MAÍRA SIMÕES CUCIO

ANÁLISE DO ESTADO TRÓFICO E CARGA MÁXIMA ADMISSÍVEL DE FÓSFORO NO RESERVATÓRIO TANQUE GRANDE, GUARULHOS – SP

SÃO PAULO
2014

MAÍRA SIMÕES CUCIO

ANÁLISE DO ESTADO TRÓFICO E CARGA MÁXIMA ADMISSÍVEL DE FÓSFORO NO RESERVATÓRIO TANQUE GRANDE, GUARULHOS – SP

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, para obtenção do título de mestre em engenharia civil.

São Paulo

2014

MAÍRA SIMÕES CUCIO

ANÁLISE DO ESTADO TRÓFICO E CARGA MÁXIMA ADMISSÍVEL DE FÓSFORO NO RESERVATÓRIO TANQUE GRANDE, GUARULHOS – SP

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, para obtenção do título de mestre em engenharia civil.

Área de Concentração: Engenharia Hidráulica e Ambiental

Orientador: Profª. Dra. Monica Ferreira do Amaral Porto.

São Paulo

2014

Aos meus avós, meus pais, e ao Evandro

Agradecimentos

À minha família, em especial minha mãe e meu pai, pelo apoio e dedicação.

Ao Evandro, pelo apoio e incentivo, pela compreensão e dedicação, pelos momentos juntos e principalmente pelas revisões e discussões que puderam acrescentar elementos a esta dissertação e à vida como um todo.

À profª Dra Monica Ferreira do Amaral Porto, pelo apoio, pelos ensinamentos e pelas discussões que muito acrescentaram ao resultado final da dissertação.

Aos professores do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica, em especial o prof. Dr. Kamel Zahed Filho pela oportunidade de aprendizado durante o estágio PAE e pelas discussões valiosas sobre a pesquisa e a carreira.

Aos amigos e colegas que pude conhecer durante o mestrado, na Escola Politécnica, na Faculdade de Saúde Pública da USP e no Instituto de Biociências.

Aos amigos e professores da graduação em Gestão Ambiental na EACH/USP, base da minha formação.

Resumo

O avanço da ocupação humana em direção às áreas periurbanas da Região Metropolitana de São Paulo representa sérios riscos aos principais mananciais de abastecimento de água dos municípios da região. A degradação da qualidade destes mananciais pode colocar em risco seu uso preponderante, o que é bastante crítico, visto que a RMSP já apresenta disponibilidade hídrica limitada, o que levou alguns municípios a procurarem formas complementares de abastecimento.

O presente trabalho teve como objetivo avaliar o estado trófico e a carga máxima admissível de fósforo do reservatório do Tanque Grande, um manancial superficial do município de Guarulhos, na Grande São Paulo, que é utilizado para abastecimento complementar do município, fornecendo água para cerca de 30.000 habitantes. Apesar de apresentar mais de 90% da área da bacia com cobertura vegetal, poucos habitantes e poucas áreas agrícolas, dados do monitoramento da CETESB indicaram concentrações de fósforo total elevadas, o que motivou a elaboração da pesquisa. Para avaliar o estado trófico do reservatório foram empregadas as metodologias de índice de estado trófico de Lamparelli e o Trophic State Index, além do índice de estado trófico de Carlson, para comparação entre as metodologias. O resultado destes índices subsidiou a análise de carga máxima admissível, cujos resultados foram comparados às estimativas de cargas pontuais e difusas de fósforo produzidas na área da bacia.

Foi possível concluir que o reservatório tem apresentado melhora de estado trófico nos últimos anos e que é pouco provável que o processo de eutrofização esteja plenamente estabelecido no reservatório por conta de condições morfométricas, que propiciam boas condições de circulação da massa de água.

Palavras chave: Estado trófico, carga máxima admissível, ecologia de reservatórios.

Abstract

The advance of human occupation towards the peri-urban areas of the Metropolitan Region of São Paulo poses serious risks to the main sources of water supply of the region's municipalities. The quality degradation of these sources may endanger its predominant use, which is quite critical since the MRSP already has limited water availability, which led some municipalities to seek additional forms of water supply.

This study aimed to evaluate the trophic status and maximum permissible load of phosphorus in the Tanque Grande reservoir, which is used to supplement the water supply of Guarulhos municipality, providing water to approximately 30,000 inhabitants. Despite showing more than 90 % of the basin area with vegetation cover, few residents and few agricultural areas, monitoring data by the CETESB indicated high concentrations of total phosphorus, which motivated the development of the research. To assess the trophic status of the reservoir, the trophic state index of Lamparelli and the trophic state index of Lamparelli, Cunha and Calijuri were employed. The Carlson's trophic state index was also used to compare the methodologies. The result of these indices were used in the maximum permissible load assessment, and the results were compared to estimates of point and non-point loads of phosphorus produced in the basin area.

It was concluded that the reservoir has shown improvement in trophic state in recent years and it is unlikely that the process of eutrophication is fully established in the reservoir, probably because of morphometric conditions, which can provide good mixing conditions to the water body.

Keywords: Trophic state, maximum permissible load, reservoir ecology.

Lista de Figuras

Figura 1: Áreas de proteção de mananciais da bacia do Alto Tietê. 15
Figura 2: Mancha urbana e áreas de proteção de mananciais para o ano de 1974. 17
Figura 3: Mancha urbana e áreas de proteção de mananciais para o ano de 2002. 18
Figura 4: Localização do município de Guarulhos em relação à RMSP e à Bacia do Alto Tietê. 19
Figura 5: Localização da APRM Cabuçu e APRM Tanque Grande em relação à RMSP e à Bacia do Alto Tietê.....20
Figura 6: Faixas de exportação de fósforo de acordo com o uso do solo. 28
Figura 7: Evolução do processo de eutrofização em um lago ou represa. 32
Figura 8: Dinâmica de estratificação e mistura de lagos.....45
Figura 9: Ilustração da localização e características das zonas longitudinais de um reservatório. 48
Figura 10: Localização do bairro do Tanque Grande no município de Guarulhos. 50
Figura 11: Localização da bacia do Tanque Grande e representação de sua hidrografia.....51
Figura 12: Mapeamento de uso e ocupação do solo sobreposto à imagem de satélite. 54
Figura 13: Distribuição dos tipos de uso do solo na bacia do Tanque Grande. Dados: FABHAT; IPT, 2013.....54
Figura 14: Unidades de Conservação da região da APRM dos Sistemas Isolados, em Guarulhos.....58
Figura 15: Distribuição das redes coletoras de esgoto no município de Guarulhos (em vermelho) e a Bacia do Tanque Grande (contorno em amarelo).....60
Figura 16: Bacia do Tanque Grande (contorno em amarelo) e distribuição das redes coletoras de esgoto na região (em vermelho). 60
Figura 17: Localização dos pontos de coleta nos tributários e no reservatório do Tanque Grande. 63
Figura 18: Resultado das análises de IQA para os três pontos da bacia do Tanque Grande. 64
Figura 19: Concentração de nitrogênio (em amarelo) e fósforo (em branco). 65
Figura 20: Série de dados de oxigênio dissolvido do reservatório. Os pontos em vermelho indicam ocorrência de chuva nas 24 horas anteriores à medição. 66
Figura 21: Série de dados de fósforo do reservatório. Os pontos em vermelho indicam ocorrência de chuva nas 24 horas anteriores à medição.....67
Figura 22: Série de dados de clorofila a no reservatório do Tanque Grande, segundo monitoramento de qualidade da água da CETESB. Confecção própria a partir de dados da CETESB, relatórios diversos. 68
Figura 23: Esquema do balanço de massa do fósforo para um lago ou reservatório em mistura completa. 82
Figura 24: Comparação dos IETs obtidos através da aplicação do IET de Carlson.....94

Figura 25: Sobreposição dos resultados obtidos com a aplicação do IET de Lamparelli 96
Figura 26: Comparação entre os TSIs obtidos a partir de dados de fósforo e clorofila *a*. 97
Figura 27: Sobreposição entre o resultado dos três índices para o fósforo. 105
Figura 28: Sobreposição entre o resultado dos três índices para a clorofila *a*. 106

Lista de Tabelas

Tabela 1: Contribuições unitárias de fósforo típicas para diferentes usos do solo 28
Tabela 2: Problemas relacionados à eutrofização..... 33
Tabela 3: Caracterização trófica de lagos e reservatórios 35
Tabela 4: Faixas de valores de fósforo total para os principais graus de trofia 35
Tabela 5: Classificação do enquadramento de acordo com o Decreto Estadual n°8468/1976 38
Tabela 6: Classificação do enquadramento proposto na Resolução CONAMA 357/2005..... 39
Tabela 7: Limites de fósforo total para cada classe de enquadramento 40
Tabela 8: Aptidão ao assentamento urbano na bacia do Tanque Grande..... 52
Tabela 9: Zonas de Uso Segundo ZEE da APA Cabuçu-Tanque Grande 56
Tabela 10: Evolução da população total no Bairro do Tanque Grande 58
Tabela 11: Situação dos serviços de saneamento na bacia do Tanque Grande 61
Tabela 12: Classificação de nível trófico conforme IET de Carlson 77
Tabela 13: Classificação de níveis tróficos do IET de Lamparelli..... 79
Tabela 14: Classificação trófica do TSI_{tsr}..... 80
Tabela 15: Coeficientes de exportação de SMA e COBRAPE (2007) 90
Tabela 16: Aplicação do método da Unidade de Carga 90
Tabela 17: Aplicação do método da Unidade de Carga 91
Tabela 18: Relação entre nitrogênio e fósforo no reservatório do Tanque Grande..... 92
Tabela 19: Equações e classificação de nível trófico conforme IET de Carlson 93
Tabela 20: Equações e níveis tróficos propostos por Lamparelli (2004)..... 95
Tabela 21: Classificação trófica do TSI_{tsr}..... 96
Tabela 22: Tipos de esgotamento sanitário na bacia do Tanque Grande, por domicílio..... 99
Tabela 23: Tipos de esgotamento sanitário na bacia do Tanque Grande, por domicílio..... 100
Tabela 24: Cenário previsto no PDPA dos Sistemas Isolados..... 100

Abreviaturas e Siglas

APA – Área de Proteção Ambiental
APRM – Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais
ATP – Trifosfato de adenosina
CBH-AT – Comitê de Bacia Hidrográfica do Alto Tietê
CDR – Conselho de Desenvolvimento Regional
CEPIS – Centro Panamericano de Engenharia Sanitária e Ciências do Meio Ambiente
CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo
Cl a – Clorofila *a*
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA – Conselho Estadual do Meio Ambiente
CRH – Conselho Estadual de Recursos Hídricos
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DNA - Ácido Desoxirribonucleico
EMPLASA – Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano S/A
ETA – Estação de Tratamento de Água
FABHAT – Fundação Agência de Bacia do Alto Tietê
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia Estatística
IET – Índice de Estado Trófico
IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas
IQA – Índice de Qualidade da Água
LPM – Lei de Proteção aos Mananciais
LPRM – lei de Proteção e Recuperação dos Mananciais
OD – Oxigênio Dissolvido
PDPA – Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental
PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos
PT – Fósforo Total
RMSP – Região Metropolitana de São Paulo
SAAE – Sistema Autônomo de Água e Esgoto de Guarulhos
SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SAF - Sistema Agroflorestal
SIG – Sistema de Informação Geográfica
SIGRH – Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos de São Paulo
SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
TSI – Trophic State Index
USEPA – United States Environmental Protection Agency
USP – Universidade de São Paulo
ZEE – Zoneamento Ecológico-Econômico

Sumário

RESUMO **6**
ABSTRACT **7**
LISTA DE FIGURAS 8
LISTA DE TABELAS 10
ABREVIATURAS E SIGLAS 11
1. INTRODUÇÃO **14**
1.1. OBJETIVOS 22
1.2. ESTRUTURA DO TRABALHO 22
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA **23**
2.1. FONTES DE POLUIÇÃO HÍDRICA 23
2.1.1. Poluição aquática causada por nutrientes *25*
2.1.2. Fósforo como nutriente limitante *29*
2.2. OCORRÊNCIA DE EUTROFIZAÇÃO E APORTE DE FÓSFORO 30
2.2.1. Classes de Estado Trófico *34*
2.2.2. Fatores não-nutriente relacionados à ocorrência de eutrofização *36*
2.3. ENQUADRAMENTO E PADRÕES DE QUALIDADE DA ÁGUA 38
2.4. VARIÁVEIS DE IMPORTÂNCIA NA HIDROLOGIA E FUNCIONAMENTO DOS RESERVATÓRIOS 41
2.4.1. Tempo de residência *41*
2.4.2. Profundidade *43*
2.4.3. Estrutura térmica e Estratificação *44*
2.4.4. Reservatórios e o Conceito de Contínuo Fluvial *45*
2.4.5. Gradientes longitudinais *47*
3. ÁREA DE ESTUDO **50**
3.1. BACIA DO TANQUE GRANDE 50
3.1.1. Relevo e condições geológicas *52*
3.1.2. Uso e Ocupação do Solo na Bacia *53*
3.1.3. Unidades de Conservação *55*
3.1.4. População *58*
3.1.5. Infraestrutura *59*
3.2. RESERVATÓRIO DO TANQUE GRANDE 61
3.2.1. Tempo de Residência *62*
3.2.2. Profundidade média *62*
3.2.3. Qualidade da água *62*
4. METODOLOGIA **69**
4.1. METODOLOGIAS DE AVALIAÇÃO DE FONTES DIFUSAS DE POLUIÇÃO HÍDRICA 70
4.1.1. Método da Unidade de Carga *70*
4.1.2. Método da Concentração Média de Evento - CME *72*
4.1.3. Modelos de Simulação *72*
4.2. APLICAÇÃO DO MÉTODO DA UNIDADE DE CARGA 73

4.3. ESTIMATIVA DE CARGAS PONTUAIS 74
4.4. AVALIAÇÃO DO NUTRIENTE LIMITANTE 75
4.5. METODOLOGIAS DE ANÁLISE DA EUTROFIZAÇÃO 75
4.5.1. Índices de Estado Trófico 75
4.5.2. Índice de Estado Trófico de Carlson 76
4.5.3. IET de Lamparelli 78
4.5.4. TSItsr 79
4.6. APLICAÇÃO DOS ÍNDICES DE ESTADO TRÓFICO 80
4.7. MODELOS EMPÍRICOS 81
4.7.1. Modelo de Salas e Martino 83
4.7.2. Carga máxima admissível 85
4.8. CONSIDERAÇÕES SOBRE AS METODOLOGIAS SELECIONADAS 86
5. RESULTADOS 89
5.1. RESULTADOS DA APLICAÇÃO DO MÉTODO DA UNIDADE DE CARGA 89
5.2. RESULTADOS DA AVALIAÇÃO DE CARGAS PONTUAIS 91
5.3. AVALIAÇÃO DO NUTRIENTE LIMITANTE 92
5.4. APLICAÇÃO DOS ÍNDICES DE ESTADO TRÓFICO 93
5.4.1. Aplicação do Índice de Estado Trófico de Carlson 93
5.4.2. Aplicação do IET de Lamparelli 95
5.4.3. Aplicação do TSI TSR 96
5.5. CÁLCULO DA CARGA MÁXIMA ADMISSÍVEL 97
5.5.1. Carga Máxima Admissível e as cargas difusas 98
5.5.2. Carga Máxima Admissível e as cargas pontuais 98
5.5.3. Cenário previsto no PDPA dos Sistemas Isolados 100
6. DISCUSSÃO 102
6.1 RECOMENDAÇÕES PARA ESTUDOS FUTUROS 110
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS 111
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 113
ANEXO I – PLANILHA COM OS DADOS PARA APLICAÇÃO DO MÉTODO DO IET DE CARLSON (FÓSFORO) . 124
ANEXO II - PLANILHA COM OS DADOS PARA APLICAÇÃO DO MÉTODO DO IET DE CARLSON (CLOROFILA *A*) 126
ANEXO III - PLANILHA COM OS DADOS PARA APLICAÇÃO DO MÉTODO DO IET DE CARLSON (IET MÉDIO) 128
ANEXO IV - PLANILHA COM OS DADOS PARA APLICAÇÃO DO IET DE LAMPARELLI (FÓSFORO) 129
ANEXO V - PLANILHA COM OS DADOS PARA APLICAÇÃO DO IET DE LAMPARELLI (CLOROFILA *A*) 131
ANEXO VI - PLANILHA COM OS DADOS PARA APLICAÇÃO DO TSI-TSR (FÓSFORO) 133
ANEXO VII - PLANILHA COM OS DADOS PARA APLICAÇÃO DO TSI-TSR (CLOROFILA *A*) 135

1. Introdução

Enquanto as cidades se expandem, propriedades agrícolas e regiões de florestas são convertidas em áreas urbanas. No limite da área urbana, na franja urbano-rural, muitas vezes forma-se um mosaico de pequenas áreas agrícolas e florestas fragmentadas por habitação e comércio recém-construídos, e residências pré-existentes acabam sendo englobadas pela expansão urbana. Nestas áreas, o desenvolvimento urbano está associado a uma série de impactos ao meio ambiente, especialmente quanto à introdução de uma grande quantidade de poluentes de origem antropogênica aos ecossistemas em questão (SCHINDLER; SCHEUERELL, 2003). São áreas com estas características onde se encontram os principais mananciais utilizados para abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo – RMSP.

De acordo com Sánchez (2003), são considerados mananciais as águas subterrâneas ou superficiais fluentes, emergentes ou em depósito, efetiva ou potencialmente utilizáveis para o abastecimento público. Deste modo, rios, córregos, lagos e reservatórios que sejam utilizados para abastecimento da população são considerados mananciais, seu uso para abastecimento público é tido como prioritário, acima de qualquer outro interesse, e os mesmos são protegidos por lei.

No Estado de São Paulo, a primeira lei com objetivo de proteção dos mananciais foi a Lei Estadual n° 898/1975, que declarou uma série de corpos hídricos de interesse da RMSP e suas respectivas áreas de drenagem como áreas de proteção aos mananciais. A Figura 1 mostra as áreas de proteção aos mananciais da Região Metropolitana de São Paulo previstas nesta legislação.

Na referida lei, era claro o principal objetivo de preservação da porção sul do território metropolitano, onde se localizam as represas Billings e Guarapiranga, grandes mananciais que abastecem a RMSP (SCHLOGL, 2004). Esta lei também definiu a obrigatoriedade de aprovação prévia e manifestação, por parte das extintas Secretaria dos Negócios Metropolitanos e Secretaria de Obras e Meio Ambiente, mediante parecer da CETESB, de projetos de loteamentos e arruamentos, edificações, obras e atividades agropecuárias, comerciais, industriais e de recreação nestas áreas (SÃO PAULO, 1975).

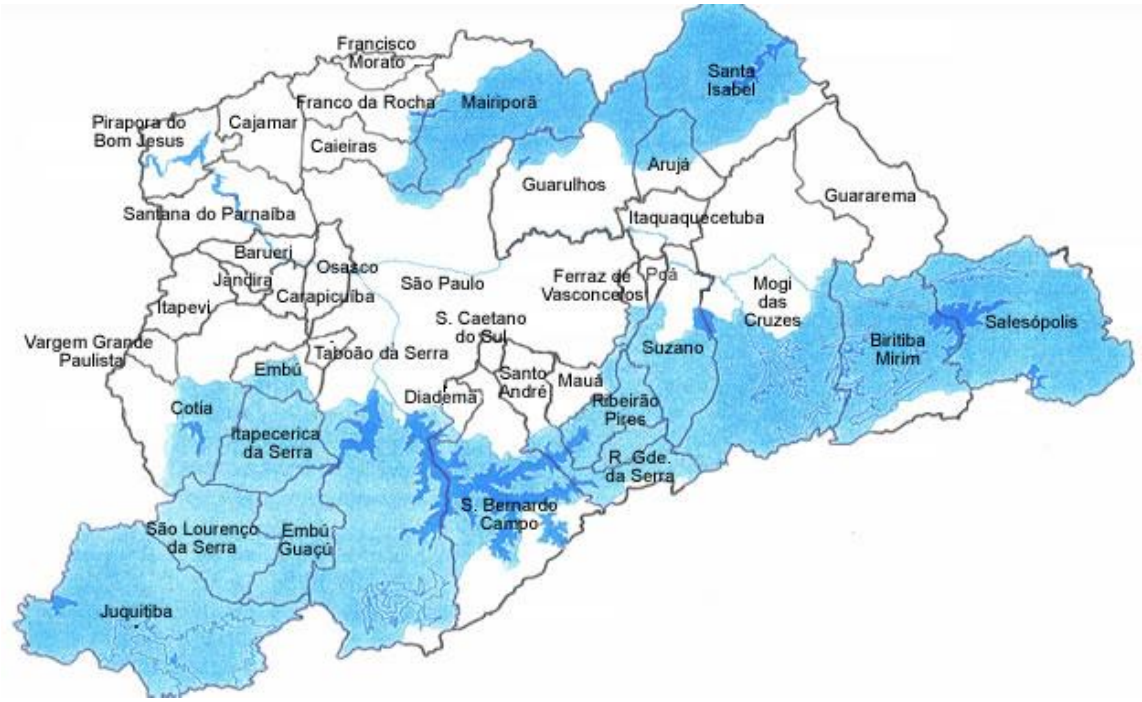


Figura 1: Áreas de proteção de mananciais da bacia do Alto Tietê.
Fonte: http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br

Posteriormente, foi criada a Lei Estadual n° 1172/1976, complementando a legislação anterior no que diz respeito à proteção dos mananciais, definindo classes de uso do solo para as áreas de proteção aos mananciais, além de usos permitidos nos corpos hídricos objeto de proteção desta Lei (SÃO PAULO, 1976).

É possível dizer que a Lei de Proteção aos Mananciais[1] (LPM), apresentou um avanço no planejamento urbano e ambiental ao considerar a resolução dos problemas ambientais no contexto metropolitano, ao estabelecer categorias de áreas de proteção e critérios para implantação de serviços de abastecimento e saneamento (SCHLOGL, 2004).

No entanto, Fracalanza e Campos (2006) destacam que o crescimento dos loteamentos irregulares junto às áreas de proteção de mananciais teve na LPM uma de suas causas. O objetivo inicial de proteger as áreas de manancial restringiu o uso do solo nestas áreas, resultando na baixa dos preços destas terras no mercado imobiliário e oferecendo grandes áreas para a instalação de famílias de baixa renda, sem que houvesse estrutura adequada de saneamento básico, o que resultou na atual situação de ocupação irregular destas áreas. Desta

[1] A Lei de Proteção aos Mananciais (LMP) refere-se às duas leis supracitadas, a Lei Estadual n°898/1975 e a Lei Estadual n°1172/1976.

forma, a LPM não foi suficiente para conter o avanço da mancha urbana em direção às áreas de mananciais, especialmente na porção sul da RMSP.

Entretanto, estudos apontam que a Lei de Proteção aos Mananciais foi capaz de conter o avanço de outros usos do solo potencialmente degradadores da qualidade da água, como as indústrias, por conta da exigência de aprovação de tais projetos por parte dos órgãos estaduais (MOREIRA, 1990).

Posteriormente, a fragilidade da LPM conduziu à sua revisão, no sentido de corrigir deficiências e adequá-la às mudanças institucionais decorrentes da formulação das legislações estadual e federal de recursos hídricos (SCHLOGL, 2004). Foi criada então a Lei Estadual nº 9866/1997 - Lei de Proteção e Recuperação dos Mananciais - LPRM, que dispõe sobre diretrizes e normas para a proteção e recuperação das bacias hidrográficas e dos mananciais de interesse do Estado (SÃO PAULO, 1997). Esta lei adota a Política Estadual de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo como referência, indicando que é preciso conciliar as políticas urbanas à política de recursos hídricos como condição fundamental para sua efetividade e estabelece a criação de Áreas de Proteção e Recuperação de Mananciais – as APRM's, apontando também para a necessidade de instituir legislação específica para cada APRM, levando em conta suas especificidades (ALVIM; BRUNA; KATO, 2008; SÃO PAULO, 1997).

