Precisely incorrect? Monetising the value of ecosystem services. **Ecological Complexity**, Ecosystem Services – Bridging Ecology, Economy and Social Sciences. v. 7, n. 3, p. 327–337, set. 2010.

STRICKLAND, J. D; PARSON, T. R. A manual of sea water analysis. Bull. Fish. Res. Bd. Can. 1960, 185 p.

SU, S. et al. Characterizing landscape pattern and ecosystem service value changes for urbanization impacts at an eco-regional scale. **Applied Geography**, v. 34, p. 295–305, maio 2012.

SUGA, C. M.; TANAKA, M. O. Influence of a forest remnant on macroinvertebrate communities in a degraded tropical stream. **Hydrobiologia**, v. 703, n. 1, p. 203–213, fev. 2013.

Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental - SUDERHSA. **Plano Diretor de Drenagem para a Bacia do Rio Iguaçu na Reflôvia Metropolitana de Curitiba. Governo do Estado do Paraná**, Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 148 p, 2002.

TAN, P. Y.; ABDUL, H. Urban ecological research in Singapore and its relevance to the advancement of urban ecology and sustainability. **Landscape and Urban Planning**, v. 125, p. 271–289, 2014.

TANIWAKI, R. H.; SMITH, W. S. Utilização de macroinvertebrados bentônicos no biomonitoramento de atividades antrópicas na bacia de drenagem do Reservatório de Itupararanga, Votorantim – SP, Brasil. **Health Sci Inst.**, v. 29, n° 1, p. 7-10, 2011.

TAYLOR, K. G.; OWENS, P. N.; BATALLA, R. J.; GARCIA, C. Sediment and Contaminant Sources and Transfers in River Basins. In: OWENS, O. N. **Sustainable Management of Sediment Resources: Sediment Management at the River Basin Scale**. Elsevier, 2008, p. 83 - 135 .

The Economics of Ecosystems and Biodiversity - TEEB. **Guidance Manual for TEEB Country Studies. United Nations Environment Programme, 2013**. Disponível em: <http://www.teebweb.org/media/2013/10/TEEB_GuidanceManual_2013_1.0.pdf>. Acesso em 17 out. 2016.

THERIVEL, R. **Strategic Environmental Assessment in Action**. 1° ed. Londres: Earthscan, 2004, 269 p.

TINER, R. W. Geographically isolated wetlands of the United States. **Wetlands**, v. 23, n. 3, p. 494–516, 2003.

TRINDADE, C. R. T.; PEREIRA, S. A.; ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C. Caracterização e importância das macrófitas aquáticas com ênfase nos ambientes límnicos do campus Carreiros - FURG, Rio Grande, RS. **Cadernos de Ecologia Aquática**, v. 5, n° 2, p. 1 - 22, 2010.

TUCCI, C. E. M. Gerenciamento da Drenagem Urbana. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 7, n° 1, p. 5 - 27, 2002.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 67–75, dez. 2010.

TURNER, R. K. et al. Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. **Ecological Economics**, v. 35, n. 1, p. 7–23, out. 2000.

United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2014). **World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, Highlights** (ST/ESA/SER.A/352).

United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2015). **World Population Prospects: The 2015 Revision, World Population 2015 Wallchart**. ST/ESA/SER.A/378.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA a. **Nutrient Pollution**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/nutrientpollution/problem>>. Acesso em 24 dez. 2017.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA b. **Total Solids**. Disponível em: <<https://archive.epa.gov/water/archive/web/html/vms58.html>>. Acesso em 24 dez. 2017.

UNITED STATES GEOLOGICAL SERVICE - USGS. **Water Quality**. Disponível em: <<https://water.usgs.gov/edu/waterquality.html>>. Acesso em 24 dez. 2017.

URIARTE, M. et al. Influence of land use on water quality in a tropical landscape: a multi-scale analysis. **Landscape Ecology**, v. 26, n. 8, p. 1151–1164, 13 ago. 2011.

VAN DER HORST, D. Adoption of payments for ecosystem services: An application of the Hägerstrand model. **Applied Geography**, v. 31, n. 2, p. 668–676, abr. 2011.

VANNOTE, R. V.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, n. 1, p. 130 - 137, 1980.

VERWEIJ, P. et al. QUICKScan as a quick and participatory methodology for problem identification and scoping in policy processes. **Environmental Science & Policy**, v. 66, p. 47–61, 2016.

WATER RESEARCH CENTER - WRC. **Total Dissolved Solids and Water Quality**. Disponível em: <<http://www.water-research.net/index.php/water-treatment/tools/total-dissolved-solids>>. Acesso em 28 dez. 2017.

WATSON, K. B. et al. Quantifying flood mitigation services: The economic value of Otter Creek wetlands and floodplains to Middlebury, VT. **Ecological Economics**, v. 130, p. 16–24, out. 2016.

WESTTAKE, D. F. Some basic data for investigations of the productivity of aquatic macrophytes. **Mem. Ist. ital. Idrobiol**, v. 18, p. 229 - 248, 1965).

WILLIAMS, C. J. et al. Human activities cause distinct dissolved organic matter composition across freshwater ecosystems. **Global Change Biology**, v. 22, n. 2, p. 613–626, 1 fev. 2016.

WILSON, F. D. Urban Ecology: Urbanization and Systems of Cities. **Annual Review of Sociology**, v. 10, n. 1, p. 283–307, 1984.

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. **Total dissolved solids in Drinking-water: Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality**. Suíça, 2003, 3 p.

WOODHEAD PUBLISHING IN ENVIRONMENTAL MANAGEMENT - WPME. **Functional assessment of wetlands - Towards evaluation of ecosystem services**. New York, Washington, USA, 2009, 694 pp.

WU, J. Urban ecology and sustainability: The state-of-the-science and future directions. **Landscape and Urban Planning**, v. 125, p. 209–221, 2014.

WUNDER, S. Payments for environmental services: some nuts and bolts. **CIFOR Occasional Paper**, n. 42, p. 24, 2005.

YONG WANG et al. Biological indicators for transitional water. In: **Advances in Energy Equipment Science and Engineering**. [s.l.] CRC Press, 2015. p. 1457–1460.

XIE, W.; HUANG, Q.; HE, C.; ZHAO, X. Projecting the impacts of urban expansion on simultaneous losses of ecosystem services: A case study in Beijing, China. **Ecological Indicators**, v. 84, p. 183 - 193, 2018.

ZHANG, C. et al. Impacts of urbanization on carbon balance in terrestrial ecosystems of the Southern United States. **Environmental Pollution**, v. 164, p. 89–101, maio 2012.

ZEDLER, J. B. Wetlands at Your Service: Reducing Impacts of Agriculture at the Watershed Scale. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 1, n. 2, p. 65–72, 2003.

ZEDLER, J. B.; KERCHER, S. WETLAND RESOURCES: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 30, n. 1, p. 39–74, 2005.

Anexo 1 - Valores médios das variáveis limnológicas e o respectivo desvio padrão ($\pm$ DP) para o Rio Sorocaba no período chuvoso.

Variáveis	Estações de Coleta – Rio Sorocaba							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Col _f (UFC/100 ml)	-	528.400	352.000	-	-	-	198.400	195.200
Col _t (UFC/100 ml)	-	876.800	563.200	-	-	-	502.400	681.600
CE (μ S/cm)	133,13 (4,579)	97,3 (2,645)	124,47 (6,379)	106,27 (2,193)	98,37 (0,208)	103,1 (0,871)	132,14 (8,630)	312,67 (3,055)
DBO ₅ (mg/L)	5,21 (0,297)	2,86 (0,324)	1,57 (0,491)	3,25 (0,243)	2,59 (0,309)	3,02 (0,165)	1,09 (0,309)	1,34 (0,169)
OD (mg/L)	6,01 (0,231)	5,21 (0,125)	2,37 (0,195)	4,90 (0,032)	4,63 (0,239)	4,68 (0,075)	2,10 (0,179)	1,40 (0,117)
pH	7,66 (0,025)	7,85 (0,036)	7,60 (0,055)	7,50 (0,066)	8,27 (0,017)	7,35 (0,047)	7,03 (0,017)	7,64 (0,03)
PT (ug /L)	-	23 (0,010)	29 (0,009)	-	-	-	19 (0,001)	33 (0,017)
NT (mg/L)	-	1,322 (0,026)	1,435 (0,029)	-	-	-	-	3,435 (0,069)
ST (mg/L)	4,33 (1,040)	59,33 (5,507)	81,66 (11,590)	16,13 (2,715)	9,87 (0,288)	27,74 (5,367)	81,67 (12,858)	17,37 (8,711)
STD (mg/L)	50,87 (2,610)	33,9 (0,6)	42,53 (1,558)	41,73 (0,838)	36,4 (0,360)	38,83 (0,550)	48,70 (0,624)	172,87 (10,210)
T (°C)	27	21,5	26	20	22	26	20	20
Turb (NTU)	14,66 (2)	144,34 (33,171)	115,67 (105,077)	137,33 (1,527)	26,66 (1,154)	77,67 (5,131)	200 (9,643)	67,2 (24,039)

Onde: Col_f – Coliformes fecais, Col_t – Coliformes totais, CE – Condutividade elétrica, DBO₅ – Demanda bioquímica de oxigênio, pH – potencial de hidrogênio, PT – Fósforo total, NT – Nitrogênio total, ST – Sólidos totais, STD – Sólidos totais dissolvidos, T – Temperatura, Turb – Turbidez.