De acordo com a LPRM, considera-se Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais – APRM, uma ou mais sub-bacias hidrográficas dos mananciais de interesse regional para abastecimento público. Sua delimitação deve ser feita mediante proposta do Comitê de Bacia Hidrográfica e por deliberação do Conselho Estadual de Recursos Hídricos - CRH, ouvidos o CONSEMA - Conselho Estadual de Meio Ambiente e o CRH - Conselho Estadual de Recursos Hídricos. Ainda, a criação de uma APRM depende da elaboração de um Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental – PDPA, que consiste em um diagnóstico elaborado para dar subsídios técnicos ao planejamento ambiental da bacia (SÃO PAULO, 1997).

A criação de APRMs deve se dar por Lei Estadual, e, portanto, este PDPA deve servir de base para a elaboração de uma Lei Específica da APRM em questão. É importante frisar que todo este processo deve ocorrer de forma participativa no âmbito do Comitê de Bacia Hidrográfica e que a gestão da APRM ficará vinculada ao Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos – SIGRH, contando com um órgão colegiado, um órgão técnico e órgãos da administração pública (SÃO PAULO, 1997).

Apesar da proteção oferecida legalmente pelas leis de mananciais, estas áreas não se encontram necessariamente livres de pressões antrópicas. Schlögl (2004) aponta que a ausência de uma política habitacional de interesse social, a omissão estatal em fiscalizar as áreas de proteção aos mananciais, falta de participação da sociedade na elaboração das políticas públicas, falta de medidas de incentivo compatíveis à preservação das áreas de mananciais, falta de coordenação e articulação entre as políticas urbanas, especialmente pela falta de integração entre as regras dos âmbitos municipal, estadual e federal, são alguns dos motivos pelos quais há ocupação em áreas de manancial.

As Figuras 2 e 3 ilustram a expansão da macha urbana na Região Metropolitana de São Paulo em relação às áreas de proteção aos mananciais. A Figura 2 retrata a mancha urbana no ano de 1974, anterior à LPM, em vermelho. A Figura 3, retrata a situação em 2002, posterior à LPRM. As áreas marcadas em verde correspondem às áreas de proteção aos mananciais.

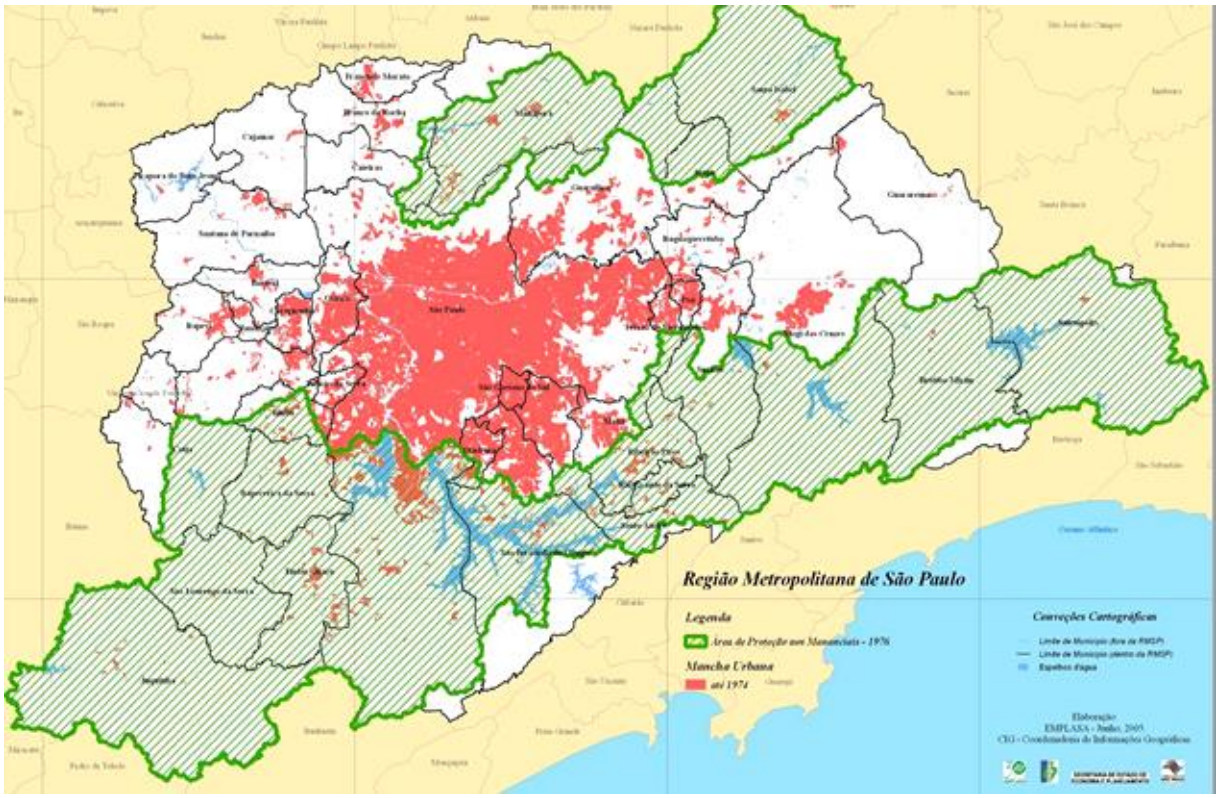


Figura 2: Mancha urbana e áreas de proteção de mananciais para o ano de 1974.
Fonte: EMPLASA, 2005.

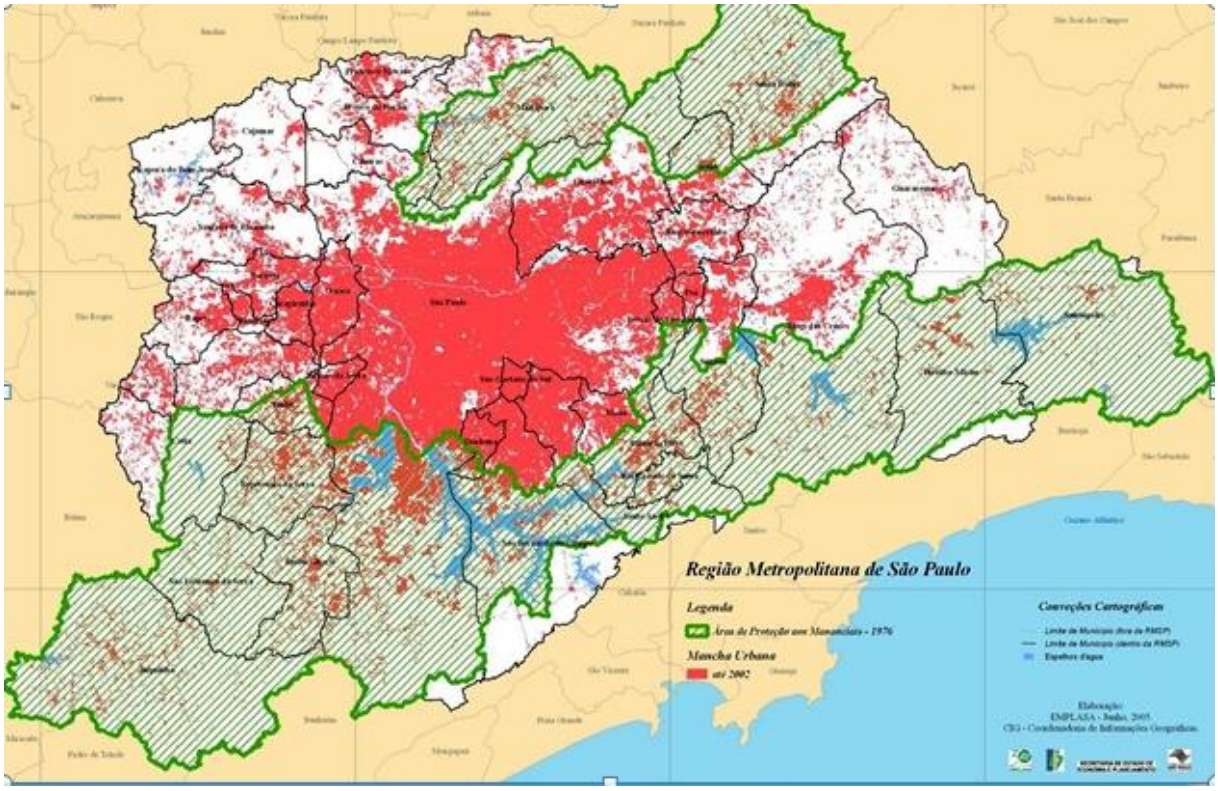


Figura 3: Mancha urbana e áreas de proteção de mananciais para o ano de 2002.
Fonte: EMPLASA, 2005.

Através destas figuras é possível perceber que, inevitavelmente, o crescimento urbano tem atingido as áreas de proteção aos mananciais, o que se torna especialmente crítico na RMSP, por conta da baixa disponibilidade hídrica, e da necessidade de importação de água de bacias vizinhas, como é o caso do Sistema Cantareira, que importa 31 m^3/s das cabeceiras do Rio Piracicaba, para garantir o abastecimento da RMSP (CBH-AT, 2002; SILVA; PORTO, 2003). Segundo o Plano de Bacia do Alto Tietê, elaborado em 2009, não há possibilidade de expandir o Sistema Cantareira, que já se encontra no seu limite de exportação de água para a bacia do Alto Tietê (CBH-AT, 2009).

Atualmente, o Sistema Cantareira abastece cerca de 8,8 milhões de pessoas das zonas norte, centro e parte das zonas leste e oeste da capital paulista, além dos municípios de Franco da Rocha, Francisco Morato, Caieiras, Carapicuíba e São Caetano do Sul, e também de parte dos municípios de Guarulhos, Barueri e Taboão da Serra (CBH-AT, 2009). Alguns destes municípios já enfrentam problemas de abastecimento irregular e precisam procurar formas de garantir o abastecimento de água da população.

O município de Guarulhos, em especial, é o segundo mais populoso da Região Metropolitana de São Paulo e também do Estado de São Paulo, com 1.260.840 habitantes e

taxas de crescimento demográfico superiores às médias do Estado e da RMSP (PREFEITURA MUNICIPAL DE GUARULHOS, 2008; SEADE, sd). Estima-se que em 2025 a população do município chegue a 1.534.905 habitantes, correspondendo a 6,5% do total da RMSP (IPT; FABHAT, 2013). O município localiza-se na porção norte da RMSP, sendo que a maior parte de seu território está inserida na Bacia do Alto Tietê, conforme mostrado na Figura 4.

Segundo o Plano de Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário de Guarulhos, elaborado em 2010, o município conta com uma vazão de apenas 4,09 m³/s para atender à demanda da população, de mais de um milhão de habitantes. Esta baixa disponibilidade de água ocasiona episódios de racionamento em grande parte da cidade (FERREIRA, 2011).

Ainda segundo Ferreira (2011), as perspectivas apontam para um crescimento expressivo na demanda por abastecimento de água no município, em decorrência do crescimento populacional e também do desenvolvimento de novas atividades econômicas e novos empreendimentos habitacionais, o que pode agravar a situação de baixa disponibilidade hídrica do município. Ainda, de acordo com o Atlas de Abastecimento Urbano de Água, da Agência Nacional de Águas, elaborado em 2010, uma análise feita nos mananciais de Guarulhos indicou necessidade de estudos de novos mananciais para suprir a demanda crescente de água no município (ANA, 2010; IPT; FABHAT, 2013).

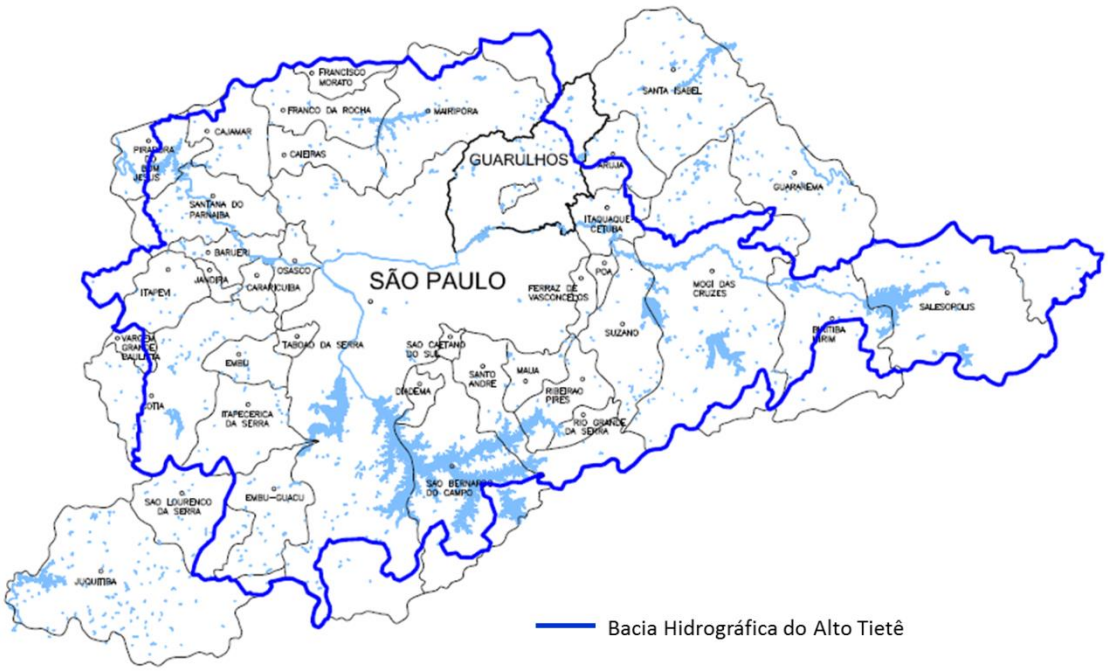


Figura 4: Localização do município de Guarulhos em relação à RMSP e à Bacia do Alto Tietê.
Fonte: Prefeitura Municipal de Guarulhos, 2008.

Em Guarulhos, o abastecimento de água é realizado pelo Serviço Autônomo de Água e Esgoto – SAAE, uma empresa municipal que tem autonomia na distribuição de água, que é fornecida pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP, através do sistema adutor metropolitano, correspondendo a 88% do abastecimento do município. Os 12% restantes correspondem ao abastecimento por poços tubulares e dois pequenos mananciais superficiais do município, que complementam o abastecimento: os reservatórios Cabuçu e Tanque Grande (PREFEITURA MUNICIPAL DE GUARULHOS, 2008).

A estes reservatórios e suas respectivas bacias hidrográficas estão inseridos em áreas de proteção aos mananciais, pois são recursos hídricos de interesse da RMSP e encontram-se em fase de aprovação de Lei Específica[2].

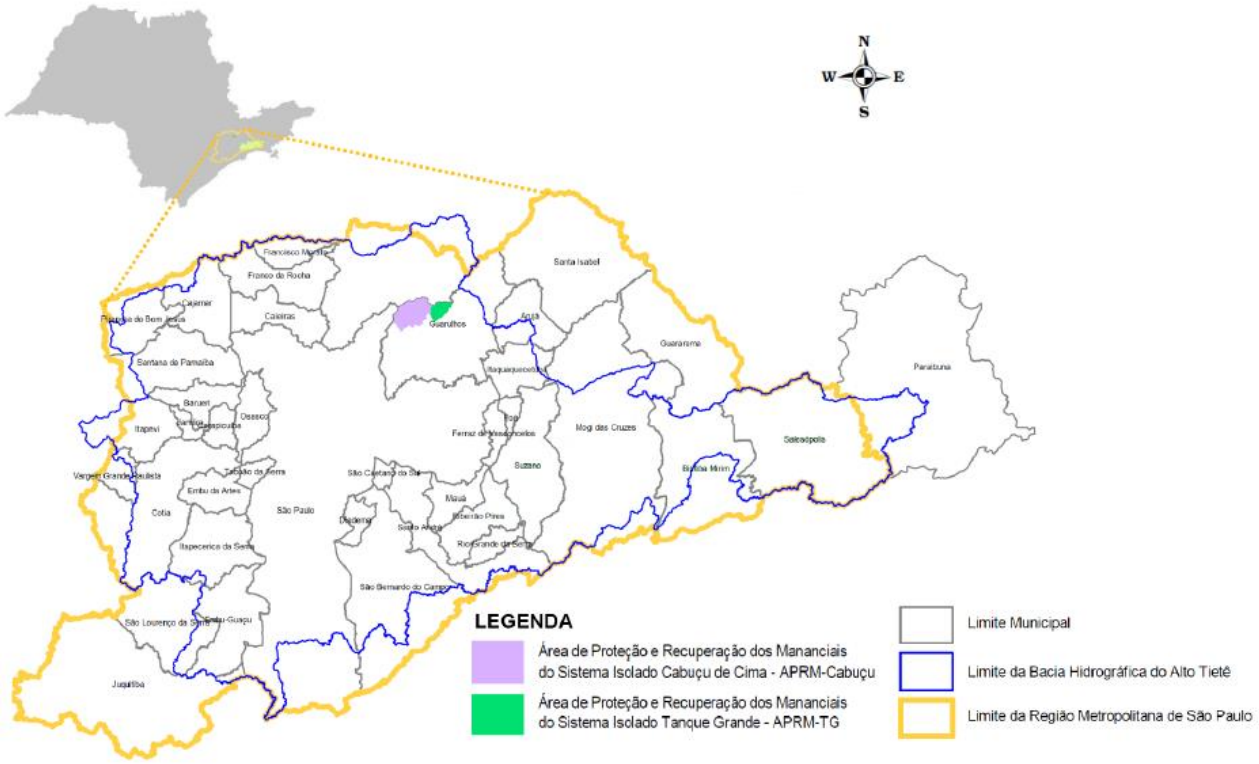


Figura 5: Localização da APRM Cabuçu e APRM Tanque Grande em relação à RMSP e à Bacia do Alto Tietê.
Fonte: IPT; FABHAT, 2013.

A bacia hidrográfica do reservatório Cabuçu encontra-se em situação satisfatória, uma vez que está totalmente inserida no Parque Estadual da Cantareira, uma unidade de

[2] Em 2013, foi finalizado o Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental dos Sistemas Isolados de Guarulhos, que consiste em um documento com um amplo diagnóstico das bacias do Cabuçu e Tanque Grande, estabelecendo diretrizes para o planejamento ambiental destas bacias e fornecendo subsídios para a formulação da Lei Específica da APRM do Cabuçu e APRM do Tanque Grande. Esta Lei Específica se encontra, atualmente, em fase de discussão e aprovação no Comitê de Bacia Hidrográfica do Alto Tietê.

conservação de proteção integral, e não existe qualquer tipo de ocupação ou atividade humana na área da bacia. Atualmente, o reservatório tem uma capacidade 1.776.000 m³ de armazenamento e uma vazão outorgada de 300 L/s, tendo uma estação de tratamento de água a jusante, a ETA Cabuçu, administrada pelo SAAE, que trata e disponibiliza água para cerca de 6% da população do município (IPT; FABHAT, 2013; FERREIRA, 2011).

Já a bacia do Tanque Grande, objeto de estudo do presente trabalho, disponibiliza água para cerca de 30.000 habitantes do município de Guarulhos através da ETA Tanque Grande, com uma outorga de 90 L/s (FERREIRA, 2011; IPT; FABHAT, 2013). A bacia é adjacente ao Parque Estadual da Cantareira e, ao contrário do reservatório do Cabuçu, não está resguardada por uma unidade de conservação de proteção integral.

Ambas as bacias são de grande importância para o abastecimento de água do município, sendo que a bacia do Tanque Grande, em especial, está submetida à pressão antrópica, o que reforça a necessidade de estabelecimento de diretrizes para compatibilizar o desenvolvimento urbano à necessária proteção dos mananciais (IPT; FABHAT, 2013).

Apesar de se localizar em uma região afastada do centro da cidade, com baixa densidade populacional, cobertura vegetal significativa e poucas áreas com atividade agrícola, os dados de qualidade da água do reservatório do Tanque Grande indicam alguns problemas, como concentrações de fósforo e coliformes fecais acima dos limites impostos nas resoluções pertinentes.

Neste contexto, é importante destacar que os reservatórios são parte de uma bacia hidrográfica, e integram as consequências das atividades humanas desenvolvidas na área da bacia (TUNDISI, 1996). Odum (1988) aponta que as causas e as soluções para o controle da poluição da água não serão encontradas olhando-se apenas para dentro do corpo hídrico, mas sim, para o ciclo hidrológico como um todo, em toda uma bacia hidrográfica. De fato, a dinâmica de diversos poluentes e nutrientes não pode ser entendida apenas avaliando-se o corpo hídrico, é preciso analisar também o entorno, o uso do solo, a interação com a atmosfera, as pressões antrópicas regionais.

Deste modo, analisar a poluição afluente a um corpo hídrico, tanto de fontes pontuais como de fontes difusas, e as consequências que estas fontes causam no corpo hídrico receptor torna-se uma questão importante para o gerenciamento de uma bacia hidrográfica. Através de estudos mais detalhados, é possível avaliar cenários de mudanças previstas na área da

bacia, o que consiste em uma importante atividade de planejamento (SILVA 2003; HAUPT, 2009).

1.1. Objetivos

O objetivo geral deste trabalho é a investigação da contribuição de fontes pontuais e difusas de fósforo afluentes ao reservatório do Tanque Grande e sua relação com a carga máxima admissível de fósforo ao reservatório, observando o estado trófico do reservatório a partir de diferentes metodologias e observando também os cenários propostos no PDPA da APRM dos Sistemas Isolados de Guarulhos.

Como objetivos específicos, de forma a atingir o objetivo geral, é possível citar a avaliação de carga difusa para verificação da magnitude do aporte de fósforo ao reservatório, a análise de fontes pontuais através da estimação da produção de fósforo pela população residente e a avaliação do índice de estado trófico (IET) do reservatório através de diferentes metodologias. A partir de então, os resultados da aplicação destas metodologias serão comparados, de modo a identificar se o processo de eutrofização está plenamente instalado no reservatório, sendo também avaliada a carga máxima admissível proposta para o reservatório, considerando as fontes pontuais e difusas supracitadas e os cenários propostos no PDPA dos Sistemas Isolados.

1.2. Estrutura do Trabalho

O trabalho está organizado em oito capítulos. Além do presente capítulo inicial introdutório, o trabalho apresenta, em seu segundo capítulo, a Revisão Bibliográfica, que tem como objetivo apresentar os conceitos pertinentes aos temas abordados no trabalho. O terceiro capítulo, da Área de Estudo, traz um levantamento de dados da bacia do Tanque Grande e do reservatório do Tanque Grande, incluindo dados de população, saneamento e uso do solo na bacia, até dados de qualidade da água e características morfométricas do reservatório. O quarto capítulo, a Metodologia, explicita os métodos utilizados no presente trabalho para consecução da pesquisa. O quinto capítulo, de Resultados, mostra a aplicação das metodologias e os dados resultantes. O sexto capítulo, de Discussão, tem como objetivo discutir os resultados da pesquisa à luz dos conceitos apresentados na Revisão Bibliográfica, estabelecendo conexões entre os temas. O capítulo sétimo traz as conclusões do trabalho de forma sucinta, e, por fim, o oitavo capítulo traz as referências bibliográficas utilizadas para elaboração do trabalho.

2. Revisão Bibliográfica

2.1. Fontes de poluição hídrica

A poluição que atinge um corpo d'água pode ser de origem pontual ou difusa, dependendo de sua origem e transporte. Fontes pontuais de poluição são aquelas que entram nos corpos d'água de forma facilmente identificável. De acordo com essa definição, são consideradas fontes pontuais os efluentes industriais e domésticos (NOVOTNY, 2003; SILVA, 2003).

As cargas difusas, por sua vez, são geradas em áreas extensas, sendo associadas à precipitação pluviométrica, e, portanto, chegam aos corpos d'água de forma intermitente (MANSOR, 2005). Cargas difusas são fontes de poluição de difícil identificação através de um único ponto e de difícil quantificação, e podem ser definidas de forma prática como todo aquele poluente que é carreado pelo escoamento superficial em episódios de chuva (HAUPT, 2009; USEPA, 2005).

Quando ocorre a precipitação, a água carrega consigo material particulado, compostos orgânicos, nutrientes, metais traço, pesticidas, derivados de petróleo, patogênicos, dentre outros, que irão alterar a qualidade do corpo d'água receptor (USEPA, 2005). Estes compostos se originam do ar, pela deposição atmosférica, da superfície terrestre e da subsuperfície do solo. A maior parte dos compostos presentes no escoamento superficial se origina da erosão do solo e da "lavagem" de superfícies impermeáveis (ruas, estradas, estacionamentos, telhados), que contém poluentes acumulados (MANSOR, 2005). Apesar dos poucos avanços nos estudos de poluição difusa, especialmente no Brasil, sabe-se que ela causa diversos problemas de qualidade da água, tanto em bacias rurais como em bacias urbanas (SILVA, 2003).

Ao contrário das fontes pontuais de poluição hídrica, as cargas difusas não são passíveis de controle na fonte de forma simples, com tecnologias do tipo *end-of-pipe,* por exemplo. Seu controle requer medidas muito mais abrangentes de controle de poluição, no âmbito da bacia, pois sua geração está relacionada às características físicas da bacia hidrográfica, à precipitação e, principalmente, às atividades humanas e ao uso e ocupação do solo (USEPA, 2005).

O Manual Técnico de Uso da Terra do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, de 2006, classifica os usos da terra em três grandes grupos: áreas antrópicas agrícolas, áreas antrópicas não-agrícolas e áreas de vegetação natural. As áreas de vegetação natural

correspondem às áreas com cobertura florestal, unidades de conservação, áreas de extrativismo florestal, terras indígenas e campos. Já as áreas antrópicas não-agrícolas incluem o ambiente urbano, as áreas de extração mineral, lavra e garimpo, áreas dedicadas às redes de comunicação e energia, estradas e demais estruturas utilizadas para transporte, além de áreas industriais e comerciais (IBGE, 2006).

Em áreas de vegetação natural, como florestas, pântanos e campos, o escoamento superficial encontra um terreno permeável, favorável à absorção da precipitação. No entanto, em áreas urbanas predominam superfícies impermeáveis, como ruas e estradas, estacionamentos e áreas construídas, e, portanto, a infiltração é dificultada e o escoamento superficial apresenta uma velocidade muito maior, intensificando o processo de erosão e carreando uma quantidade maior de poluentes (USEPA, 2003).

De forma geral, a urbanização aumenta significativamente a variedade de poluentes carreados para corpos hídricos. O escoamento superficial de áreas urbanas carrega consigo sedimentos, óleos, graxas, componentes tóxicos e metais pesados provenientes de automóveis, pesticidas e nutrientes de jardins e praças, vírus, bactérias e nutrientes provenientes de animais domésticos e de falhas no sistema de esgotamento sanitário, sedimentos provenientes do asfalto, sedimentos provenientes de canteiros de obras, além de poluição termal por conta do aquecimento das superfícies pelo sol (USEPA, 2003).

As áreas antrópicas agrícolas, por sua vez, são aquelas utilizadas para produção de alimentos, fibras e *commodities* ligadas à produção agropecuária. Estão inseridas nestas áreas as lavouras temporárias e permanentes, as lavouras alimentares para subsistência, as lavouras alimentares para comercialização, os sistemas agroflorestais (SAF), os sistemas consorciados agrossilviculturais[3] e agrosilvipastoris[4], as pastagens plantadas, as áreas de pecuária semi-intensiva e extensiva, as silviculturas[5] e as áreas de reflorestamento (IBGE, 2006).

Com exceção das silviculturas, as áreas antrópicas agrícolas correspondem, portanto, a áreas anteriormente cobertas por vegetação natural, que são convertidas em cultivos para abastecer populações. Esta mudança no uso do espaço pode ser causada por pressões de

---

[3] Sistema agrossilvicultural é aquele em que o cultivo agrícola é consorciado com componentes arbóreos (IBGE, 2006).

[4] Sistema agrossilvipastoril é aquele em que o cultivo e a criação de animais são consorciados com componentes arbóreos (IBGE, 2006).

[5] Técnica de implantação e cultivo de povoamentos florestais, assegurando a proteção da floresta como fornecedora de serviços ecossistêmicos tangíveis e intangíveis para a sociedade, como a provisão de matérias-primas, a harmonia paisagística e a regulação climática (IBGE,2006).

ordem demográfica, mudanças na economia local e regional, turismo e recreação, tendências nos mercados mundiais, dentre outros (NOVOTNY, 1999).

As atividades agrícolas caracterizam-se pela produção de poluição difusa, e os impactos desta poluição ultrapassam os limites da propriedade rural (MARTINI; LANNA, 2003). O *agricultural run-off*, ou escoamento superficial agrícola, pode ser originado de atividades agrícolas, como a criação de animais, aplicação desnecessária, excessiva e mal executada de pesticidas e fertilizantes, irrigação mal planejada, e todo aquele material proveniente das atividades agrícolas que seja considerado poluente e que possa ser carreado em um episódio de chuva, ou pelo fluxo de retorno da irrigação (USEPA, 2005; MEYER; ANDESON, 1992; MANSOR, 2005), causando um aumento nas transferências de matéria orgânica e nutrientes do solo para os corpos d'água (MILLER JR, 2008).

Pelegrini (2005) destaca que o escoamento sobre a camada superficial do solo durante os eventos pluviométricos constitui a principal fonte de poluição difusa de origem rural para os mananciais hídricos, e a magnitude da contribuição das cargas difusas em uma bacia hidrográfica de ocupação agrícola está intimamente ligada ao manejo do solo, às atividades exercidas na bacia, às interações solo-água-nutriente, às condições climáticas, topográficas, pedológicas e geológicas (ROSSI PISA et al, 1999). Dentre os compostos passíveis de serem carreados pela poluição difusa, os nutrientes podem ser considerados os causadores de maiores problemas.

2.1.1. Poluição aquática causada por nutrientes

De acordo com USEPA (2012), a poluição por nutrientes é causada pelo excesso de fósforo e/ou nitrogênio em ambientes aquáticos e pode ser considerado um dos problemas de qualidade da água mais generalizados, custosos e desafiadores. Nitrogênio e fósforo dão suporte ao crescimento de plantas aquáticas, que constituem a base das cadeias alimentares em ecossistemas aquáticos. Quando inseridos em grandes quantidades em ecossistemas aquáticos, usualmente como consequência de atividades humanas, acabam se tornando poluentes[6]. A poluição aquática causada por nutrientes pode impactar corpos hídricos, resultando em problemas ambientais, impactando a economia e as atividades humanas.

[6] Considera-se poluente toda e qualquer forma de matéria ou energia lançada ou liberada no ar, na água, ou no solo que possam tornar as águas, o ar ou o solo impróprios, nocivos ou ofensivos à saúde, inconvenientes ao bem estar público, à fauna e à flora e prejudiciais à segurança, ao uso e gozo da propriedade, bem como às atividades sociais e econômicas (SÃO PAULO, 1976). Portanto, um elemento em quantidades elevadas pode passar a ser considerado um poluente.

Os compostos de nitrogênio são tidos como macronutrientes, pois, após o carbono, o nitrogênio é o elemento exigido em maior quantidade pelas células vivas. O nitrogênio pode ser encontrado em águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal (NH_3, NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). As duas primeiras correspondem às formas reduzidas e as duas últimas, às formas oxidadas de nitrogênio. São diversas as fontes de nitrogênio em corpos hídricos, sendo que os esgotos sanitários são a principal fonte, pois contém nitrogênio orgânico devido à presença de proteínas e nitrogênio amoniacal. Efluentes de algumas indústrias químicas, petroquímicas, siderúrgicas, farmacêuticas, alimentícias, matadouros e frigoríficos contém quantidades consideráveis de nitrogênio (PIVELI, 2005).

Uma fonte importante de nitrogênio é a atmosfera, de onde é obtido o nitrogênio gasoso para o processo de fixação biológica, realizado por bactérias e algumas espécies do fitoplâncton, que incorporam o nitrogênio em seus tecidos, contribuindo para a presença do nitrogênio nas águas. Nas áreas urbanas, a drenagem de águas pluviais associadas às deficiências do sistema de limpeza pública também constitui fonte difusa de compostos nitrogenados para águas superficiais. A precipitação pluviométrica também carrega consigo compostos nitrogenados presentes na atmosfera (PIVELI; KATO, 2005).

O fósforo, por sua vez, é um nutriente fundamental para as plantas, animais e para o crescimento de microorganismos, sendo encontrado em moléculas de DNA e nas moléculas de ATP e ADP, responsáveis pelo metabolismo energético das células (MILLER JR, 2008). Ele também compõe ossos e dentes de animais (BRAGA et al, 2005).

O ciclo do fósforo acontece lentamente através da água, do solo e dos organismos vivos. Ele é normalmente encontrado na forma de íons de fosfato (PO_4^{3-}) em formações rochosas sedimentares, e em sedimentos no fundo oceânico (MILLER JR, 2008). Através de processos erosivos, o fósforo é liberado destas rochas na forma de fosfato (PO_4), e poderá ser utilizado por organismos produtores. Parte deste fósforo pode ser também consumida pelo fitoplâncton presente nos corpos hídricos (BRAGA ET AL, 2005).

A maior parte do fósforo flui, através dos rios e córregos, da terra para o oceano, onde pode ficar depositado na forma de sedimento por milhares de anos (MILLER JR, 2008). Em algum momento, processos geológicos no fundo do mar podem liberar este fósforo do sedimento, reiniciando o ciclo.

Miller Jr (2008) e Cordell, Dranget e White (2009) apontam que os seres humanos interferem no ciclo do fósforo de três formas. Inicialmente, removendo grandes quantidades

de fósforo da crosta terrestre para produzir fertilizantes e detergentes fosfatados. Há também as grandes mudanças de uso e ocupação do solo, que provocam a remoção da vegetação, e que reduzem a quantidade de fósforo aprisionado no solo, efeito este causado pela vegetação. E, finalmente, pelo uso excessivo de fertilizantes agrícolas, causando a terceira interferência no ciclo do fósforo: a adição excessiva de fósforo em rios, córregos e lagos. Há também o fósforo proveniente de detergentes fosfatados e esgotos, que é transportado para os ecossistemas aquáticos através da rede coletora de esgotos e pela rede de drenagem (FRAGOSO JR; MARQUES; FERREIRA, 2009). Desta forma, o seu humano aumenta consideravelmente a rapidez com que o ciclo do fósforo ocorre, liberando fósforo no meio ambiente em uma taxa 3,7 vezes maior que a natural (MILLER JR, 2008). Cabe notar que as reservas de fósforo do planeta são finitas (MANSOR, 2005; CORDELL; DRANGET; WHITE, 2009).

As principais fontes externas de fósforo para lagos e reservatórios são as populações humanas, o uso e ocupação do solo na bacia em questão, a deposição atmosférica, os efluentes industriais e, em alguns casos, reservatórios e lagos a montante. A quantidade de fósforo afluente a lagos e reservatórios vindas destas fontes varia de acordo com o modo de vida e o tamanho das populações humanas, além do tipo de tratamento que dispõem as estações de tratamento de esgoto (SCHAFFNER; OGLESBY, 1978).

Em uma bacia hidrográfica com vegetação nativa, o fósforo proveniente da decomposição de matéria orgânica é infiltrado juntamente com a parcela da precipitação de infiltra no solo, ficando disponível para a absorção pelas raízes das plantas, e, portanto, forma-se um ciclo e o aporte de nutrientes ao corpo d'água é reduzido. Em bacias hidrográficas com estas características, espera-se se os corpos hídricos tenham níveis tróficos baixos. Já em uma bacia hidrográfica ocupada por atividades agropecuárias, o uso de fertilizantes agrícolas e a liberação de fósforo por animais provoca um aumento do aporte de fósforo, e com a redução da capacidade de infiltração, causada pela conversão de áreas de mata em áreas agricultáveis, os nutrientes adicionados em excesso ao solo tendem a escoar superficialmente, até atingir os corpos hídricos (VON SPERLING, 1996).

Em estabelecimentos agrícolas que utilizam aplicações de fertilizantes, ocorre acúmulo de fósforo na superfície do solo, especialmente se o solo não for revolvido corretamente. Desta forma, os colóides presentes no solo ficam saturados de fósforo, facilitando o transporte deste componente pelo escoamento superficial (GBUREK; SHARPLEY, 1998).

Macleod e Haygarth (2003) compilaram vários estudos desenvolvidos na Europa sobre a importância de fontes difusas de fósforo provenientes de atividades agrícolas e demonstraram que estas fontes contribuíram com 29 a 60% da carga total de fósforo observada nas águas superficiais das bacias consideradas. Omernik (1977) mostrou que diferentes tipos de ocupação do solo causam diferentes perdas de fósforo, de acordo com a diminuição da cobertura vegetal florestal. Com cobertura florestal de 90% da área, a carga de fósforo liberada é de 0,009 mg/L, já para solos cobertos 90% pela agricultura, a carga de fósforo liberada sobe para 0,71 mg/L. Estes dados confirmam a hipótese da contribuição das coberturas vegetais florestais para o "aprisionamento" do fósforo no solo, e a contribuição das atividades agrícolas para a maior perda de fósforo do solo. A Tabela 1 corrobora esta afirmação com dados de contribuições unitárias de fósforo para diferentes tipos de uso do solo.

Tabela 1: Contribuições unitárias de fósforo típicas para diferentes usos do solo

Fonte	Tipo	Valores típicos	Unidade
Drenagem	Áreas de matas e florestas	10	kgP/km^2.ano
	Áreas agrícolas	50	kgP/km^2.ano
	Áreas urbanas	100	kgP/km^2.ano
Esgotos	Domésticos	1,0	kgP/hab.ano

Fonte: Von Sperling, 2005.

Da mesma forma, Novotny (2003) elenca atividades de uso do solo e suas respectivas faixas de exportação de fósforo, que podem ser vistos na Figura 6.

Figura 6: Faixas de exportação de fósforo de acordo com o uso do solo.
Confecção própria, a partir de dados de NOVOTNY, 2003.

O fósforo é encontrado em águas naturais e residuárias quase que exclusivamente sob a forma de fosfatos (MANSOR, 2005), podendo ser classificados em ortofosfatos, polifosfatos e fosfato na forma orgânica (EDZWALD; TOBIASON, 2011).

Os ortofosfatos são encontrados nas seguintes formas químicas: PO_4^{3-},HPO_4^{2},H_2PO_4, H_3PO_4 (VON SPERLING, 2005). Estes compostos, solúveis, tem apenas um átomo de fósforo em sua composição e já se encontram na forma diretamente disponível para o metabolismo biológico (YOSHIDA, 2005; VON SPERLING, 2005).

O fósforo orgânico corresponde ao fósforo que compõe as células dos seres vivos. Ele apresenta-se basicamente na forma de ésteres do ácido ortofosfórico, principalmente representados por fosfolipídeos, ácidos nucleicos, nucleotídeos e açúcares fosfatados (PIVELI; KATO, 2005; VON SPERLING, 2005).

Os polifosfatos são considerados "polímeros de ortofosfatos" (PIVELI; KATO, 2005), uma vez que são compostos por moléculas complexas, com um ou mais átomos de fósforo (VON SPERLING, 2005). Nas águas naturais, os polifosfatos sofrem hidrólise, convertendo-se rapidamente em ortofosfatos (PIVELI; KATO, 2005).

A disponibilidade do fósforo inorgânico em águas depende dos processos físico-químicos de adsorção e dessorção[7], que controlam as transformações do fósforo particulado dos sedimentos em fósforo solúvel (MCDOWELL et al, 2001). O fósforo é assimilado pelo fitoplâncton, bactérias, e plantas bênticas, e é remineralizado por atividades heterotróficas dos animais e microrganismos (SANTOS et al, 2007).

2.1.2. Fósforo como nutriente limitante

Dentre os principais componentes nutricionais da biota – carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P), oxigênio (O) e enxofre (S), o fósforo é o menos abundante, e aquele que comumente limita a produtividade primária dos sistemas aquáticos (WETZEL, 2001).

O conceito de nutriente limitante se baseia na premissa de que o nutriente que controlará a produção de biomassa fitoplanctônica será aquele em menor quantidade, ou aquele que atingir primeiro um nível mínimo necessário para a produção de biomassa (SALAS; MARTINO, 1991). Von Sperling (1996) aponta que nutriente limitante é aquele que, sendo

[7] Dessorção pode ser entendida como o oposto da adsorção, ou seja, a liberação de uma substância que estava adsorvida a um substrato.

essencial a uma determinada população, limita seu crescimento. Essa situação persiste até o momento em que a concentração deste nutriente passa a ser tão elevada, que o nutriente em questão deixa de ser limitante e um outro nutriente, em menor quantidade, passará a limitar a produção fitoplanctônica.

De acordo com Salas e Martino (1991), a maioria dos lagos tropicais da América Latina são limitados por fósforo, especialmente porque existem algas capazes de fixar o nitrogênio atmosférico, não necessitando de outras fontes de nitrogênio, mantendo a disponibilidade de nitrogênio em níveis satisfatórios para a produção fitoplanctônica.

Como o fósforo não tem esta dinâmica de disponibilidade atmosférica, são necessárias outras fontes do nutriente. Por isso, quando se pretende fazer controle de eutrofização em corpos hídricos, se dá prioridade ao controle do aporte de fósforo e, portanto, este componente passou a ser o mais manipulado no ambiente aquático (MAHAMAH, BHAGAT, 1983). Se o fósforo se apresenta em quantidade maior do que aquela requerida pelos organismos em um sistema, ele deixa de ser o nutriente limitante deste sistema, e seu excesso provocará um aumento na produtividade primária, levando a um dos maiores problemas de qualidade da água, a eutrofização.

2.2. Ocorrência de eutrofização e aporte de fósforo

O aumento do nível trófico de lagos e reservatórios em condições naturais pode levar algumas centenas de anos, através da contribuição dos processos naturais das bacias hidrográficas. No entanto, o aumento do aporte de nitrogênio e fósforo aos ecossistemas aquáticos pelas atividades humanas acelera este processo, e a este processo se dá o nome de eutrofização artificial ou eutrofização cultural (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). O presente trabalho irá tratar da eutrofização artificial.

A eutrofização artificial ou cultural é o fenômeno de crescimento excessivo de plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas, em níveis tais que sejam considerados causadores de interferências aos usos desejáveis da água. O principal fator de estímulo para este fenômeno é o nível excessivo de nutrientes no corpo d’água, principalmente nitrogênio e fósforo (VON SPERLING, 2005; MILLER JR, 2008).

A eutrofização dá início a um significativo conjunto de processos (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Com o aumento da produtividade do corpo d’água, induzido pela grande quantidade de nutrientes disponíveis, ocorre inicialmente um crescimento

excessivo de plantas aquáticas, até um ponto em que a produtividade é tanta que chega ao limite, e, a partir daí, a produtividade primária passa a declinar. Ocorre, então, um aumento na quantidade de microorganismos heterotróficos, que consomem a matéria orgânica do fitoplâncton, macrófitas e outros microorganismos mortos, o que leva ao consumo elevado de oxigênio dissolvido no meio líquido. Como resultado, haverá um declínio da concentração de oxigênio dissolvido, pois não há a reoxigenação promovida pelas macrófitas e pelo fitoplâncton, já que as zonas mais profundas de lagos e reservatórios têm penetração de luz com menor intensidade e, consequentemente, a produtividade primária é menor (MILLER JR, 2008). A partir de então, plantas e animais aquáticos morrem pela falta de oxigênio dissolvido (VON SPERLING, 2005).

A penetração de luz fica ainda mais comprometida uma vez que o crescimento excessivo do fitoplâncton forma camadas na superfície, barrando a luz solar. Neste tipo de ambiente predominam condições redutoras e, portanto, os compostos como ferro, manganês e fosfatos estarão presentes nas formas reduzidas (VON SPERLING, 2005).

A eutrofização artificial ocorre principalmente em ambientes lênticos (lagos, lagoas, reservatórios), podendo também acontecer em rios, mas em menor frequência, uma vez que as melhores condições de circulação, dispersão de nutrientes e reoxigenação da água são menos favoráveis ao crescimento excessivo de plantas aquáticas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

As principais causas da eutrofização artificial são a introdução de esgotos domésticos e industriais em lagos e reservatórios, além da drenagem superficial de áreas urbanas e agrícolas, através da poluição difusa.

O nível de eutrofização está usualmente associado ao uso e ocupação do solo predominante na bacia hidrográfica e à forma como os esgotos gerados por esta bacia hidrográfica são tratados e dispostos (MILLER JR, 2008; VON SPERLING, 2005). A Figura 7 retrata o processo de eutrofização associado às mudanças de uso e ocupação do solo.

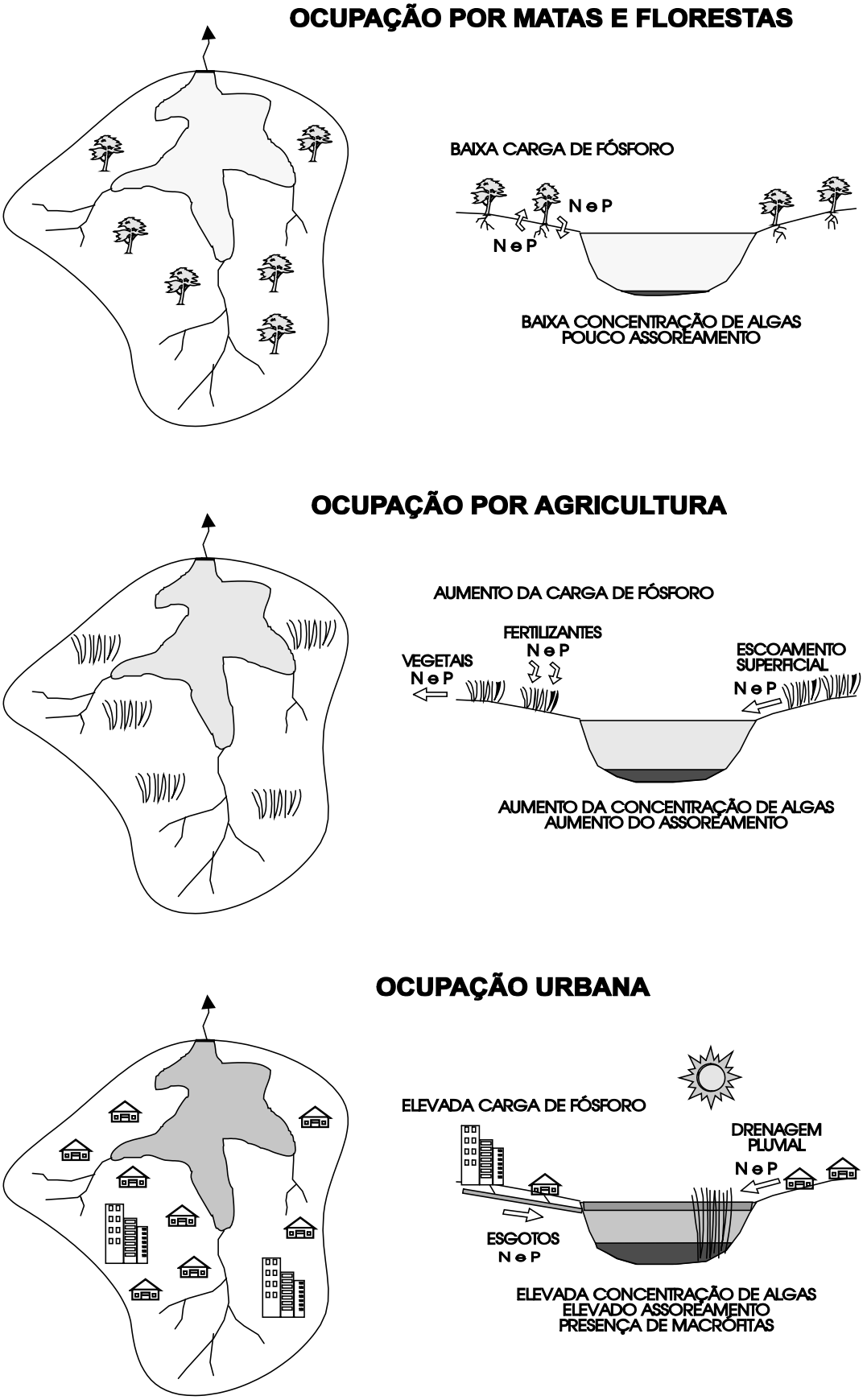


Figura 7: Evolução do processo de eutrofização em um lago ou represa.
Fonte: VON SPERLING, 2005.