Anexo 2 - Valores médios das variáveis limnológicas e o respectivo desvio padrão ($\pm$ DP) para as áreas de várzea no período chuvoso.

Variáveis	Estações de Coleta – Várzeas							
	1	2	3	4	5	6	7	8
CE	136,13	123,17	172,20	205,67	61,23	88,13	132,14	172,67
(μ S/cm)	(2,274)	(0,665)	(1,081)	(2,516)	(5,052)	(0,472)	(8,630)	(0,665)
DBO ₅	5,23	4,37	4,27	3,85	3,32	3,15	4,02	3,55
(mg/L)	(0,243)	(0,174)	(0,170)	(0,424)	(0,126)	(0,141)	(0,085)	(0,154)
OD	5,61	4,75	3,51	0,45	5,04	3,76	4,71	5,15
(mg/L)	(0,04)	(0,03)	(0,081)	(0,049)	(0,037)	(0,050)	(0,065)	(0,01)
pH	7,60	7,45	7,47	6,94	7,75	7,32	7,45	7,18
	(0,133)	(0,170)	(0,015)	(0,011)	(0,03)	(0,104)	(0,030)	(0,047)
ST	7,866	9,80	18,366	39,37	8,20	24,73	8,80	22,233
(mg/L)	(2,759)	(6,856)	(3,842)	(4,880)	(4,267)	(3,181)	(3,404)	(1,960)
STD	53,53	46,97	68,23	83,57	20,47	31,93	47,16	69,33
(mg/L)	(0,208)	(0,057)	(0,251)	(0,529)	(1,845)	(0,665)	(0,585)	(4,020)
T	20,5	27	24	25	26	24	29	22
(°C)								
Turb	15,66	19,33	35,66	205,66	37,66	17,66	37,66	76,9
(NTU)	(0,208)	(0,057)	(0,251)	(0,529)	(1,845)	(0,665)	(0,585)	(4,020)

Onde: CE – Condutividade elétrica, DBO₅ – Demanda bioquímica de oxigênio, pH – potencial de hidrogênio, ST – Sólidos totais, STD – Sólidos totais dissolvidos, T – Temperatura, Turb – Turbidez.

Anexo 3 - Valores médios das variáveis limnológicas e o respectivo desvio padrão ($\pm$ DP) para o Rio Sorocaba no período de estiagem.

Variáveis	Estações de Coleta – Rio Sorocaba							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Col _f (UFC/100 ml)	-	985.600	544.000	-	-	-	537.600	800.000
Col _t (UFC/100 ml)	-	1.228.800	755.200	-	-	-	761.600	1.075.200
CE (μ S/cm)	144,53 (6,064)	95,73 (2,315)	127,73 (0,449)	124,06 (1,108)	106,96 (0,543)	114,63 (0,871)	125,33 (0,736)	133,13 (0,498)
DBO ₅ (mg/L)	3,19 (0,937)	3,70 (0,405)	1,42 (0,361)	3,00 (0,317)	5,15 (0,254)	3,08 (0,442)	2,59 (0,277)	2,79 (0,350)
OD (mg/L)	8,19 (0,125)	7,07 (0,076)	4,85 (0,195)	5,46 (0,087)	6,72 (0,085)	6,06 (0,105)	5,15 (0,123)	4,40 (0,139)
pH	7,86 (0,055)	7,56 (0,009)	7,41 (0,055)	7,50 (0,091)	7,23 (0,020)	7,14 (0,309)	7,11 (0,060)	7,16 (0,026)
PT (ug/L)	-	14 (0,008)	318 (0,009)	-	-	-	313 (0,011)	118 (0,040)
NT (mg/L)	-	1,084 (0,021)	1,107 (0,022)	-	-	-	-	2,018 (0,040)
ST (mg/L)	8,20 (2,628)	7,73 (0,416)	11,00 (0,953)	15,36 (10,089)	6,866 (0,838)	14,466 (7,011)	10,666 (3,785)	8,45 (3,867)
STD (mg/L)	57 (2,222)	35,66 (0,654)	49 (0,282)	47,73 (0,418)	40,4 (0,216)	43,23 (0,464)	48,33 (0,205)	51,73 (0,249)
T (°C)	19	19	20	20	20	19	16	19
Turb (NTU)	22,36 (1,504)	13,56 (0,351)	39,56 (3,939)	65,66 (6,110)	24,66 (5,033)	58,33 (4,618)	44,33 (5,507)	46,00 (8,660)

Onde: Col_f – Coliformes fecais, Col_t – Coliformes totais, CE – Condutividade elétrica, DBO₅ – Demanda bioquímica de oxigênio, pH – potencial de hidrogênio, PT – Fósforo total, NT – Nitrogênio total, ST – Sólidos totais, STD – Sólidos totais dissolvidos, T – Temperatura, Turb – Turbidez.