A eutrofização causa diversos problemas para os usos da água. As florações de algas, o crescimento da vegetação aquática, a mortandade de peixes e outros animais e o consequente mau odor causarão desconforto, desencorajando as atividades de lazer e recreação (VON SPERLING, 2005; MILLER JR, 2008). Com o crescimento acelerado de macrófitas, atividades como a navegação também ficam prejudicadas, gerando prejuízos de ordem econômica (CHAO, 2006). A Tabela 2 resume os problemas relacionados à eutrofização e suas respectivas causas.

Tabela 2: Problemas relacionados à eutrofização

Problema	Causa
Diminuição do uso recreacional, problemas de balneabilidade, redução da atração de turistas	Florações de algas, crescimento excessivo de vegetação, distúrbios com mosquitos e insetos, maus odores, mortandade de peixes.
Condições anaeróbias no fundo do corpo d'água, propiciando a liberação de fosfato solúvel, gás sulfídrico, além de ferro e manganês.	Aumento da produtividade leva ao desenvolvimento de bactérias heterotróficas, que consomem grande quantidade de oxigênio dissolvido, devido à sedimentação da matéria orgânica, da baixa circulação e da baixa penetração de luz no fundo, forma-se um ambiente anaeróbio, onde predominam condições redutoras.
Maior dificuldade e elevação dos custos de tratamento da água para abastecimento público e industrial	A presença excessiva de algas causa a necessidade de remoção da própria alga, das toxinas por elas produzidas, levando ao maior consumo de produtos químicos e a lavagens mais frequentes dos filtros. Há ainda a questão da rejeição da água tratada contendo resquícios de toxinas,
Comprometimento da navegação e capacidade de transporte	O crescimento excessivo de macrófitas enraizadas impõe dificuldades à navegação. Além disso, a sedimentação de grande quantidade de matéria orgânica.
Desaparecimento do lago como um todo	A eutrofização e o assoreamento provocam o acúmulo de matéria orgânica e material particulado, tornando o lago gradualmente mais raso, podendo, em condições extremas, causar o desaparecimento do lago. O desaparecimento de lagos é uma tendência natural, e lenta. No entanto, a eutrofização aparece como um acelerador neste processo.

Fonte: Von Sperling, 2005.

Quando ocorre em mananciais utilizados para abastecimento, a presença excessiva de fitplâncton afeta o tratamento de água, pois os tratamentos convencionais de água envolvem pré-cloração, que causa a lise das algas, liberando cianotoxinas, substâncias capazes de causar gosto e odor nas águas tratadas, levando à rejeição desta água por parte da população (CHAO,

2006; VON SPERLING, 2005; BRANCO, 1986). Além disso, as crianotoxinas podem ter efeitos hepatotóxicos, neurotóxicos e dermatóxicos, além de promoverem a inibição da síntese de proteínas (CARNEIRO; LEITE, 2007).

Sendo assim, para casos de mananciais eutrofizados, as estações de tratamento de água devem ter cuidado com a cloração, evitando fazê-la no início do tratamento, optando, por exemplo, por deixar que as células sejam removidas pela coagulação. Em casos mais extremos, chega a ser preciso fazer a dosagem de carvão ativado, que é capaz de adsorver em sua superfície as cianotoxinas, eliminando problemas de gosto e odor e os riscos de contaminação através do consumo de água contendo cianotoxinas. Porém, estas opções são mais caras e trabalhosas, tornando o custo do tratamento mais elevado (VON SPERLING, 2005).

2.2.1. Classes de Estado Trófico

De forma a facilitar o entendimento do grau de eutrofização de um corpo hídrico, possibilitando a tomada de medidas preventivas e corretivas, tornou-se necessária a adoção de um sistema classificatório. Inicialmente, era utilizada a escala simples de estado trófico, com três níveis tróficos, como segue:

- *Oligotrófico*, que se referia a lagos claros e de baixa produtividade;
- *Mesotrófico*, que se referia a lagos de produtividade intermediária;
- *Eutrófico*, que se referia a lagos com elevada produtividade.

Posteriormente, tornou-se usual a inserção de novos níveis nesta classificação, sendo que a escala usualmente empregada está representada na Tabela 3.

Tabela 3: Caracterização trófica de lagos e reservatórios					
Item	**Classe de trofia**				
	Ultraoligotrófico	**Oligotrófico**	**Mesotrófico**	**Eutrófico**	**Hipereutrófico**
Biomassa	Bastante baixa	Reduzida	Média	Alta	Bastante alta
Fração de algas azuis e/ou cianofíceas	Baixa	Baixa	Variável	Alta	Bastante alta
Macrófitas	Baixa ou ausente	Baixa	Variável	Alta ou baixa	Baixa
Dinâmica de produção	Bastante baixa	Baixa	Média	Alta	Alta, instável
Dinâmica de oxigênio na camada superior	Normalmente saturado	Normalmente saturado	Variável em torno da supersaturação	Frequentemente supersaturado	Bastante instável, de supersaturação à ausência.
Dinâmica de oxigênio na camada inferior	Normalmente saturado	Normalmente saturado	Variável abaixo da saturação	Abaixo da saturação à completa ausência	Bastante instável, de supersaturação à ausência.
Prejuízo aos usos múltiplos	Baixo	Baixo	Variável	Alto	Bastante alto

Fonte: Von Sperling, 2005.

Como visto anteriormente, Salas e Martino (1991) apontam que a maior parte dos lagos tropicais da América Latina são limitados por fósforo. Sendo assim, é o aumento do aporte de fósforo que usualmente está associado a problemas de eutrofização, elevando o estado trófico dos lagos e reservatórios. Portanto, a classificação de trofia de lagos e reservatórios também pode ser feita com base nas concentrações de fósforo total no corpo d'água em questão. A Tabela 4 apresenta as concentrações de fósforo usualmente relacionadas aos níveis tróficos.

Tabela 4: Faixas de valores de fósforo total para os principais níveis tróficos	
Classe de trofia	**Concentração de fósforo no corpo hídrico (mg/m^3)**
Ultraoligotrófico	< 5
Oligotrófico	< 10 - 20
Mesotrófico	10 - 50
Eutrófico	25 - 100
Hipereutrófico	> 100

Fonte: Von Sperling, 2005.

O estabelecimento de estados tróficos com base apenas em dados de fósforo resultou de uma conveniência, pois, da mesma forma que em outros tópicos referentes à poluição das águas, em que foram escolhidas variáveis representativas, como oxigênio dissolvido para

poluição por matéria orgânica ou coliformes totais para contaminação por patógenos, adota-se o fósforo como variável representativa da eutrofização (VON SPERLING, 2005).

Há superposição entre os valores das diferentes faixas de fósforo, o que indica a dificuldade de definição rígida a respeito das concentrações de fósforo capazes de causar eutrofização em corpos d'água (VON SPERLING, 2005). É preciso lembrar, portanto, que o estado trófico depende muito das características do corpo d'água.

2.2.2. Fatores não-nutriente relacionados à ocorrência de eutrofização

A produtividade primária, e, consequentemente, a eutrofização, são determinados por vários fatores internos e externos aos lagos e reservatórios, dentre os quais os nutrientes têm sido considerados os mais importantes na dinâmica da eutrofização (IMBODEN, 1980). Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008) apontam que, considerando uma carga constante de nutrientes, a progressão do fenômeno da eutrofização depende, fundamentalmente, do estado trófico inicial do lago ou reservatório, da profundidade média, da morfometria e do tempo de residência.

Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) afirmam que muitos fatores regulam a produção fitoplanctônica em lagos e reservatórios, incluindo a hidrologia, operação do reservatório, disponibilidade de nutrientes, interação com outras comunidades biológicas, condições climáticas como vento e radiação solar, e a própria gestão dos reservatórios.

Os fatores não relacionados a nutrientes ou fatores não-nutriente relacionados à eutrofização[8] causam variações significativas na resposta dos lagos e reservatórios à quantidade de nutrientes (IMBODEN, 1980). Estes fatores vão muito além do estado trófico inicial, profundidade média e tempo de residência, que exercem influência sobre o grau de trofia de reservatórios[9], no entanto, se deve levar em conta também outros fatores não relacionados a nutrientes, por exemplo:

- Morfometria dos lagos e reservatórios (tamanho do lago, forma da bacia);
- Hidráulica dos lagos e reservatórios (tipo de entradas e saídas de água);
- Condições meteorológicas (radiação solar, ventos, temperatura);
- Mistura da coluna d'água;

[8] Tradução própria para o termo *non-nutrient factors*, do artigo "Non-nutrient factors influencing the dynamics of eutrophication".

[9] Tempo de residência e profundidade, e sua relação com estado trófico, serão abordados adiante, nos itens 2.4.1 e 2.4.2.

- Compostos químicos não relacionados a nutrientes;
- Quantidade de partículas e padrões de sedimentação.

Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008) explicam que lagos e reservatórios hipereutróficos respondem lentamente ou muito pouco à adição de nutrientes, em razão da alta taxa de mobilização de nutrientes já existente. Jorgensen (2006) afirma que lagos eutróficos geralmente exibem uma capacidade tampão[10] contra mudanças no nível de eutrofização. Já lagos e reservatórios oligotróficos e mesotróficos respondem mais rapidamente à adição de nutrientes.

O tamanho do lago ou reservatório também é considerado um fator de eutrofização não relacionado a nutrientes, pois influencia na concentração de nutrientes por volume ou área, modificando a diluição. A mistura da coluna d'água também pode ser considerada um fator, uma vez que a mistura influencia no transporte vertical e liberação de nutrientes do hipolímnio (no sedimento) para o epilímnio, o chamado *internal loading*, que corresponde à carga de fósforo que sedimenta juntamente com a matéria orgânica e fica adsorvida ao sedimento no fundo do lago ou reservatório. Eventualmente, parte desta quantidade de fósforo é liberada para a coluna d'água, constituindo uma fonte interna de fósforo ao corpo d'água.

É crescente o uso de lagos e reservatórios para atividades que modificam o padrão de mistura da coluna d'água por conta das turbulências ou das tomadas de águas significativas, como geração de hidroeletricidade, irrigação ou navegação, o que pode também constituir um fator não-nutriente relacionado à eutrofização (IMBODEN, 1980).

A meteorologia também pode ser considerada um fator não relacionado a nutrientes, pois também tem influência sobre o padrão de mistura da coluna d'água. Ventos e chuvas costumam propiciar a mistura da coluna d'água através da ação física do vento. A temperatura pode ser considerada como um acelerador do metabolismo e portanto, acelerador da produtividade, assim como a radiação solar, fator imprescindível para a produtividade fitoplanctônica (TUNDISI, MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Imboden (1980) afirma que o aporte de partículas por fontes pontuais e difusas afeta a transparência da água, influenciando a produtividade fitoplanctônica devido à mudança na absorção de radiação solar.

---

[10] *Buffer capacity*

Imboden (1980) lembra ainda que muitos dos fatores não-nutriente são, intencionalmente ou não, influenciados por atividades humanas. Enquanto as propriedades dos lagos e reservatórios, como tamanho do lago, profundidade média, forma da bacia, e condições meteorológicas são forças que fogem do controle humano, o tipo de saídas de água de reservatórios, o tempo de residência, os compostos químicos adicionados e os padrões de sedimentação podem ser significativamente influenciados por atividades humanas.

Imboden e Gachter (1979) concluem que a produtividade em lagos e reservatórios depende fortemente do *input* de fósforo, mas que não existe uma relação única entre o input de fósforo e produtividade, e que outros fatores também devem ser considerados.

2.3. Enquadramento e Padrões de Qualidade da Água

O enquadramento de corpos hídricos superficiais é o estabelecimento de uma meta ou objetivo de qualidade da água, expressos através de classes, a ser alcançado ou mantido em um determinado corpo hídrico, de acordo com os usos preponderantes pretendidos. As classes de qualidade, por sua vez, correspondem a um conjunto de condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento destes usos preponderantes (CONAMA, 2005).

O enquadramento consiste em um instrumento de gestão da qualidade da água, e deve estar baseado não no estado atual do corpo hídrico, mas nos níveis de qualidade almejados para o atendimento das necessidades da comunidade. Trata-se, portanto, de uma meta, que pode ser adaptada sem prejuízo de posterior aperfeiçoamento. Quando esta meta é alcançada, considera-se que o enquadramento foi efetivado (CONAMA, 2005).

A primeira iniciativa de enquadramento para os corpos hídricos no Estado de São Paulo se deu em 1976, através do Decreto Estadual n° 8468/1976, que definiu quatro classes (Classes 1, 2, 3, 4, conforme Tabela 5) para as águas superficiais do Estado de São Paulo. Estas classes correspondem a um conjunto de condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento dos usos preponderantes, conforme citado anteriormente.

Tabela 5: Classificação do enquadramento de acordo com o Decreto Estadual n°8468/1976	
Classe 1	Águas destinadas ao abastecimento, sem tratamento prévio ou com simples desinfecção.
Classe 2	Águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à irrigação de hortaliças ou plantas frutíferas e à recreação de contato primário (natação, esqui-aquático e mergulho)

Classe 3	Águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à preservação de peixes em geral e de outros elementos da fauna e da flora e à dessedentação de animais
Classe 4	Águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento avançado, ou à navegação, à harmonia paisagística, ao abastecimento industrial, à irrigação e a usos menos exigentes

Fonte: Decreto Estadual nº 8468/1976.

Posteriormente, em 1977, o Decreto Estadual n° 10.755/1977 classificou os corpos hídricos do Estado de acordo com estas classes, enquadrando o reservatório do Tanque Grande e sua bacia de contribuição, objeto do presente trabalho, como Classe 1. De acordo com o Decreto n° 8468/1976, nas águas de Classe 1 não são tolerados lançamentos de efluentes, mesmo tratados.

Mais recentemente, em 2005, foi aprovada a Resolução CONAMA 357 de 17 de março de 2005. Esta resolução tem abrangência nacional, e dispõe sobre a classificação dos corpos hídricos e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, estabelecendo também padrões e condições de lançamento de efluentes. De acordo com a Resolução 357/2005, as águas doces ficam classificadas em cinco tipos, conforme Tabela 6.

Tabela 6: Classificação do enquadramento proposto na Resolução CONAMA 357/2005	
Classe Especial	Águas destinadas ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção, à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas e à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
Classe 1	Águas que podem ser destinadas ao abastecimento público após tratamento simplificado, proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário como natação, esqui aquático e mergulho, desde que observada Resolução pertinente, à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas consumidas com casca, e à proteção de comunidades aquáticas em terras indígenas.
Classe 2	Águas que podem ser destinadas ao abastecimento público após tratamento convencional, à proteção de comunidades aquáticas, à recreação de contato primário como natação, esqui aquático e mergulho, desde que observada Resolução pertinente, à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas consumidas com casca, à irrigação de compôs de esporte e lazer com os quais o público possa ter contato direto, e à aquicultura e à atividade de pesca.
Classe 3	Águas que podem ser destinadas ao abastecimento público após tratamento convencional ou avançado, à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, à pesca amadora, à recreação de contato secundário e à dessedentação de animais.
Classe 4	Águas que podem ser destinadas à navegação e harmonia paisagística

Fonte: Resolução CONAMA nº 357/2005.

Com o estabelecimento da resolução CONAMA 357/2005, o Decreto Estadual de enquadramento dos corpos hídricos de São Paulo tornou-se obsoleto. A classe especial, prevista na resolução supracitada, não está prevista no decreto de São Paulo. Ainda, a resolução CONAMA 357/2005 destaca que em corpos hídricos de classe especial, devem ser mantidas as condições naturais do corpo hídrico, condições estas muito difíceis de serem consideradas, visto que estas condições devem variar de um corpo hídrico para outro, e que quase todos os corpos hídricos da RMSP já apresentam algum tipo de perturbação antrópica, sendo este um conceito de difícil aplicação.

Tais informações evidenciam, portanto, a necessidade de compatibilização e reenquadramento dos corpos hídricos do Estado. O reservatório do Tanque Grande, definido pelo enquadramento estadual como classe I, é considerado, pela CETESB, um corpo hídrico de classe especial. No entanto, os relatórios anuais de monitoramento de qualidade da água do reservatório utilizam como parâmetro os padrões da classe I da resolução CONAMA 357/2005, por conta da ausência de parâmetros para corpos hídricos de classe especial.

De acordo com a resolução CONAMA 357/2005, dentre os padrões estabelecidos para a Classe I, devem estar a ausência de materiais flutuantes, de óleos e graxas e ausência de substancias que provoquem gosto ou odor. Ainda, devem estar ausentes corantes e quaisquer tipos de resíduos sólidos objetáveis, a $DBO_{5,20}$ deve ser de até 3 mg/L, o oxigênio dissolvido deve estar acima de 6 mg/L, além de uma série de padrões para parâmetros inorgânicos e orgânicos.

O fósforo aparece na Resolução CONAMA 357/2005 como padrão para as classes 1, 2 e 3. Suas concentrações-limite em função da classe foram definidas de acordo com as condições hidrodinâmicas de cada classe (CHAO, 2006; CONAMA, 2005). Os padrões estabelecidos para o fósforo, de acordo com as classes, encontram-se resumidos na Tabela 7.

Tabela 7: Limites de fósforo total para cada classe de enquadramento

Parâmetros	Classe 1	Classe 2	Classe 3
	Concentrações máximas		
Fósforo total (ambientes lênticos)	0,020mg P/L	0,03 mg P/L	0,05 mg P/L
Fósforo total (ambientes com tempo de residência de 2 a 40 dias)	0,025mg P/L	0,05 mg P/L	0,075 mg P/L
Fósforo total (ambientes lóticos)	0,1 mg P/L	0,1 mg P/L	0,15 mg P/L

Fonte: CONAMA, 2005.

Mansor (2005) analisou os relatórios de qualidade da água da CETESB para o ano de 2003 e constatou que a companhia teve 85% dos resultados de análise de fósforo total não conformes para os rios de classe 2, seguindo a Resolução CONAMA nº 20, vigente na época, classe em que estão enquadrados os principais corpos hídricos do Estado de São Paulo. Segundo a autora, o Estado de São Paulo tinha na época 64% de suas bacias classificadas como eutróficas ou hipereutróficas, considerando a concentração de fósforo total.

Levando em consideração a importância sanitária do controle do fósforo para águas de abastecimento e também para águas residuárias, pelo seu potencial de causar degradação nos corpos hídricos, há um conjunto de leis, resoluções e portarias destinadas ao controle deste componente nas águas naturais (CHAO, 2006).

A resolução CONAMA 357/2005 não fixa padrões de fósforo para emissões de efluentes, deixando a cargo dos órgãos competentes estaduais que se faça este controle. Para o caso de São Paulo, estes padrões deveriam estar expressos no Decreto Estadual nº 8468, de 1976, no entanto, a legislação paulista não estabelece limites de emissão de fósforo em lançamentos de efluentes. Chao (2006) atenta para a necessidade de revisão desta legislação e de uma maior integração entre as agências ambientais encarregadas do controle da poluição e as companhias de saneamento no tratamento das questões relacionadas ao controle da qualidade das águas no Estado.

Mais recentemente, a Resolução CONAMA nº 430, de 2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementando a resolução CONAMA nº 357/2005, destacou a questão do controle de fósforo para corpos hídricos com histórico de floração de cianobactérias em trechos onde ocorra captação de água para abastecimento. De acordo com esta resolução, cabe ao órgão ambiental competente definir padrões específicos para lançamento de fósforo em corpos hídricos sob estas condições.

2.4. Variáveis de importância na hidrologia e funcionamento dos reservatórios

2.4.1. Tempo de residência

Uma das variáveis de maior importância no estudo de reservatórios é o tempo teórico de residência ou tempo de retenção, aqui descrito pelas letras T_R. Trata-se de uma variável calculada a partir da relação entre a vazão média e o volume do reservatório (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008), segundo a equação a seguir:

$$T_R = V/Q$$

Onde: T_R = tempo de residência
V = volume do reservatório
Q = vazão média diária

Reservatórios são ecossistemas intermediários entre rios e lagos, e o tempo de residência indica de qual destes dois tipos de ecossistema um reservatório mais se aproxima. Um reservatório com baixo tempo de residência (até 10 dias) será um ecossistema mais aproximado de um rio. Já reservatórios com tempo de residência elevado (mais de 200 dias), terão mais características lacustres (STRASKRABA; TUNDISI; DUNCAN, 1993).

Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008) destacam que o tempo de residência está associado às principais diferenças de qualidade da água entre reservatórios. Diferentes tempos de residência refletem na química e biologia do reservatório, influenciando na estratificação, zonação horizontal, mistura vertical e nos fluxos internos (STRASKRABA; TUNDISI; DUNCAN, 1993).

O tempo de retenção afeta a composição e os processos químicos em reservatórios, pelo fato de que a carga de componentes químicos deve decrescer com o tempo de retenção. O destino de um composto químico em um reservatório é determinado não só por sua natureza e quantidade, mas também pela sua distribuição no lago, que está relacionado com o valor de T_R. O fósforo, por exemplo, como um nutriente essencial, depende em grande parte do fato de ele ser disperso ao longo das camadas mais superficiais, onde o fitoplâncton pode utilizá-lo, ou se o fósforo sedimenta para o hipolímnio, onde a absorção ativa de nutrientes não ocorre. Com um tempo de residência baixo, ocorre pouca sedimentação e as partículas em suspensão são liberadas pelas saídas do reservatório. No entanto, se o tempo de residência for alto, a sedimentação de partículas em suspensão será mais provável (STRASKRABA; TUNDISI; DUNCAN, 1993).

Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008) destacam que, à medida que o tempo de residência aumenta, maior é a disponibilidade para o uso de nutrientes. Isto porque, se o tempo de residência é curto, a tendência para acúmulo de fitoplâncton e também de fósforo é menor, e há perda de células fitoplanctônicas.

Assim como os lagos, reservatórios podem interceptar fósforo total e ortofosfato através da captação exercida pelas macrófitas e pelo fitoplâncton, que utilizam este nutriente

dissolvido na água. A eficiência deste processo de retenção de fósforo em lagos foi modelada por vários autores e, tal como esperado, em reservatórios, a retenção de fósforo é fortemente influenciada pelo tempo de residência (STRASKRABA; TUNDISI; DUNCAN, 1993).

Wilhelmus, Bernhardt e Neumann (1978), estudando reservatórios da Alemanha, chegaram à conclusão de que, quando o tempo de residência é maior que 30 dias, 70 a 90% do fósforo total fica retido no reservatório, enquanto que, com um tempo de residência menor que 30 dias, a retenção de fósforo cai para menos de 10%. Turner et al (1983) estudando o reservatório Lake Talquin, no norte da Flórida, concluíram que com a diminuição de 50% no tempo de residência, a retenção de fósforo cairia de 65 para apenas 25%. Tais dados corroboram a afirmação de Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008) de que é o tempo de residência a variável que está mais associada às principais diferenças de qualidade da água em reservatórios.

2.4.2. Profundidade

A profundidade média de um reservatório tem grande importância limnológica. As diferenças entre ambientes rasos e profundos são marcantes, principalmente quanto à mistura da coluna d'água (VON SPERLING, 1999). A profundidade média é dada pela relação entre o volume do reservatório e a superfície de espelho d'água, conforme segue:

$$Z = V/As$$

Onde: Z = profundidade média
V = volume do reservatório
As = área da superfície (espelho d'água)

A profundidade média é um parâmetro importante, pois além de permitir inferir sobre a circulação e penetração de luz no corpo hídrico, também é um parâmetro utilizado em modelos de avaliação de estado trófico (VON SPERLING, 1999).

A profundidade é um fator que influencia na eutrofização, pois quanto mais profundo um lago ou reservatório, menor a zona eufótica em relação à profundidade total, que influencia na produção fitoplanctônica pela disponibilidade de luz. Vollenweider (1968) em seus estudos sobre produtividade em lagos, encontrou uma relação de aumento da tolerância a nutrientes com o aumento da profundidade, o que pode estar fortemente relacionado à diluição do nutriente na coluna d'água.

2.4.3. Estrutura térmica e Estratificação

Há um perfil vertical de temperatura em lagos e reservatórios, que ocorre por conta das variações de radiação solar ao longo do ano e da penetração seletiva desta radiação (HENRY, 1995). Esta variação afeta a densidade da água e, consequentemente, a mistura e estratificação do corpo d'água (VON SPERLING, 1996).

Nos meses mais quentes do ano, a temperatura da camada mais superficial de um reservatório fica mais elevada que a temperatura do fundo, por conta da radiação solar, o que faz surgir uma diferença de densidade entre a massa de água superficial e a massa de água do fundo, formando duas camadas distintas no corpo hídrico: o epilímnio e o hipolímnio (VON SPERLING, 1996).

O epilímnio corresponde à camada superior, mais quente, menos densa, e por conta destes fatores, há maior circulação (VON SPERLING, 1996). Além disso, por estar mais próxima da superfície, é a camada com maior penetração de luz, e, portanto, com maior produção de biomassa, e mais homogênea, por sofrer também a ação do vento, que propicia a mistura da massa de água (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Já o hipolímnio corresponde à camada inferior, próxima do fundo, mais fria e mais densa e, consequentemente, com maior estagnação da massa de água. Por estar na camada mais profunda, a penetração de radiação solar tem menor intensidade, predominando então processos de decomposição. Entre o hipolímnio e o epilímnio, encontra-se o metalímnio, uma camada de transição (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Em algumas ocasiões, a diferença de densidade entre estas camadas pode ser tal, que causa a completa estratificação, que corresponde à quase ausência de mistura entre as camadas (VON SPERLING, 1996).

A profundidade do epilímnio e do hipolímnio dependem da localização geográfica do lago ou reservatório, da profundidade média e máxima, das características regionais em relação ao vento e posição do lago ou reservatório em relação à bacia hidrográfica, e ainda ao balanço de energia do reservatório (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Com a ocorrência de estratificação térmica, as más condições de circulação e reoxigenação do fundo podem ocasionar a anoxia completa do hipolímnio e, como consequência, predominarão as formas reduzidas de ferro, manganês[11] e outros compostos.

[11] Apesar de não ser um composto tóxico, o ferro em águas pode trazer problemas ao abastecimento público, conferindo cor e sabor à água, provocando manchas em roupas e utensílios sanitários, além de formar depósitos

Ainda, a ausência de oxigênio leva à decomposição anaeróbia de matéria orgânica, produzindo compostos indesejáveis, como o gás sulfídrico.

Nos meses mais frios, no entanto, há um resfriamento da camada superficial, levando à homogeneização da temperatura na coluna d'água. A camada superficial, resfriada e densa, imerge, deslocando a camada inferior, favorecendo a mistura completa da massa de água (VON SPERLING, 1996).

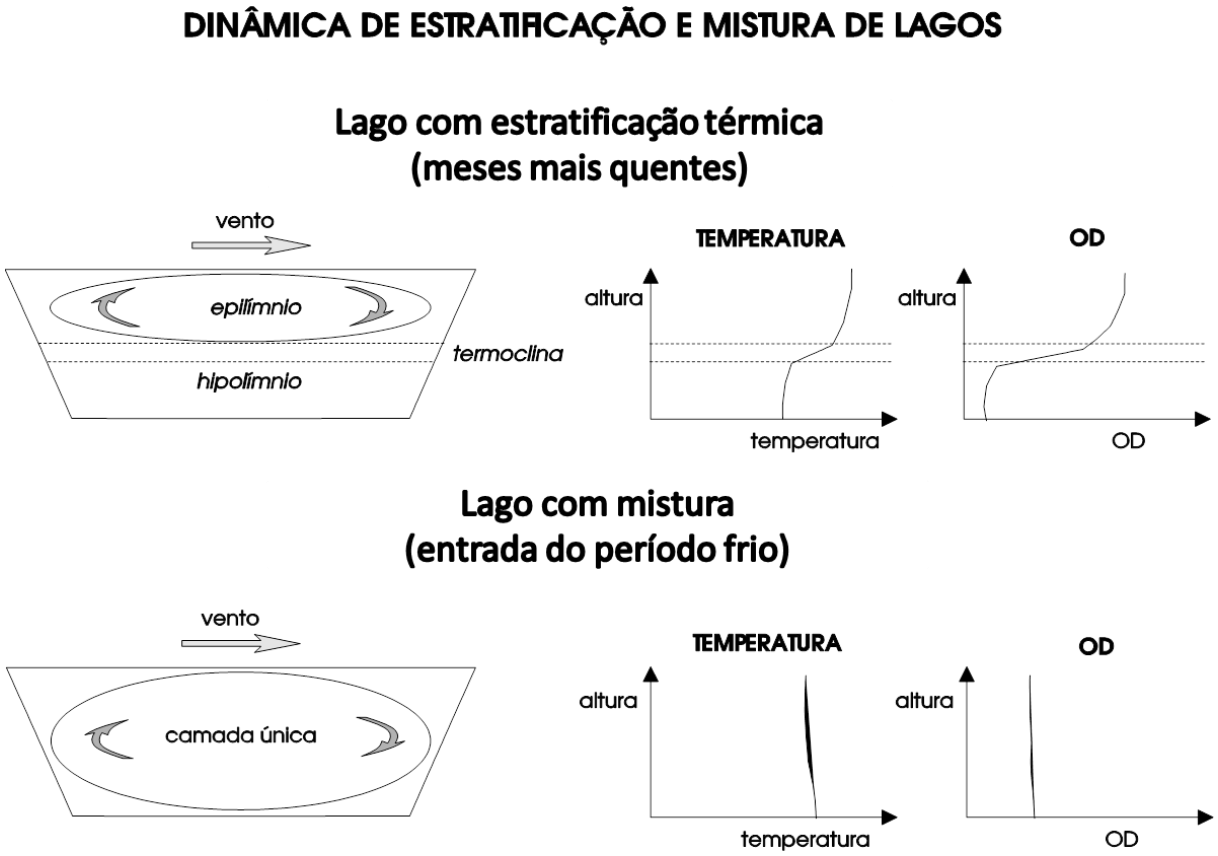


Figura 8: Dinâmica de estratificação e mistura de lagos.
Fonte: Von Sperling, 1996.

2.4.4. Reservatórios e o Conceito de Contínuo Fluvial

Ward e Stanford (1983) estabeleceram uma classificação de 12 tipos de rios, ou ordens, sendo que a primeira classe corresponde a riachos imediatamente após a nascente; o segundo tipo corresponde a riachos formados pela união de dois riachos; o terceiro tipo corresponde à união deste último a um outro riacho, e assim por diante.

---

nas canalizações. O manganês tem comportamento semelhante, no entanto, é mais raro, e pode conferir coloração negra à água (PIVELI; KATO, 2005).

Quando um reservatório é construído ao longo de um rio, as condições físicas, químicas e biológicas desse rio sofrem interferência em maior ou menor escala. Os efeitos para as áreas a jusante da barragem são determinados pela posição desta em relação ao curso d'água (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; STRASKRABA; TUNDISI; DUNCAN, 1993).

De acordo com o Conceito do Contínuo Fluvial, proposta por Vannote et al (1980), existe um gradiente contínuo de condições físicas em rios sem perturbações, da cabeceira à foz. Este conceito é relevante à limnologia de reservatórios porque explica que a posição de um reservatório ao longo de um rio ou bacia hidrográfica, ou seja, dependendo da classe desse rio segundo Ward e Stanford (1983), afeta severamente as condições deste reservatório (STRASKRABA; TUNDISI; DUNCAN, 1993).

Em regiões temperadas, um reservatório localizado em um rio de baixa ordem localiza-se em áreas montanhosas, caracteristicamente não afetadas por atividades humanas, sendo alimentado por baixas vazões, níveis pequenos de matéria orgânica, nutrientes e sais, baixa temperatura e plâncton escasso. Este reservatório terá como característica a localização em um vale profundo, de região montanhosa, sendo, portanto, mais profundo, estratificado e oligotrófico (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Já um reservatório construído no trecho médio de um rio é alimentado por um curso d'água com média vazão, médias temperaturas, maiores níveis de matéria orgânica e sais nutrientes, turbidez ocasional e comunidade fitoplanctônica mais desenvolvida (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Neste caso, a limnologia do reservatório dependerá do tempo de retenção, da morfologia local e profundidade, que influenciam basicamente no tamanho do reservatório, e, portanto, nas condições de circulação da massa de água e ocorrência de estratificação (STRASKRABA; TUNDISI; DUNCAN, 1993).

Por fim, reservatórios construídos nos trechos baixos de rios normalmente caracterizam-se pela inundação de grandes áreas, com baixa declividade e grande variabilidade horizontal. Há maior desenvolvimento de áreas alagáveis nas margens, bem como uma vegetação mais desenvolvida. Estes reservatórios costumam ser eutróficos, com alta carga orgânica (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008; STRASKRABA; TUNDISI; DUNCAN, 1993).

2.4.5. Gradientes longitudinais

Reservatórios têm gradientes de concentração de material em suspensão, sedimentação e distribuição de partículas de acordo com o tamanho, que sugerem um forte potencial para induzir gradientes químicos e também biológicos no reservatório (THORNTON, 1990).

A partir de então, são exibidos gradientes bem marcados de heterogeneidade espacial na produtividade fitoplanctônica e biomassa por conta de um gradiente longitudinal de velocidade de fluxo, sólidos em suspensão, tempo de residência, penetração de luz e nutrientes. Caracteristicamente, formam-se três zonas distintas identificáveis no eixo longitudinal do reservatório (KIMMEL, LIND, PAULSON, 1990).

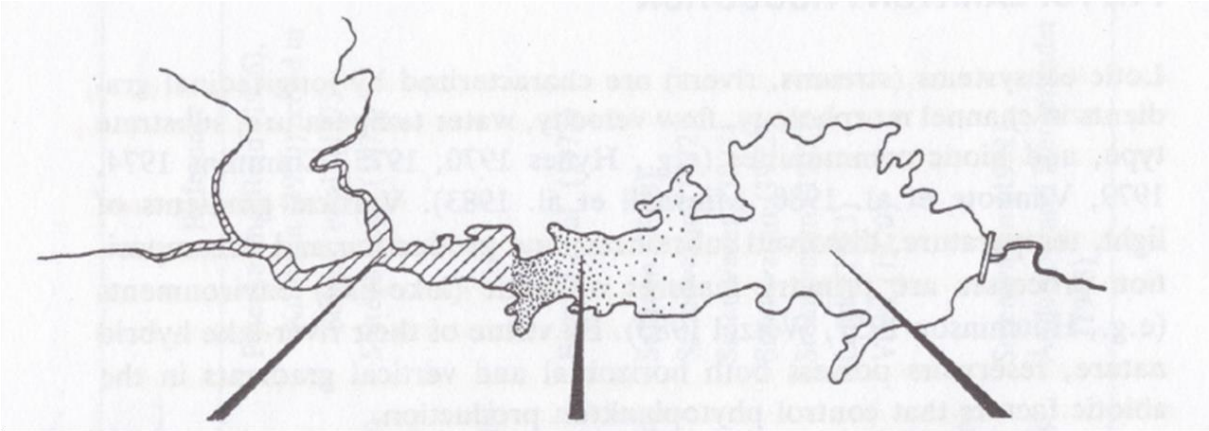
A primeira zona é a zona riverina ou fluvial[12], que corresponde à região mais a montante do reservatório, considerada um ambiente lótico, por conta da entrada de água dos corpos hídricos que alimentam o reservatório. Esta zona é caracterizada por fluxos maiores de água, menor tempo de residência e maiores níveis de nutrientes disponíveis, sólidos suspensos e, consequentemente, há maior atenuação de luz em comparação com as porções mais a jusante do reservatório. Nesta zona, a produtividade fitoplanctônica é geralmente limitada pela disponibilidade de luz (KIMMEL, LIND, PAULSON, 1990; THORNTON, 1990).

A zona de transição, por sua vez, é caracterizada por alta produtividade fitoplanctônica e biomassa. Nesta zona, a velocidade de fluxo decai, aumenta o tempo de residência, e a sedimentação de partículas de argila e silte ocorrida entre a zona fluvial e a zona de transição faz com que esta zona tenha uma melhor penetração de luz. Por ter condições mais favoráveis para a produção fitoplanctônica (luminosidade e nutrientes disponíveis), esta zona é considerada a região mais fértil do reservatório (KIMMEL, LIND, PAULSON, 1990). Thornton (1990) destaca que é na zona de transição que sedimentam partículas de silte, argilas grosseiras e médias e matéria orgânica particulada. Por terem menor capacidade de sorção do que as partículas de argila fina, há uma pequena sedimentação de compostos como fósforo, carbono orgânico, ferro III, manganês IV e carbonato de cálcio juntamente com estas partículas.

A zona lacustre, por sua vez, é a zona mais a jusante do reservatório, próxima à barragem. Com um tempo de residência mais alto e menores concentrações de sólidos em

[12] Traduzido de “riverine zone”, do texto de Kimmel, Lind e Paulson (1990).

suspensão e nutrientes, que sedimentaram nas zonas fluvial e de transição, a água desta zona é mais transparente e menos turva, com maior penetração de luz (THORNTON, 1990). A produtividade fitoplanctônica é reduzida por uma limitação de nutrientes, que nesta zona encontram-se em baixas concentrações e costumam originar-se da ciclagem de nutrientes *in situ* (KIMMEL, LIND, PAULSON, 1990). A Figura 9 ilustra a distribuição das zonas longitudinais ao longo do reservatório e suas características.



Zona fluvial
- Zona mais estreita, com características de canal
- Fluxo relativamente elevado
- Alta concentração de sólidos suspensos, consequentemente, alta turbidez
- Baixa disponibilidade de luz
- Concentração de nutrientes relativamente alta, trazidos dos tributários (alóctones)
- Produção fitoplanctônica limitada por luz
- Perda de células por sedimentação
- Tendência de condições mais eutróficas

Zona de transição
- Mais ampla e mais profunda
- Fluxo reduzido
- Concentração de sólidos em suspensão reduzida, consequentemente, diminui a turbidez
- Maior disponibilidade de luz
- Condição trófica intermediária
- Zona de maior produção fitoplanctônica e maior biomassa

Zona lacustre
- Zona mais ampla e mais profunda do reservatório
- Características de um lago
- Zona de menor concentração de sólidos em suspensão e nutrientes, consequentemente, maior disponibilidade de luz
- Nutrientes advindos de ciclagem interna
- Tendência de condições mais oligotróficas

Figura 9: Ilustração da localização e características das zonas longitudinais de um reservatório. Adaptado de Kimmel, Lind, Paulson, 1990.

No geral, a concentração de sólidos em suspensão e nutrientes diminui com a proximidade da barragem, tendo suas maiores concentrações na zona fluvial, pelo aporte expressivo trazido pelos tributários. Usualmente, o nível trófico de reservatórios muda de mais eutrófico para mais oligotrófico à medida que se aproxima da barragem (KIMMEL, LIND, PAULSON, 1990; THORNTON, 1990).

É importante frisar que estas zonas não são estáticas, na verdade são bastante dinâmicas, contraindo e expandindo em resposta a eventos de forte escoamento superficial na bacia, mudanças na densidade da massa de água e mudanças na operação do reservatório. É possível que, em resposta a eventos diversos ocorridos na bacia, estas zonas não sejam nem mesmo distintas entre elas (KIMMEL, LIND, PAULSON, 1990).

3. Área de estudo

3.1. Bacia do Tanque Grande

A área de estudo corresponde à bacia do Tanque Grande, localizada no município de Guarulhos, Região Metropolitana de São Paulo, como mostra a Figura 10. A área da bacia corresponde ao bairro de mesmo nome (SILVA et al, 2011).

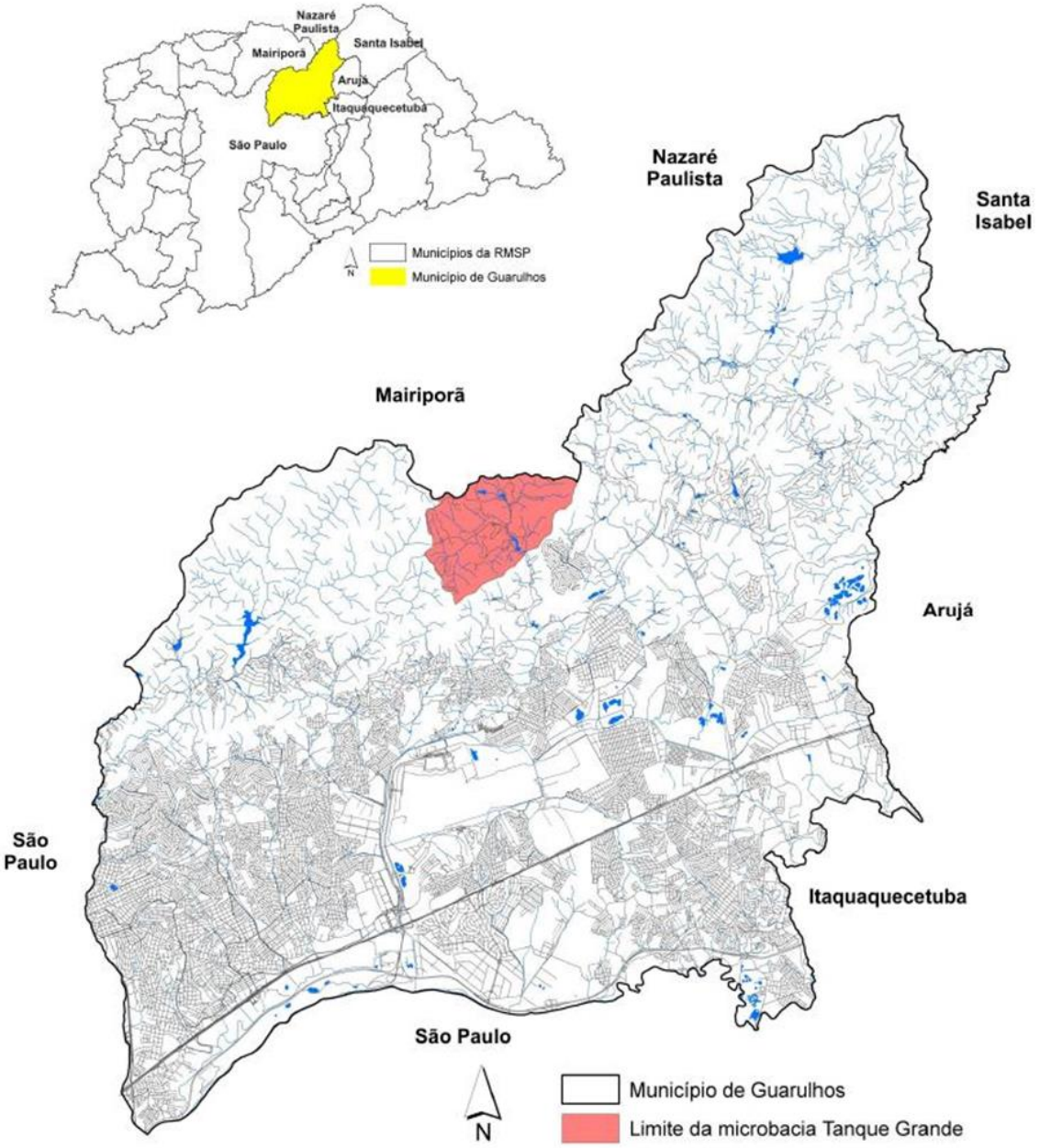


Figura 10: Localização do bairro do Tanque Grande no município de Guarulhos.
Fonte: SILVA et al,2011.

A bacia do Tanque Grande faz parte da Bacia do Baquirivu-Guaçu, afluente do Rio Tietê, e tem 7,8 km² de área (SILVA, 2009; SILVA et al, 2011; IPT; FABHAT, 2013). A Figura 11 mostra a localização da bacia do Tanque Grande e sua hidrografia.

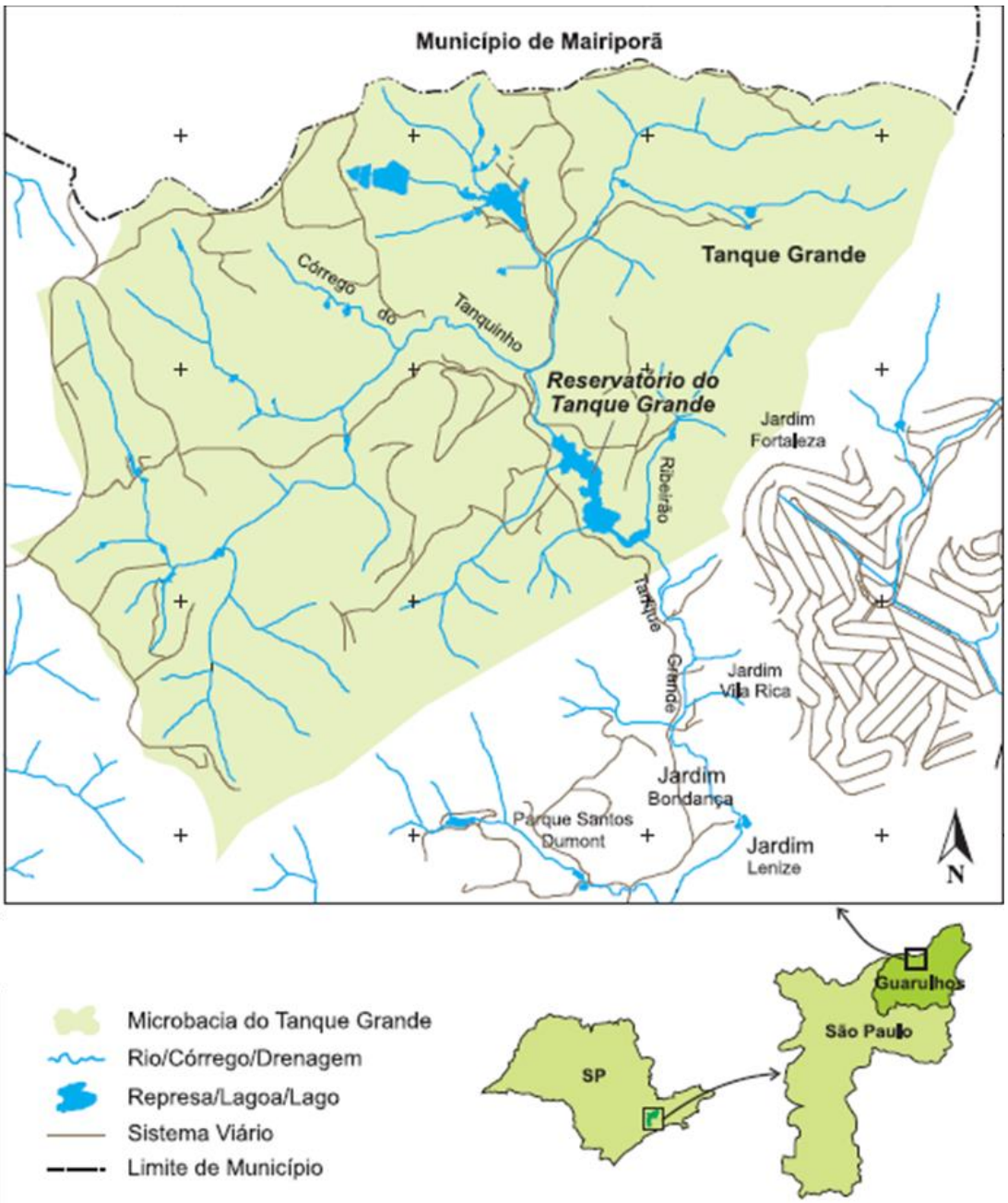


Figura 11: Localização da bacia do Tanque Grande e representação de sua hidrografia.
Fonte: PIASENTIN et al, 2009.

3.1.1. Relevo e condições geológicas

De acordo com a Minuta do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da APRM[13] dos Sistemas Isolados de Guarulhos, elaborado pelo Instituto de Pesquisas Tecnológicas e pela Fundação Agência de Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, a bacia do Tanque Grande tem 99% de relevo de morros altos (IPT; FABHAT, 2013), que se caracterizam por um relevo ondulado e movimentado, com grotas profundas nas cabeceiras de drenagem, topos estreitos e alongados e vales fechados (IPT; EMPLASA, 1990). Esse padrão de relevo pode apresentar setores mais problemáticos, como cabeceiras de drenagem e encostas com alta declividade, que frente ao processo de urbanização pode contribuir para a ocorrência de escorregamentos e deslizamentos. Por conta disso, cerca de 60% do território da bacia do Tanque Grande corresponde a áreas passiveis de ocupação com sérias restrições, ou seja, áreas com condições topográficas pouco favoráveis à ocupação humana (IPT, FABHAT, 2013).