Anexo 4 - Valores médios das variáveis limnológicas e o respectivo desvio padrão ($\pm$ DP) para as áreas de várzea no período de estiagem.

Variáveis	Estações de Coleta – Várzeas							
	1	2	3	4	5	6	7	8
CE	137,43	94,3	100,86	143,43	44,4	78	123,73	137,97
(μ S/cm)	(1,763)	(0,244)	(0,188)	(5,38)	(0,244)	(0,725)	(0,339)	(4,246)
DBO _{5,20}	2,40	1,69	1,99	4,18	2,70	1,40	2,95	3,17
(mg/L)	(0,315)	(0,537)	(0,398)	(0,645)	(0,404)	(0,170)	(0,164)	(1,259)
OD	4,37	6,83	3,47	0,40	7,72	3,34	3,47	5,27
(mg/L)	(0,033)	(0,078)	(0,118)	(0,041)	(0,045)	(0,052)	(0,08)	(0,173)
pH	7,54	7,43	7,25	7,09	7,27	7,08	7,19	7,06
	(0,032)	(0,02)	(0,021)	(0,036)	(0,029)	(0,024)	(0,049)	(0,098)
ST	9,06	13,133	90,333	40,33	3,333	8,666	7,00	40,00
(mg/L)	(1,450)	(1,266)	(3,569)	(15,30)	(0,665)	(5,773)	(4,582)	(50,239)
STD	53,26	34,9	37,43	55,8	13,24	27,73	47,06	53,43
(mg/L)	(0,939)	(0,081)	(0,205)	(1,981)	(0,302)	(0,665)	(0,659)	(2,145)
T	18	20	19	20	20	19	27	22
(°C)								
Turb	44,53	38,40	472,66	192,33	27,33	15,33	44,66	39,66
(NTU)	(0,850)	(1,868)	(10,016)	(40,265)	(3,214)	(3,055)	(11,503)	(4,932)

Onde: CE – Condutividade elétrica, DBO₅ – Demanda bioquímica de oxigênio, pH – potencial de hidrogênio, ST – Sólidos totais, STD – Sólidos totais dissolvidos, T – Temperatura, Turb – Turbidez.

Anexo 6 – Ficha de avaliação dos Serviços Ambientais

Prezado(a) Entrevistado (a), com base no seu julgamento, por favor atribua uma nota geral para a capacidade de provisão (tabela 1) e demanda (tabela 2) associadas com os serviços ambientais prestados pelas várzeas do Rio Sorocaba. Agradecemos a sua colaboração!

Tabela 1 - Valores de score para a capacidade de provisão dos serviços ambientais e a sua descrição

Score	Descrição
0	Capacidade não relevante
1	Capacidade relativamente baixa
2	Capacidade relevante
3	Capacidade mediana
4	Capacidade relativamente alta
5	Capacidade muito alta

Fonte: Burkhard et al. (2009)

Tabela 2 - Valores de score para a demanda relacionada com os serviços ambientais e a sua descrição.

Score	Descrição
0	Demanda não relevante
1	Demanda relativamente baixa
2	Demanda e relevante
3	Demanda mediana
4	Demanda relativamente alta
5	Demanda muito alta

Fonte: Burkhard et al. (2009)

Tabela 3 - Matriz para a avaliação da capacidade de provisão e demanda dos serviços ambientais (SA)

Categoria de SA	Tipologias	Provisão	Demanda
PROVISÃO	Água		
	Provisão de Ictiofauna		
	Aquicultura		
REGULAÇÃO	Regulação do Microclima		
	Controle do fluxo de água		
	Recarga de aquíferos		
	Regulação dos Processos Erosivos		
	Regulação de Nutrientes		
	Purificação da Água		
	Produção Primária		
SUPORTE	Ciclagem da água		
	Ciclagem de Nutrientes		
	Manutenção das população de ictiofauna		
CULTURAL	Recreação		
	Pesca voltada ao lazer		
	Valores estéticos		
	Valores de educação		
	Valor intrínseco da biodiversidade		

Fonte: Adaptado de Burkhard et al. (2009)

Referência

BURKHARD, B.; MULLER, F.; WINDHORST, W. Landscapes Capacities to Provide Ecosystem Services - a Concept for Land-Cover Based Assessments. **Landscape Online**, v. 15, p. 1 - 22, 2009.

Anexo 5 - Distância da área urbanizada (m) das estações de coleta

Rio Sorocaba	Distância	Áreas de várzea	Distância
R1	21	V1	55
R2	220	V2	55,2
R3	20	V3	21,2
R4	245,8	V4	166,6
R5	78,2	V5	46,2
R6	125	V6	35
R7	29,3	V7	29,6
R8	106,9	V8	50,5

Fonte: Elaborado pelo autor.