Segundo a classificação sugerida por IPT e EMPLASA (1990), áreas com severas restrições à ocupação correspondem a áreas com pouca profundidade do lençol freático e ocorrência de solos com baixa capacidade de suporte, problemas de enchentes e dificuldades para a implantação de obras de saneamento, edificações e sistema viário, topografia problemática, amplitudes e declividades elevadas, o que dificulta as condições de acesso às áreas potencialmente ocupáveis, como topos de morros. Para a área da bacia do Tanque Grande, isso corresponde essencialmente às áreas com amplitudes e declividades elevadas e pedologicamente instáveis. Já as áreas passíveis de ocupação com sérias restrições correspondem às áreas com condições topográficas desfavoráveis para ocupação, com muitos setores de encosta, que impõem diretrizes rígidas de projeto e implantação, com lençol freático pouco profundo, declividade acentuada nas encostas e declividades elevadas, dificultando o acesso às áreas potencialmente ocupáveis (IPT; FABHAT, 2013). A distribuição da área de terrenos com tais características na bacia do Tanque Grande encontra-se na Tabela 8.

Tabela 8: Aptidão ao assentamento urbano na bacia do Tanque Grande

Aptidão do meio físico ao assentamento urbano	Área (km²)	%
Áreas passíveis de ocupação com sérias restrições	4,70	60,4
Áreas com severas restrições	2,99	38,4

[13] Relatório Técnico IPT nº 131 578-205

Áreas impróprias	--	--
Água	0,09	1,2
Total	7,8	100

Fonte: IPT; FABHAT, 2013.

3.1.2. Uso e Ocupação do Solo na Bacia

A análise da ocupação do solo na região do Tanque Grande indica usos rurais, com instalação de chácaras e casas de veraneio a partir da década de 1970, além de pequenos estabelecimentos agropecuários e áreas de reflorestamento (ANDRADE, 2009). De acordo com Silva (2009), na área da bacia do Tanque Grande encontram-se diversos tipos de atividades, como reflorestamentos, cultivo de bambu, hortifrutigranjeiros, produção de mel, piscicultura, chácaras, dentre outras. Apesar de o Censo 2010 não apontar mais população rural no município de Guarulhos, algumas atividades do setor primário ainda se desenvolvem na região, mesmo em níveis modestos em relação a outros municípios da RMSP (IPT; FABHAT, 2013). A Figura 12 apresenta o mapeamento de uso e ocupação do solo na bacia do Tanque Grande sobreposto à imagem de satélite.

Como visto anteriormente, o Manual de Uso da Terra do IBGE (2006) considera como uso antrópico agrícola as lavouras temporárias e permanentes, as lavouras alimentares para subsistência, as lavouras alimentares para comercialização, os sistemas agroflorestais (SAF), os sistemas consorciados ou agrossilviculturais e agrosilvipastoris, as pastagens plantadas, as áreas de pecuária semi-intensiva e extensiva, as silviculturas e as áreas de reflorestamento.

Apesar de apresentar boa parte da cobertura vegetal de mata ou reflorestamento, a presença de campos antrópicos, chácaras e estabelecimentos agropecuários, podem representar atividades causadoras de alterações na qualidade das águas da bacia. A existência de estradas, que facilitam o acesso ao reservatório, agindo como vetores de novas ocupações, também contribui para a intensificação das atividades de lazer na região, comprometendo a qualidade da água (ANDRADE, 2009).

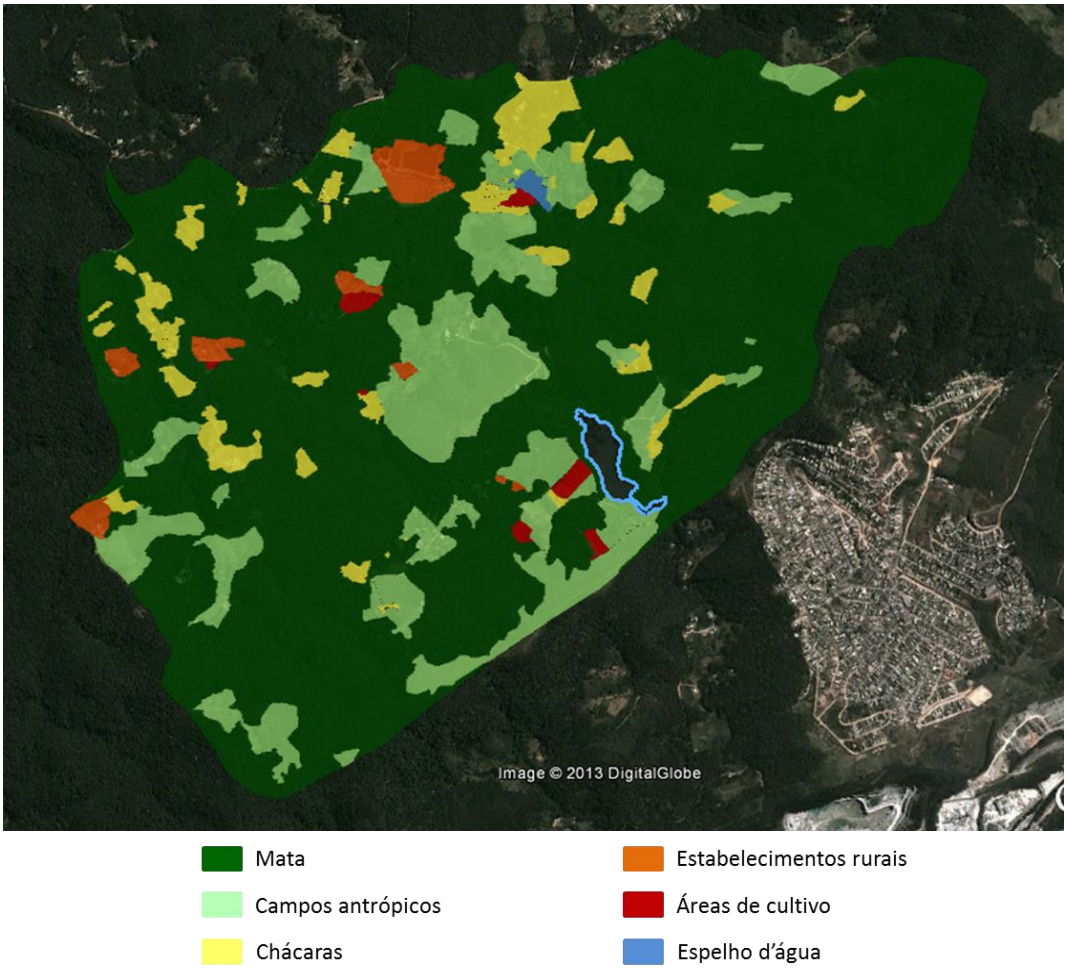


Figura 12: Mapeamento de uso e ocupação do solo sobreposto à imagem de satélite. Confecção própria a partir de mapeamento realizado pelo LabGeo – UNG. Sem escala.

Como é possível perceber, grande parte da bacia é ocupada por mata nativa, seguido pelos usos de campo agrícola e chácaras. O gráfico abaixo mostra a distribuição percentual da área ocupada por cada atividade na bacia do Tanque Grande.

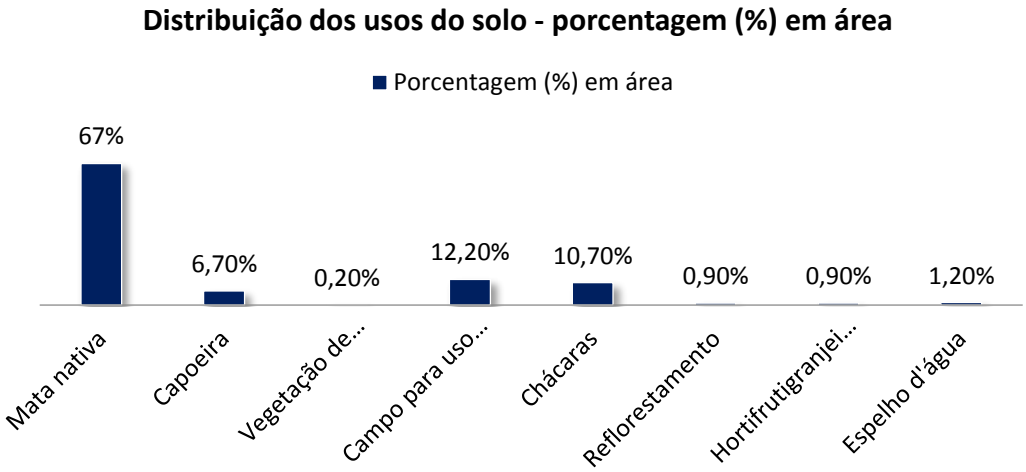


Figura 13: Distribuição dos tipos de uso do solo na bacia do Tanque Grande. Dados: FABHAT; IPT, 2013.

Toda a bacia de contribuição do Reservatório do Tanque Grande é considerada área de proteção aos mananciais, de acordo com a Lei Estadual n° 898/75, por conta de sua utilização para o abastecimento de parte da população do município de Guarulhos, é necessário que se contenha a pressão exercida pela expansão da ocupação humana e pelas atividades recreacionais e rurais na área da bacia, a fim de que seja mantida a qualidade da água para abastecimento (SAAD et al, 2007; PIASENTIN et al, 2009). Por este motivo, encontra-se atualmente em fase de aprovação a minuta da Lei Específica da Área de Proteção e Recuperação de Mananciais dos Sistemas Isolados, que engloba a bacia de contribuição do Reservatório Cabuçu e a bacia de contribuição do reservatório do Tanque Grande (IPT; FABHAT, 2013).

Esta lei específica definirá diretrizes para compatibilizar o uso e ocupação do espaço com a necessária proteção aos mananciais, uma vez que a expansão urbana no município de Guarulhos se dá no sentido norte, na direção das áreas de proteção aos mananciais, e onde estão os terrenos com menos aptidão à ocupação (IPT; FABHAT, 2013).

3.1.3. Unidades de Conservação

Além da Lei Específica da APRM dos Sistemas Isolados, foram criadas na área da bacia e entorno algumas unidades de conservação, como estratégia de conservação para propiciar a preservação dos remanescentes florestais e mananciais da região. São elas a APA Cabuçu-Tanque Grande, a Estação Ecológica Tanque Grande e o Parque Estadual do Itaberaba.

A APA Cabuçu-Tanque Grande, uma unidade de conservação de uso sustentável, prevista na Lei de Zoneamento do Município de Guarulhos, foi criada através da Lei municipal 6.798 de 28 de dezembro de 2010 e sua gestão é feita de forma participativa através de um comitê gestor, vinculado à Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Guarulhos, que é responsável pela gestão ambiental da APA. Segundo o zoneamento ecológico-econômico proposto para a APA Cabuçu-Tanque Grande, encontram-se na área da bacia do Tanque Grande duas zonas: zona de uso conservacionista e zona de vida silvestre. As características de cada uma destas zonas podem ser vistas na Tabela 9.

Tabela 9: Zonas de Uso Segundo ZEE da APA Cabuçu-Tanque Grande			
Zona	Características e localização	Usos	Restrições
Zona de vida silvestre – ZVS	Corresponde às cotas acima de 900 m, destinadas à proteção integral, tendo grande importância na conservação dos recursos hídricos e à preservação da fauna e flora.	Apenas pesquisa científica e educação ambiental	Atividades econômicas ou residenciais não são permitidas, devendo aquelas já existentes ser congeladas, removidas ou regularizadas. Não será permitido o parcelamento do solo.
Zona de Uso Conservacionista – ZUC	Corresponde às terras encontradas entre as cotas 800 m e 900 m, visando a proteção dos remanescentes de vegetação.	Uso regulado	Atividades nestas zonas devem manter manejo ecológico, e compatibilizar os usos com os objetivos de criação da APA, de forma que se assegure a conservação do meio, de acordo com o Plano de Gestão Ambiental. Para o parcelamento do solo, deverá ser mantida uma porcentagem de coeficiente verde na propriedade.

Fonte: Elaboração própria a partir do projeto de lei n°418/2009.

Uma análise preliminar mostrou que alguns estabelecimentos como chácaras, pesqueiros e pequenos produtores rurais encontram-se nas áreas consideradas como zona de vida silvestre, o que caracteriza uma incompatibilidade, uma vez que estas zonas devem ter usos ligados apenas à pesquisa científica e educação ambiental. Ainda, o zoneamento ecológico-econômico da APA indica que atividades econômicas e residenciais nestas áreas não são permitidas, e aquelas existentes antes da criação da APA devem ser congeladas, removidas ou devidamente regularizadas. As áreas classificadas como ZVS encontram-se nas bordas da bacia do Tanque Grande, nos limites com outras bacias.

As áreas classificadas como zonas de uso conservacionista compreendem as áreas mais centrais da bacia, especialmente aquelas próximas aos corpos hídricos, correspondendo às áreas de preservação permanente. Nestas áreas, foram identificadas chácaras e pequenos estabelecimentos rurais.

A Estação Ecológica do Tanque Grande, por sua vez, foi criada através do Decreto Municipal n° 28.273/2010, com a finalidade de compensar os impactos ambientais resultantes da implantação de Estações de Tratamento de Esgoto no município de Guarulhos. A opção por uma unidade de conservação de proteção integral se deu com o objetivo de auxiliar na preservação dos mananciais, das espécies animais e vegetais, evitando assim a ocupação e a

especulação imobiliária (IPT; FABHAT, 2013). De acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC, disposto na Lei Federal n° 9985/2000, em Estações Ecológicas não são permitidas atividades econômicas ou residenciais, sendo permitidas apenas atividades de pesquisa científica e educação ambiental.

Além da Estação Ecológica, foi criado, também em 2010, o Parque Estadual do Itaberaba. Este Parque faz parte de um conjunto de Unidades de Conservação na região da Serra da Cantareira cujos objetivos são garantir a produção de água com qualidade para a Região Metropolitana de São Paulo, conforto climático e paisagístico, além da conservação da biodiversidade. O Parque Estadual do Itaberaba tem 15,1 mil hectares de área, ocupando os municípios de Guarulhos, Mairiporã, Nazaré Paulista, Arujá e Santa Isabel. A porção do município de Guarulhos abrange parte da bacia do Tanque Grande e assim como a Estação Ecológica, trata-se de uma Unidade de Conservação de Proteção Integral (IPT; FABHAT, 2013).

O conjunto de Unidades de Conservação formado na região da bacia do Tanque Grande objetiva preservar os recursos naturais e a biodiversidade; fomentar as atividades de pesquisa, ecoturismo e educação ambiental; proteger e recuperar a vegetação nativa e dos mananciais e possibilitar atividades rurais compatíveis com a proteção ambiental. A Figura 14 mostra a espacialização destas unidades de conservação na APRM dos Sistemas Isolados.

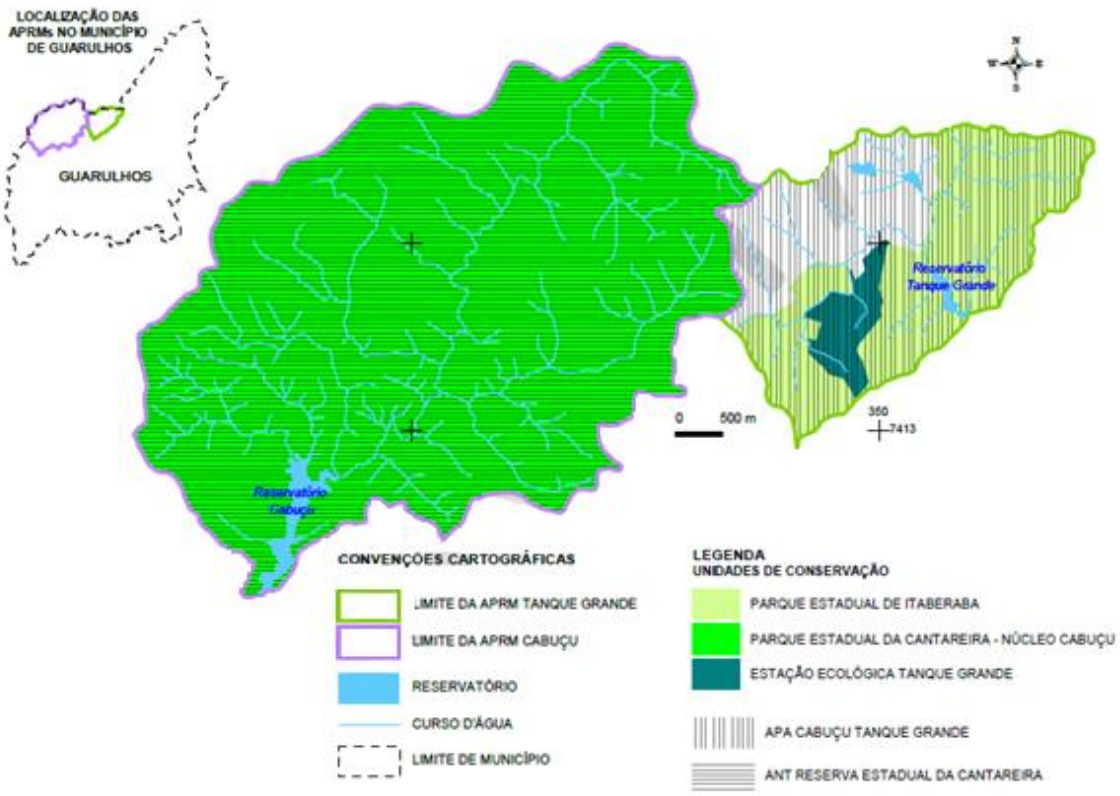


Figura 14: Unidades de Conservação da região da APRM dos Sistemas Isolados, em Guarulhos.
Fonte: IPT; FABHAT, 2013.

3.1.4. População

A área da bacia do Tanque Grande corresponde ao bairro de mesmo nome, e ao setor censitário 351880005000978, segundo o Censo 2010 do IBGE. Por estar afastado do centro de Guarulhos, próximo ao Parque Estadual da Cantareira e com várias unidades de conservação sobrepostas, o bairro do Tanque Grande é pouco ocupado, com 270 habitantes no ano de 2010, segundo o Censo IBGE. De acordo com projeções demográficas, o Tanque Grande teria, em 2012, 297 habitantes (IPT; FABHAT, 2013).

Tabela 10: Evolução da população total no Bairro do Tanque Grande

Ano	População
1980	83
1991	123
2000	168
2010	270

Fonte: IPT; FABHAT 2013.

De acordo com IPT e FABHAT (2013), estima-se que a população da APRM Taque Grande chegue a 550 habitantes em 2025, um acrescimento de mais de 100% em relação ao contingente populacional atual. É importante frisar que, apesar de pouco numerosa, a população do Tanque Grande apresentou crescimento elevado, tendo mais que triplicado nos últimos 30 anos. Perdurando-se esta tendência, será inevitável o aumento da pressão antrópica sobre os recursos ambientais da bacia.

3.1.5. Infraestrutura

Segundo a Agência Nacional de Águas (2010), uma análise da situação do abastecimento de água no município de Guarulhos indicou a necessidade de estudos para novas alternativas de abastecimento. A partir daí, foi elaborado um "Plano de Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário do Município de Guarulhos", cujo conteúdo traz um plano de obras, recomendações e metas para a universalização dos serviços de água e esgoto no município através de soluções graduais e progressivas. Atualmente, o município tem 333.272 ligações de água, atendendo 94,7% da população, com um consumo médio de 151 L de água por habitante, por dia (IPT; FABHAT, 2013).

De acordo com dados do Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2010, do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS, 79% da população total de Guarulhos é atendida com coleta de esgoto, por meio de 1.648,48 quilômetros de rede coletora (SNSA, 2012). Sobrepondo o traçado das redes coletoras de esgoto com a imagem de satélite do município de Guarulhos, é possível verificar a ausência deste serviço na região do Tanque Grande, como pode ser visto na nas Figuras 15 e 16.

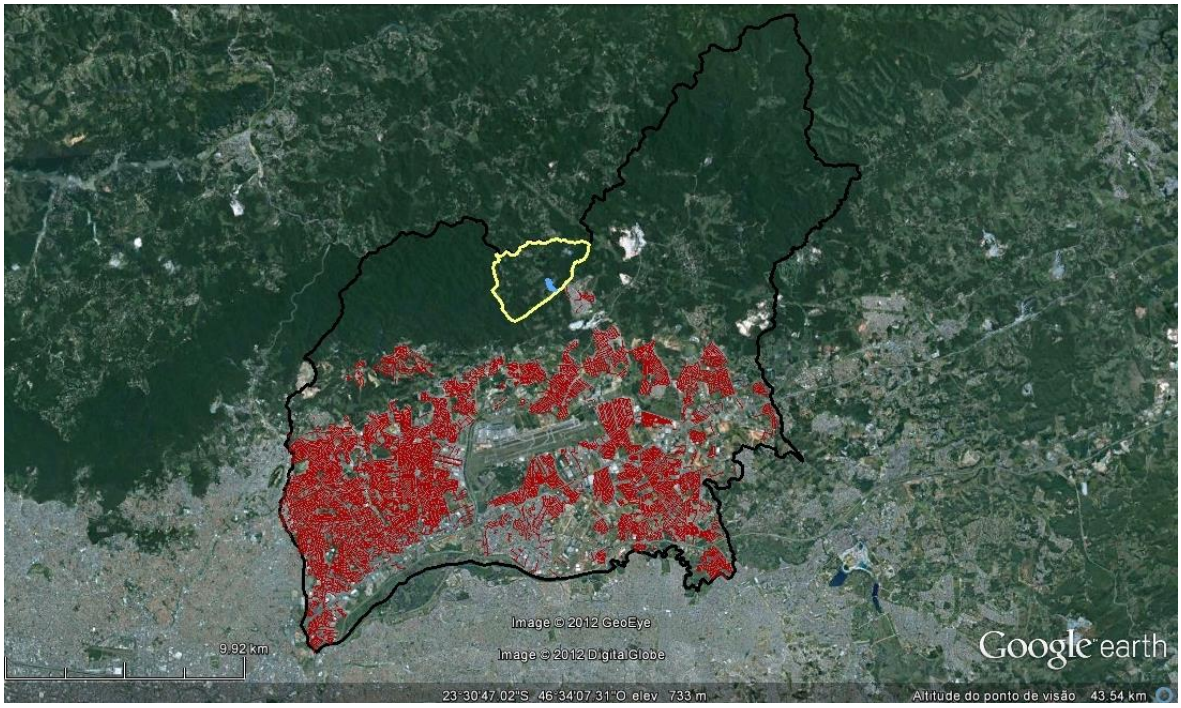


Figura 15: Distribuição das redes coletoras de esgoto no município de Guarulhos (em vermelho) e a Bacia do Tanque Grande (contorno em amarelo).
Confecção própria a partir de dados do Portal de Geoprocessamento de Guarulhos.

Figura 16: Bacia do Tanque Grande (contorno em amarelo) e distribuição das redes coletoras de esgoto na região (em vermelho).
Confecção própria a partir de dados do Portal de Geoprocessamento de Guarulhos.

O Censo 2010 do IBGE apontou a existência de 90 domicílios no bairro do Tanque Grande, sendo que apenas cinco destes domicílios tinham abastecimento de água pela rede

geral de abastecimento, nenhum tinha ligação à rede geral de esgotos e apenas três tinham seu lixo coletado (IBGE, 2010). Para caracterização da situação do atendimento dos serviços de saneamento, encontram-se expressos na Tabela 11 os dados do Censo 2010.

Tabela 11: Situação dos serviços de saneamento na bacia do Tanque Grande

Tipo de serviço de saneamento	Domicílios atendidos
Domicílios com abastecimento pela rede geral	--
Domicílios com abastecimento por poço ou nascente	59
Domicílios com abastecimento por água da chuva	--
Domicílios com outra forma de abastecimento	29
Domicílios com esgotamento sanitário via rede geral de esgoto ou pluvial	--
Domicílios com esgotamento sanitário via fossa séptica[14]	10
Domicílios com esgotamento sanitário via fossa rudimentar[15]	80
Domicílios com lixo coletado (em caçamba)	3
Domicílios cujo lixo é queimado na propriedade	76
Domicílios cujo lixo é enterrado na propriedade	6
Domicílios com outra destinação do lixo	3
Total de domicílios	90

Fonte: IBGE, 2010.

Diante das informações apresentadas na Tabela 11, é possível perceber o baixo índice de atendimento dos serviços de saneamento na bacia do Tanque Grande. Tais informações evidenciam, assim como o aumento populacional na área da bacia, o aumento das pressões antrópicas sobre os recursos ambientais da bacia.

3.2. Reservatório do Tanque Grande

O reservatório do Tanque Grande é operado pelo Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Guarulhos, que opera também a ETA Tanque Grande, que se encontra a jusante do reservatório (SAAD, et al, 2007; PIASENTIN et al, 2009; IPT; FABHAT, 2013).

De acordo com IPT e FABHAT (2013), o reservatório do Tanque Grande tem uma área superficial de 22.159,89 m², um volume de 79.000 m³ e uma vazão média de 49 L/s. Saad et

[14] Fossa séptica consiste em um sistema de tratamento ou decantação de esgoto, para onde são encaminhados os efluentes de uma residência ou estabelecimento. Trata-se de um sistema simples e geralmente individual de tratamento de esgotos, comum em áreas rurais e residências isoladas, onde não há rede de coleta de esgotos (IBGE, 2010).

[15] Fossa rudimentar é o nome dado aos sistemas rústicos de encaminhamento de esgotos, podendo ser uma fossa negra, poço, buraco ou vala, para onde são encaminhados os efluentes de uma residência ou estabelecimento (IBGE, 2010).

al (2007) afirmam que a vazão tem sido gradativamente aumentada para abastecer a população, e este aumento na captação pode influenciar na qualidade da água do reservatório, pois a concentração de poluentes pode ser alterada.

3.2.1. Tempo de Residência

Para o reservatório do Tanque Grande, o tempo de residência foi calculado a partir da vazão diária e do volume do reservatório. De acordo com os dados obtidos, temos:

$$T_R = V/Q$$

$$T_R = 79000m^3/0{,}049m^3s^{-1}.86400$$

$$T_R = 79000m^3/4233{,}6$$

$$T_R = 18{,}66 \text{ dias}$$

3.2.2. Profundidade média

De acordo com os dados obtidos, o cálculo da profundidade média para o Tanque Grande foi realizado da seguinte forma:

$$Z = V/As$$

$$Z = 79.000m^3/22.159{,}89m^2$$

$$Z = 3{,}56 \text{ m}$$

De acordo com os resultados dos cálculos de profundidade e tempo de residência do reservatório do Tanque Grande, algumas questões podem ser consideradas. Com a profundidade de 3,56 m, o Tanque Grande é considerado um reservatório raso. Em lagos e reservatórios de baixa profundidade, a radiação solar pode chegar a atingir o hipolímnio, o que pode indicar a ocorrência de produtividade primária por toda a coluna d´água. Por ter um tempo de residência intermediário, mas baixo, é possível inferir que o reservatório apresenta características mais próximas à de rios. Também é difícil que ocorra estratificação, uma vez que o baixo tempo de residência propicia a mistura da coluna d'água.

3.2.3. Qualidade da água

Piasentin et al (2009) realizaram análises de qualidade da água na bacia do Tanque Grande através de um monitoramento anual, e puderam concluir, pelas análises feitas, que as atividades recreacionais, a falta de coleta de esgotos, o uso e ocupação do solo e os episódios

de precipitação interferem na qualidade da água do reservatório. Neste estudo, os autores realizaram coletas de amostras de água dos rios contribuintes e do reservatório do Tanque Grande no período de junho de 2007 a agosto de 2008, a fim de calcular o IQA destes corpos hídricos. O IQA - Índice de Qualidade das Águas, é um índice norte-americano adaptado pela CETESB, que incorpora nove variáveis de qualidade consideradas mais relevantes para a avaliação da qualidade da água, na qual cada variável tem um peso atribuído. O IQA resulta da somatória do produto ponderado destas nove variáveis de qualidade da água (CETESB, 2011). A Figura 17 mostra a localização destes pontos de coleta.

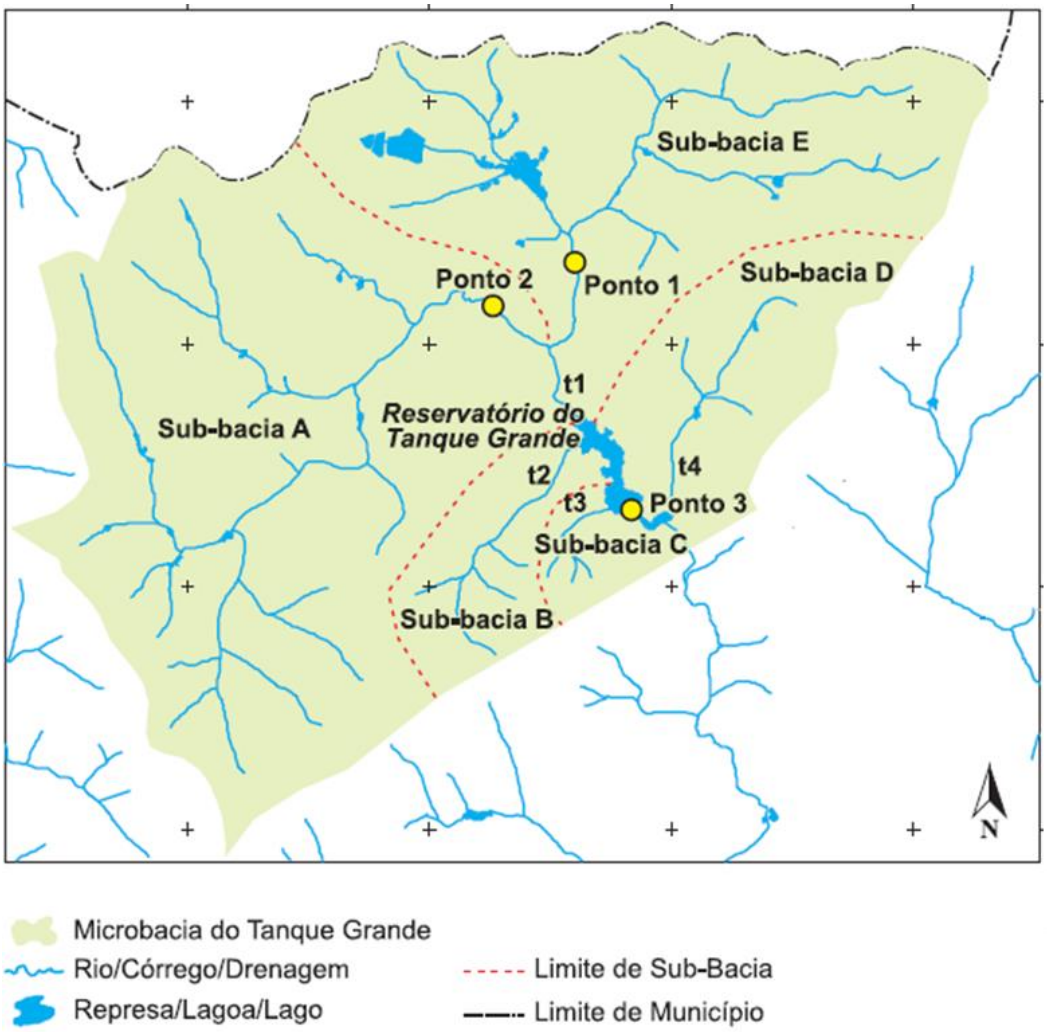


Figura 17: Localização dos pontos de coleta nos tributários e no reservatório do Tanque Grande. Fonte: Piasentin et al, 2009.

Apesar da praticidade do uso do IQA para classificação qualitativa de águas, é preciso ter cuidado ao trabalhar com este índice, pois o IQA é composto por nove variáveis ponderadas entre si, o que pode causar compensação entre elas, dificultando a identificação

de problemas causados por uma variável específica. É comum encontrar valores bons de IQA, no entanto, através de uma análise isolada das variáveis, encontrar valores desconformes dos padrões de qualidade estabelecidos pelas resoluções CONAMA (CETESB, 2009; PIASENTIN et al, 2009). A Figura 18 mostra os resultados obtidos a partir do estudo de Piasentin et al (2009), para os três pontos da bacia.

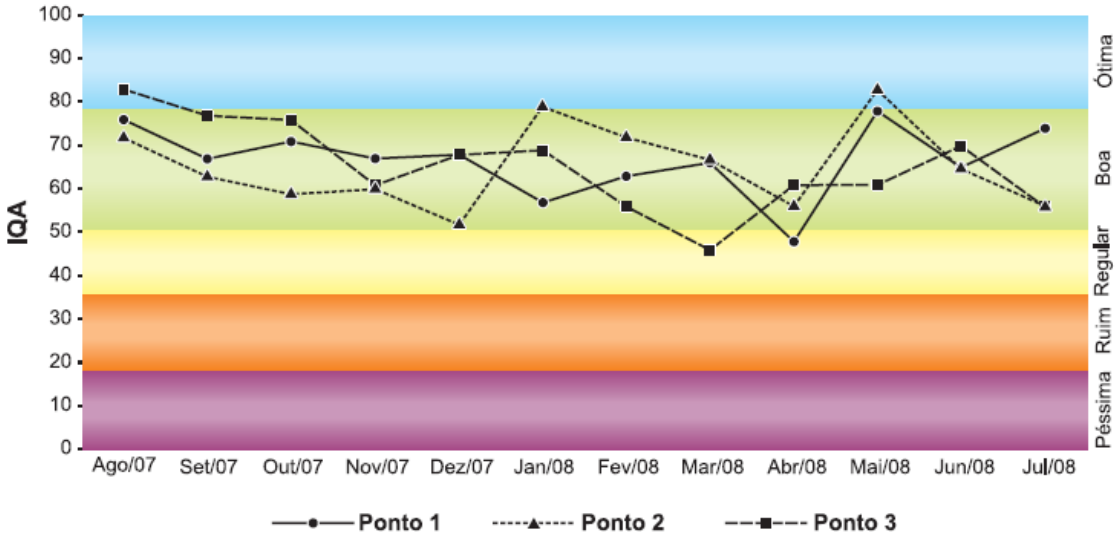


Figura 18: Resultado das análises de IQA para os três pontos da bacia do Tanque Grande.
Fonte: PIASENTIN et al, 2009.

Apesar de o estudo apresentar bons valores de IQA para o período considerado (de agosto de 2007 a julho de 2008), a análise isolada das variáveis aponta alguns problemas de qualidade da água. A $DBO_{5,20}$, por exemplo, apresentou-se acima dos limites legais em 80% das amostras, com valores de até 60 mg/L. Valores como estes sugerem a ocorrência de diluição de esgotos sanitários, uma vez que os valores típicos de $DBO_{5,20}$ para esgotos sanitários estão em uma faixa de 100 a 400 mg/L (PIVELI; KATO, 2005). Os autores consideram que estes valores estejam associados à intensificação de atividades rurais, de lazer e turismo na região, além da ocupação já existente (PIASENTIN et al, 2009).

Foram verificados alguns aumentos mais frequentes nas concentrações de $DBO_{5,20}$ no período de janeiro a março de 2008 e diminuições nas concentrações de oxigênio dissolvido no período de agosto/2007 a janeiro/2008. Estas alterações estavam geralmente relacionadas a episódios de chuva, nos quais, segundo Piasentin et al (2009), há carreamento de matéria orgânica, nutrientes e bactérias para os corpos hídricos.

Neste estudo, foi a concentração de fósforo que teve os valores mais desconformes durante o monitoramento. Os resultados apontaram uma tendência de aumento na

concentração de fósforo e nitrogênio nos corpos hídricos analisados durante o verão. Este fato pode ser explicado pela intensificação das atividades de lazer na região, e também pela ocorrência de chuvas, que provocam o carreamento destes compostos na forma de poluição difusa. A Figura 19 mostra os resultados das análises feitas no estudo para fósforo e nitrogênio.

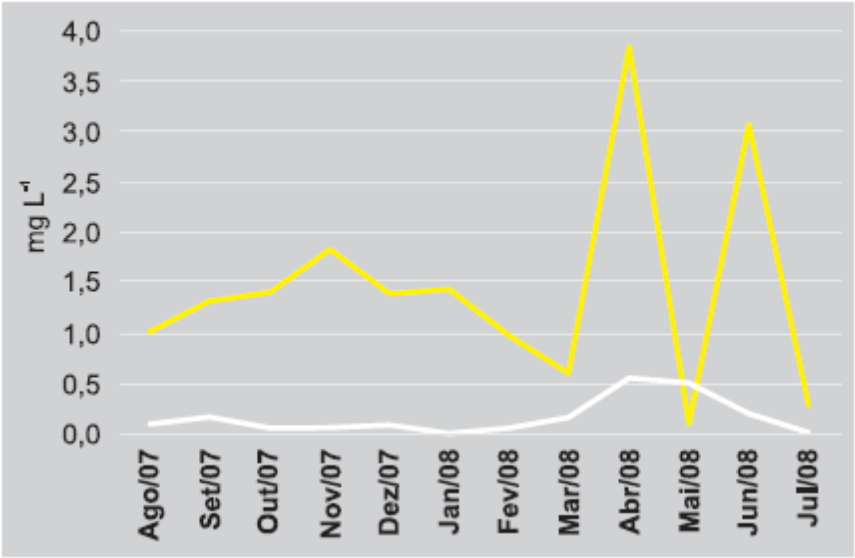


Figura 19: Concentração de nitrogênio (em amarelo) e fósforo (em branco).
Fonte: Piasentin et al, 2009.

O monitoramento de qualidade da água nos corpos hídricos de todo o Estado de São Paulo é realizado pela CETESB, que realiza medições bimestrais de diversas variáveis de qualidade da água em corpos hídricos estratégicos do Estado. Na bacia do Tanque Grande, o monitoramento da qualidade da água é feito a partir de um ponto de monitoramento da CETESB no reservatório, junto à barragem. Os resultados destas medições são disponibilizados na forma de Relatórios Anuais de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo, na página da CETESB na internet.

Foram encontrados dados disponíveis de qualidade da água do reservatório do Tanque Grande para o período de 2000 a 2012, totalizando treze anos de dados, com seis medições em cada ano, totalizando 78 análises. Adiante, serão apresentados os dados de DBO, OD, fósforo total e clorofila *a* obtidos dos Relatórios de Qualidade da Água da CETESB.

A DBO corresponde à quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica de uma amostra por decomposição microbiana e indica a poluição de um corpo hídrico por matéria orgânica, como esgotos domésticos, por exemplo. Quanto maior a DBO, maior será a

exigência de oxigênio dissolvido para degradar a matéria orgânica presente no corpo hídrico com questão (CETESB, 2009). Das 78 análises do monitoramento de qualidade da água da CETESB entre 2000 e 2012, apenas três tiveram valores acima de 3 mg/L, referência adotada pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos hídricos de classe I. As análises desconformes correspondem ao mês de novembro de 2001 ($DBO_{5,20}$ de 5 mg/L), março de 2004 ($DBO_{5,20}$ de 9 mg/L) e novembro de 2010 ($DBO_{5,20}$ de 5 mg/L). Nos dados restantes a DBO se manteve sempre abaixo de 3mg/L.

O oxigênio dissolvido, por sua vez, corresponde à quantidade do gás dissolvida em meio líquido. De acordo com a Resolução CONAMA 357/2005, o padrão estabelecido de Oxigênio Dissolvido para a classe I é de, no mínimo, 6 mg/L. Das 78 coletas realizadas, 9 tiveram valores abaixo de 6 mg/L. No entanto, não foram valores alarmantes, não chegando a menos de 4mg/L. O gráfico abaixo foi elaborado a partir da série de dados disponíveis do monitoramento de qualidade da água da CETESB para oxigênio dissolvido no reservatório do Tanque Grande. Os pontos em vermelho indicam ocorrência de chuva nas 24 horas anteriores à coleta de amostras.

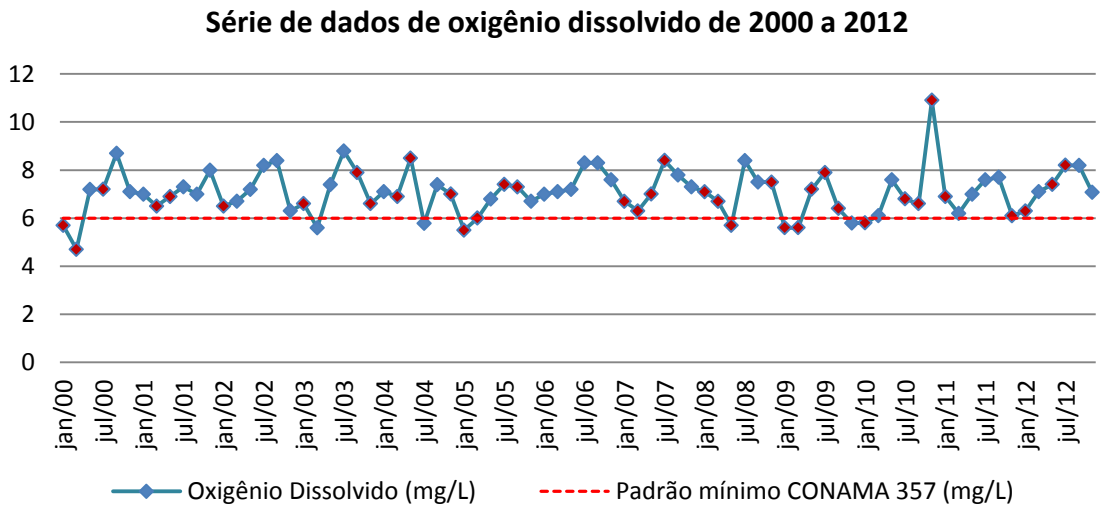


Figura 20: Série de dados de oxigênio dissolvido do reservatório. Os pontos em vermelho indicam ocorrência de chuva nas 24 horas anteriores à medição.
Fonte: CETESB, diversos relatórios.

Já para o fósforo total, das 78 análises, 30 delas estavam com valores acima dos limites impostos na Resolução CONAMA 357/2005, que é de 0,02 mgP/L para ambientes lênticos de classe I. Também foi possível concluir que das análises cujos resultados estavam acima deste valor, metade delas apresentavam episódios de chuva nas 24 horas anteriores à coleta das

amostras. Tais informações podem ser consideradas como indícios do carreamento de nutrientes em episódios de chuva.

O gráfico abaixo mostra a série de dados de fósforo disponíveis nos Relatórios de Qualidade da Água da CETESB, do ano de 2000 até o ano de 2011. A linha vermelha representa o padrão CONAMA para a classe 1, para ambientes lênticos, que é de 0,02 mgP/L, e os pontos vermelhos indicam chuva nas 24 horas anteriores à coleta de amostras.

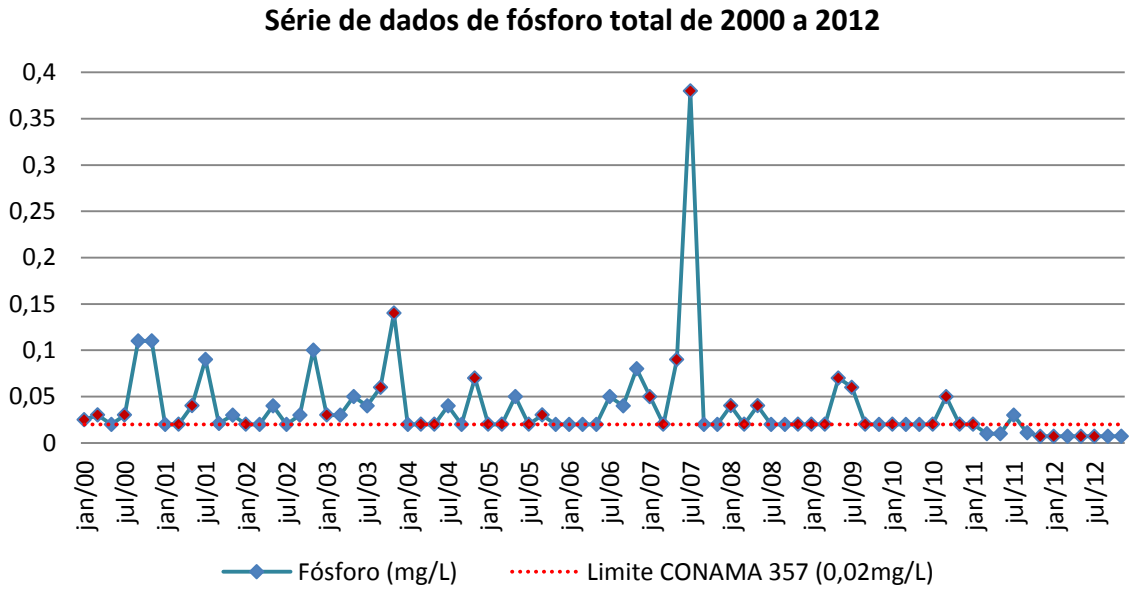


Figura 21: Série de dados de fósforo do reservatório. Os pontos em vermelho indicam ocorrência de chuva nas 24 horas anteriores à medição.
Fonte: CETESB, diversos relatórios.

É possível perceber que em algumas coletas o valor esteve abaixo ou igual à concentração de 0,02 mgP/L, e também é possível perceber uma diminuição dos valores de fósforo total a partir de 2011, com picos menos elevados. No entanto, não existem informações sobre a resposta do reservatório a estes níveis de fósforo, como, por exemplo, o estado trófico correspondente ou a biomassa algal.

Para complementar a análise, buscando avaliar a relação entre os níveis de fósforo total e as possíveis alterações na biomassa algal causadas pelas mudanças na quantidade deste nutriente, também foi elaborado um gráfico da série histórica de dados de clorofila *a*, indicadora da presença de fitoplâncton, conforme Figura 22.

A concentração de clorofila *a* pode ser um indicador do estado trófico dos ambientes aquáticos, pois é um dos principais pigmentos responsáveis pela fotossíntese no fitoplâncton,

e representa aproximadamente 1 a 2% do peso seco do material orgânico das algas planctônicas, sendo, portanto, um indicador de biomassa algal (CETESB, 2009).

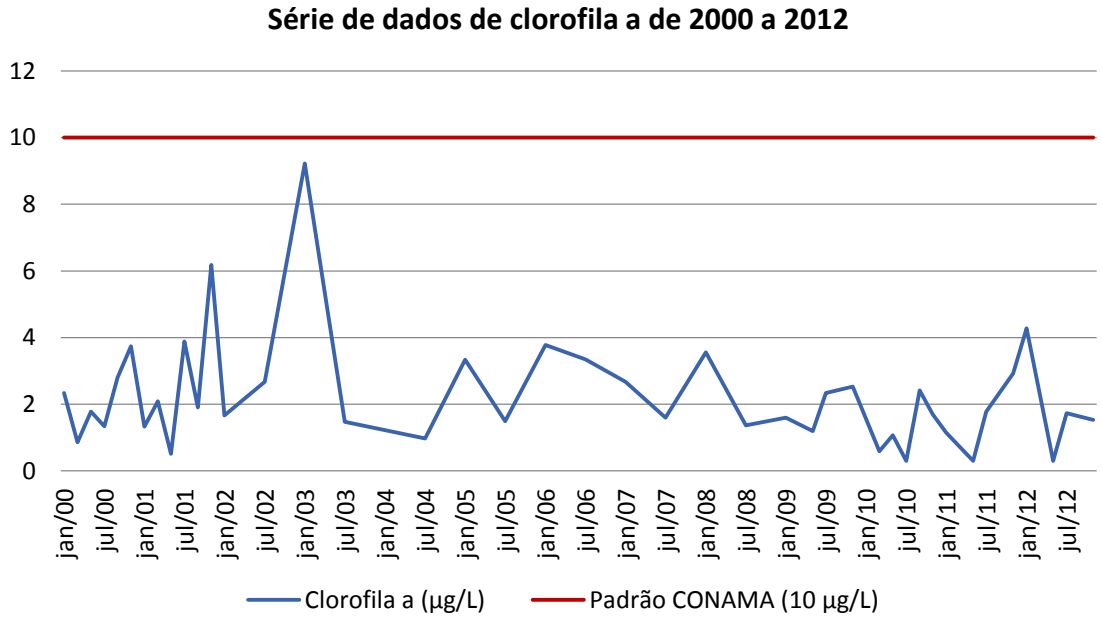


Figura 22: Série de dados de clorofila a no reservatório do Tanque Grande, segundo monitoramento de qualidade da água da CETESB. Confecção própria a partir de dados da CETESB, relatórios diversos.

A série de dados de clorofila *a*, por sua vez, não indica problemas, uma vez que todas as medições não ultrapassam o valor de 10 µg/L de clorofila *a,* padrão estabelecido para a classe I em ambientes lênticos.

4. Metodologia

Este capítulo tem como objetivo descrever os procedimentos metodológicos adotados para a consecução das fases da pesquisa. Desta forma, subdividiu-se a execução do trabalho em etapas para melhor descrição destes procedimentos.

A primeira etapa consistiu na delimitação do foco do estudo, com uma análise preliminar da área de estudo, dos problemas encontrados, e das possibilidades de análise. Desde o início da pesquisa, ficou evidente a necessidade de estudos mais aprofundados sobre a qualidade da água do reservatório do Tanque Grande, especialmente quanto à dinâmica do fósforo e estado trófico, uma vez que os Relatórios de Qualidade da Água da CETESB mostraram, em diversas ocasiões, valores desconformes com os limites estabelecidos pelas resoluções pertinentes.

Após esta primeira fase, o estudo foi direcionado para a construção de um referencial teórico, através de pesquisas bibliográficas e documentais, com o objetivo de levantar informações sobre a área de estudo e também sobre os conceitos relacionados à eutrofização, ecologia de reservatórios e gestão da qualidade da água. As fontes consultadas constituem-se de livros, teses e dissertações, artigos científicos, publicações nacionais e internacionais diversas. Os instrumentos mais utilizados foram o Banco de Dissertações e Teses da USP, o Banco de Dissertações e Teses da UNICAMP, o Science Direct, o Scielo, além da Minuta do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da APRM dos Sistemas Isolados de Guarulhos, através do Relatório Técnico do IPT nº 131 578-205, elaborado pelo Instituto de Pesquisas Tecnológicas e pela Fundação Agência de Bacia do Alto Tietê.

Ainda, foram realizadas duas visitas. A primeira, ao Laboratório de Análise Geoambiental da Universidade Guarulhos, que desenvolveu várias pesquisas na região da bacia do Tanque Grande e Cabuçu de Cima. A segunda visita foi realizada no SAAE – Sistema Autônomo de Água e Esgoto de Guarulhos. Ambas tiveram como foco a obtenção de informações sobre a bacia do Tanque Grande, com foco no reservatório do Tanque Grande e estas informações foram utilizadas para a construção dos capítulos de descrição da área de estudo e de revisão bibliográfica desta dissertação.

Sabendo-se do aporte de fósforo para o reservatório, optou-se por uma análise através de métodos de avaliação de cargas difusas e pontuais, de forma a estimar qual seria a contribuição da população e dos usos do solo da bacia para o aporte de fósforo ao

reservatório. Por ser uma bacia ainda pouco estudada e pela falta de dados disponíveis, optou-se pela aplicação do método da unidade de carga. Com a aplicação do método da unidade de carga se espera avaliar quais os tipos de uso do solo contribuem mais para a exportação de fósforo ao reservatório e qual a contribuição total de todos os usos, em Kg/ano. As informações resultantes da aplicação do método da unidade de carga também servem como base para comparação em uma fase posterior da pesquisa, com a análise da carga máxima admissível ao reservatório.

Após a estimativa de cargas afluentes ao reservatório, foi realizada a análise de estado trófico do reservatório, por meio de dados da série histórica disponibilizada pela CETESB, através de três metodologias, com o objetivo de avaliar o comportamento do estado trófico do reservatório ao longo do tempo, em decorrência das concentrações de fósforo e clorofila *a*.

Por fim, foi analisada a carga máxima admissível ao reservatório levando em consideração os resultados obtidos nas análises de estado trófico e nas informações obtidas através da avaliação das cargas de fósforo afluentes ao reservatório, como forma de subsidiar o planejamento ambiental na bacia, tendo em vista a continuidade do uso do reservatório do Tanque Grande como importante manancial do município de Guarulhos.

O presente capítulo se propõe a detalhar os métodos utilizados em cada uma das fases da pesquisa.

4.1. Metodologias de avaliação de fontes difusas de poluição hídrica

A poluição difusa é de difícil quantificação, uma vez que sua produção depende de diversos fatores como intensidade e duração da precipitação, tipo de solo, uso e ocupação do solo, práticas agrícolas e tipo de terreno (DIOGO et al, 2003). Existem várias metodologias que podem ser utilizadas para análise da poluição difusa, que podem também variar desde funções de carga até modelos de simulação complexos, que demandam grande quantidade de dados. As metodologias de quantificação e análise de poluição difusa mais comuns podem ser classificadas em Métodos de Unidade de Carga, Métodos de Concentração Média de Evento e Modelos de simulação (NOVOTNY, 2003).

4.1.1. Método da Unidade de Carga

O método da unidade de carga surgiu com base em resultados estatísticos de programas de monitoramento de qualidade da água e uso e ocupação do solo (NOVOTNY, 2003 apud

DIOGO et al, 2003). O método consiste na utilização de taxas ou coeficientes de exportação de cargas de poluentes ou nutrientes característicos de determinados tipos de uso do solo. Estes coeficientes representam a perda anual de poluentes ou nutrientes por unidade de área, em determinada bacia de drenagem. Estes coeficientes são representados normalmente em $Kg.ha.ano^{-1}$ ou $Kg.Km^2.ano^{-1}$ (NOVOTNY, 2003).

Os coeficientes de exportação de cada poluente ou nutriente variam de acordo com a precipitação, a densidade de drenagem de uma bacia hidrográfica, clima, tipo de solo, atividades humanas localizadas na área da bacia, declividade e tamanho da área de drenagem. É preciso considerar também que a sazonalidade interfere nestes coeficientes, uma vez que a poluição difusa depende da ocorrência de precipitação para atingir os corpos d'água. Épocas muito secas serão caracterizadas por quase ausência de cargas difusas, no entanto, épocas de precipitação mais elevada, apresentam cargas altas de poluição difusa, o que deve ser ponderado na elaboração dos coeficientes (MANSOR, 2005; NOVOTNY, 2003).

Apesar do método da unidade de carga não permitir descrever a correlação das cargas difusas com a hidrologia da bacia (DIOGO et al, 2003), a formulação matemática do método é muito simples de ser utilizada (HAUPT, 2009). Esta metodologia também tem sido utilizada largamente em estudos para embasar o planejamento ambiental e de uso do solo, ou quando se requer estimativas de carga (MANSOR, 2005; HAUPT, 2009).

Por estar intimamente ligada à área em que a carga difusa é produzida e ao uso e ocupação do solo, o método da unidade de carga é geralmente integrado a Sistemas de Informação Geográfica. São exemplos da aplicação desta metodologia os trabalhos de DIOGO et al (2003)[16] e EIGER et al (1999)[17] que utilizaram esta metodologia simples para avaliar cargas difusas de nutrientes, através do uso de SIG aplicando o método na escala da bacia hidrográfica (MANSOR, 2005). Os dados resultantes de uma análise por unidade de carga também podem ser utilizados para integração com modelos de simulação, para estudar os impactos da poluição difusa nos meios receptores (EIGER et al, 1999).

---

[16] DIOGO, P. A.; COELHO, P. S.; ALMEIDA, M. C.; MATEUS, N. S.; RODRIGUES, A. C. Estimativa de cargas difusas com origem agrícola na bacia hidrográfica do rio Degebe. Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa – APRH. Cabo Verde, 2003.

[17] EIGER, S., ARANHA, C. H., GOMES, M. C. A., PEREZ, L. S. N., BUENO NETO, A. S. "Modelagem matemática de cargas difusas na bacia do Guarapiranga, São Paulo". Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos - ABRH, Belo Horizonte, 1999.

4.1.2. Método da Concentração Média de Evento - CME

O método da concentração média de evento é amplamente utilizado na literatura internacional. Trata-se de um método baseado na razão entre a massa de poluente transportado por um evento de chuva e o volume escoado neste evento (HAUPT, 2009), permitindo representar uma concentração média observada durante este evento (EIGER, 1999). Trata-se de um parâmetro que permite conhecer o potencial poluidor de um evento de chuva, em determinada área, com determinado potencial de produção de poluição difusa. Com a análise de um conjunto de eventos de chuva, é possível estabelecer CME's características por padrões de uso e ocupação do solo (EIGER et al, 1999).

Para a obtenção dos valores de CME, é preciso realizar um monitoramento de tempo úmido, com coleta de amostras ao longo do desenvolvimento do hidrograma para determinação de um polutograma[18] de evento (PORTO; HAUPT, 2004). Este pode ser considerado um ponto negativo do método CME, uma vez que nem todos os estudos realizados dispõem de recursos financeiros para instalação de monitoramento de qualidade da água, especialmente em bacias grandes, que necessitam de vários pontos de monitoramento. Além disso, há poucos pontos de monitoramento já existentes no Brasil, o que pode tornar a execução desta metodologia bastante custosa (HAUPT, 2009; EIGER et al, 1999)

4.1.3. Modelos de Simulação

Para análises mais complexas, como a avaliação do efeito da carga de poluentes em corpos hídricos receptores, os modelos matemáticos são as metodologias mais utilizadas. Com o aumento das cargas de nitrogênio e fósforo, da descarga de substâncias tóxicas, aumento do despejo de cargas orgânicas, somados às modificações hidrológicas resultantes de mudanças climáticas globais, aumentaram os esforços na pesquisa hidrológica e limnológica, e com isso, o desenvolvimento e uso de modelos matemáticos para simulação dos ambientes aquáticos (SILVA, 2003).

O primeiro modelo hidrológico capaz de simular cargas difusas foi desenvolvido na década de 1970, e na mesma década a EPA[19] desenvolveu o modelo ARM – agricultural *run-off* management e o NPS – Nonpoint source, ambos voltados à simulação de cargas difusas de

[18] Gráfico que expressa concentração do poluente versus tempo.
[19] Agência Ambiental dos Estados Unidos – Environmental Protection Agency.

origem agrícola, urbana ou mista. Desde então, a evolução destes modelos passou por melhorias e pelo desenvolvimento de modelos cada vez mais sofisticados (SILVA, 2003).

Segundo Haupt (2009), muitos modelos matemáticos de simulação têm sido utilizados para estudar cargas difusas em diversos países. Entre os trabalhos que utilizam de modelos sofisticados, são comuns os modelos públicos (ou abertos) desenvolvidos principalmente por agências governamentais norte-americanas e universidades (MANSOR, 2005).

Os modelos capazes de simular cargas difusas mais encontrados na literatura, utilizados para análise dos efeitos de cargas difusas e pontuais nos corpos hídricos receptores são o Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources – BASINS, o Simulator for water resources in rural basins – SWRRB, *Agricultural non-point source pollution model – AGNPS*, Chemicals, Runoff And Erosion From Agricultural Management Systems – CREAMS, Hydrological Simulations Program FORTRAN – HSPF,Modelling Nutrient into River Systems – Moneris, Soil and Water Assessment Tool – SWAT, dentre outros.

4.2. Aplicação do Método da Unidade de Carga

O método de unidade de carga foi o escolhido para incorporar a metodologia deste trabalho por conta da simplicidade de aplicação e validade como ferramenta de gestão.

Para a aplicação do método da Unidade de Carga, é preciso um mapa de uso e ocupação do solo da bacia estudada, com as classes de uso do solo e as áreas correspondentes a cada tipo de uso do solo bem definidas. Definida a área ocupada por cada tipo de uso do solo na área de estudo, procede-se ao uso dos fatores de carga. O valor da área ocupada por cada tipo de uso do solo deve ser multiplicado pelo fator de carga correspondente à cada classe de uso e ocupação do solo. Fatores de carga para diferentes poluentes e nutrientes são encontrados em diversas fontes bibliográficas nacionais e internacionais. Fatores de carga de fósforo podem ser encontrados em Novotny (2003), Von Sperling (2005) e SMA e COBRAPE (2007).

Após a aplicação do método, é possível conhecer a magnitude da exportação de fósforo em decorrência do tipo de uso do solo para cada classe de uso do solo na bacia, permitindo avaliar áreas com maior ou menor potencial de exportação de fósforo.

Para a aplicação do método de carga para a Bacia do Tanque Grande, foi confeccionado um mapa de uso e ocupação do solo tomando por base um mapeamento de uso e ocupação do solo elaborado em 2005 pelo Laboratório de Análise Geoambiental da Universidade

Guarulhos, atualizado através de imagens de satélite do software Google Earth, com imagens do ano de 2010.

Com a conclusão do mapeamento de uso e ocupação do solo na bacia, foi possível proceder à aplicação do método da Unidade de Carga. Para isto, foram medidas, através do software Google Earth, as medidas em hectares ocupadas por cada classe de uso do solo. Após as medições, foi aplicado o método da unidade de carga propriamente dito, que consiste na multiplicação dos fatores de carga atribuídos a cada tipo de uso do solo pela área ocupada por cada tipo de uso do solo, conforme será apresentado no capítulo de Resultados, no item 5.1.

4.3. Estimativa de cargas pontuais

Como apontado anteriormente, a maior parte do fósforo encontrado em águas naturais provém das descargas de esgotos sanitários, e a quantidade de fósforo nos esgotos varia de acordo com os hábitos da população, as condições locais, época do ano e quantidade de fósforo nas águas de abastecimento (YOSHIDA, 2005).

Para estimar a quantidade de fósforo produzida por fontes pontuais na bacia, foi calculada a produção de fósforo pela população residente da bacia em questão, como apresentado no trabalho de Schaffner e Oglesby (1978). Para tanto, são necessários dados de população da bacia e quantidade média de fósforo liberada por habitante, por ano.

De acordo com o Relatório Técnico n°131 578-205 – 71 - Minuta do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental (PDPA) dos Sistemas Isolados de Guarulhos, a projeção populacional para a região da bacia do Tanque Grande estimou uma população de 297 habitantes para o ano de 2012, e será este o dado considerado para avaliação de cargas pontuais de fósforo.

Também foi considerado que cada pessoa gera, em média, 100 litros de esgoto bruto por dia (ARAÚJO, 2000), e que o esgoto sanitário brasileiro tem de 6 a 10 mg P/L, (PIVELI; KATO, 2005; VON SPERLING, 2005). Desta forma, a contribuição per capita de fósforo pode ser obtida através da multiplicação da média de fósforo encontrada no esgotamento sanitário produzido pela população residente.

Apesar de consistir em um método simples de avaliação de cargas pontuais, uma fragilidade da aplicação deste método, no entanto, é a questão da população animal, visto que a região possui chácaras e sítios dedicados à produção rural e piscicultura, atividades que tem como característica a alta liberação de nutrientes para o meio. Não foram encontradas

estimativas da população animal da bacia, portanto, será considerada apenas a influência da população humana residente na bacia.

Para utilização deste método é preciso atentar para uma questão: não é possível admitir que a totalidade do fósforo estimada atingirá os corpos hídricos da bacia, uma vez que, como visto anteriormente, existem residências com sistemas individuais de tratamento de esgoto (fossas sépticas e rudimentares), além da própria interceptação do fósforo no solo durante o escoamento superficial.

4.4. Avaliação do nutriente limitante

O primeiro passo em um estudo que relaciona concentrações de fósforo e estado trófico em um corpo hídrico deve ser a verificação do nutriente limitante do ecossistema em questão, pois seria improdutivo avaliar estado trófico com base em dados de fósforo caso o ecossistema tenha o nitrogênio como nutriente limitante, controlando o processo de eutrofização.

Salas e Martino (1991) em seu estudo sobre modelos de fósforo para lagos e reservatórios tropicais, consideraram a razão de nitrogênio total e fósforo total de 9:1, proposta por Vollenweider (1983) para avaliar o nutriente limitante de lagos e reservatórios. Se a razão for maior ou igual a 9, são considerados potencialmente limitados por fósforo. No entanto, se a razão for menor que 9, são considerados potencialmente limitados por nitrogênio.

Com base nesta razão, foi avaliado o nutriente limitante do reservatório do Tanque Grande. Para isso, foram feitas as médias anuais das concentrações de fósforo total e nitrogênio total de 2000 a 2012, e para cada ano foi calculada a relação N/P. Os dados de fósforo total estão disponíveis integralmente, enquanto que para a obtenção dos valores de nitrogênio total, foi preciso somar o nitrogênio Kjeldahl às concentrações de nitrito e nitrato, para cada ano, conforme será apresentado no item 5.3 dos Resultados.

4.5. Metodologias de análise da eutrofização

4.5.1. Índices de Estado Trófico

Os Índices de Estado Trófico – IETs, têm por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, avaliando a qualidade da água quanto ao enriquecimento por

nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo de fitoplâncton ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas (CETESB, sd).

O uso de um IET permite transformar um conceito multidimensional, que engloba concentrações de fósforo, clorofila *a* e transparência, em um único valor, facilitando a interpretação de dados, fornecendo subsídios ao entendimento de como nutrientes e disponibilidade de luz estimulam o desenvolvimento da biomassa algal (CUNHA; CALIJURI; LAMPARELLI, 2013). Neste contexto, a utilização de índices torna-se muito útil e prática, por resumir em apenas um resultado o estado no qual o ambiente se encontra (PEREIRA; RODRIGUES, 2006).

Pereira e Rodrigues (2006) consideram que índices de estado trófico são uma forma conveniente de quantificar a relação entre as alterações dos níveis de nutriente (fósforo total), as alterações na biomassa causadas pelos níveis de nutriente (expressas pela clorofila *a*), que, por sua vez, afetam a turbidez da água, medida pela transparência. Apesar de simples, os índices de estado trófico são bastante utilizados, inclusive em ações de gerenciamento dos corpos hídricos (LAMPARELLI, 2004).

4.5.2. Índice de Estado Trófico de Carlson

Dentre os índices propostos para avaliação de estado trófico, o *Trophic State Index* de Carlson (1977) é o mais amplamente usado, devido à sua simplicidade e por englobar parâmetros de qualidade da água importantes quando se trata de eutrofização, permitindo avaliar de forma preliminar as condições qualitativas de um lago ou reservatório.

O IET de Carlson tem como premissas a transparência como função da biomassa fitoplanctônica; a limitação do crescimento de macrófitas e fitoplâncton por fósforo e a correlação direta entre concentração de fósforo total e a biomassa algal, tendo como base os valores de transparência medida pelo disco Secchi (SD), clorofila *a* (Cl a) e fósforo total (PT) (LAMPARELLI, 2004). Cada um destes parâmetros produz uma medida diferente de estado trófico, considerada independente, constituindo um IET que varia entre 0 e 100, sendo que os valores mais altos de IET correspondem a águas de maior nível trófico (CARLSON, 1977). Carlson considerou as relações empíricas entre clorofila *a* (Cl a), fósforo total (PT) e profundidade do disco secchi (SD), chegando às seguintes equações:

$$IET\ (Cla) = 10.(6-(0,64+ \ln Cla)/\ln 2$$

$$IET\ (PT) = 10.(6- \ln(65/PT))/ \ln 2$$

$$IET\ (SD) = 10.((6 - \ln SD)/\ln 2)$$

Onde: Cl*a* = concentração de clorofila *a*, em µg/L
PT = fósforo total, em µg/L
SD = Profundidade do Disco de Secchi
Ln = Log natural

O IET de Carlson surgiu por conta da dificuldade de utilização de outras metodologias de classificação de estado trófico na comunicação com o público em geral, uma vez que o IET tem a facilidade de englobar condições qualitativas da água em apenas um número (PEREIRA; RODRIGUES, 2006).

Em 1977, época da publicação do artigo *A trophic state índex for lakes*, os níveis tróficos eram divididos em oligotrófico, mesotrófico e eutrófico. Carlson considerou que a adição de graus intermediários entre estes limiares tornaria a análise menos ambígua, e propôs a utilização também dos termos ultraoligotrófico e hipereutrófico em suas análises. A classificação de nível trófico de acordo com o valor do IET de Carlson pode ser vista na Tabela 12.

Tabela 12: Classificação de nível trófico conforme IET de Carlson

Nível trófico	IET
Ultraoligotrófico	≤ 20
Oligotrófico	21 < IET ≤ 40
Mesotrófico	41 < IET ≤ 50
Eutrófico	51 < IET ≤ 60
Hipereutrófico	> 61

Fonte: Carlson, 1977.

A utilização do IET de Carlson tem a vantagem da ampla aplicabilidade, devido ao uso de parâmetros de simples determinação e baixo custo analítico, como a clorofila *a* e o fósforo total, além de ser um índice de fácil compreensão. No entanto, é preciso realizar uma avaliação criteriosa de sua composição e dos dados resultantes (LAMPARELLI, 2004). O IET proposto por Carlson considera apenas a fase mais produtiva de lagos e reservatórios (primavera e verão), enquanto que para um reservatório tropical, há possibilidade de alta produção fitoplanctônica durante todo o ano, o que justifica o uso de dados do ano todo, ao invés de dados apenas das estações mais quentes (CUNHA; CALIJURI; LAMPARELLI, 2013).

Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) também atentam para a necessidade de adaptação do IET de Carlson quando aplicado a ambientes tropicais e subtropicais, uma vez que as

relações e equações estabelecidas tiveram como base ecossistemas temperados, com condições bastante diferentes dos ecossistemas tropicais e subtropicais, o que pode gerar equívocos na interpretação dos resultados obtidos ao se aplicar o IET de Carlson a tais ambientes. Sabe-se que geralmente, os valores gerados pelo IET de Carlson para corpos hídricos tropicais e subtropicais acabam sendo superestimados.

Por conta disso, alguns autores como Toledo et al (1983), Lamparelli (2004) e Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) desenvolveram trabalhos propondo um IET modificado, obtido através de dados e condições de reservatórios tropicais (CETESB, sd; LAMPARELLI, 2004). Estes autores utilizaram uma gama de dados dos reservatórios do Estado de São Paulo para realização dos estudos, que resultaram em uma nova classificação de estado trófico baseada nas concentrações de clorofila *a* e fósforo total dos corpos hídricos (LAMPARELLI, 2004).

4.5.3. IET de Lamparelli

Lamparelli (2004) afirma que o IET funciona como um registro das atividades humanas na bacia hidrográfica, fornecendo informações úteis para a elaboração de planos de manejo e gestão de ecossistemas aquáticos, e que a existência de séries históricas de dados e sua interpretação permitem uma melhor compreensão da evolução temporal da qualidade ambiental, indicando prioridades para ações de controle, fiscalização e investimento que levem à proteção e melhoria da qualidade ambiental.

A partir das equações de Carlson e de um conjunto de dados de 24 reservatórios do Estado de São Paulo, Lamparelli (2004) propôs as seguintes equações para avaliação do estado trófico de reservatórios:

$$IET(Cl) = 10.(6-((0,92-0,34.(\ln Cl))/\ln 2))$$

$$IET(P) = 10.(6-(1,77-0,42.(\ln P)/\ln 2))$$

Onde: Cl = concentração de clorofila a, em µg/L
P = fósforo total, em µg/L
Ln = Log natural

Juntamente com as novas equações propostas para avaliação do índice de estado trófico, foram propostos também novos critérios de classificação de estado trófico. De acordo com Lamparelli (2004), este novo IET permite uma gama maior de classificações, pois, além

da classificação clássica (oligotrófico-mesotrófico-eutrófico), inclui também três novos níveis: ultraoligotrófico, supereutrófico e hipereutrófico, conforme a Tabela 13.

Tabela 13: Classificação de níveis tróficos do IET de Lamparelli

Nível trófico	Fósforo Total	Clorofila a	IET
Ultraoligotrófico	≤0,08	≤ 1,17	≤ 47
Oligotrófico	0,08 < FT ≤ 0,019	1,17 < Cl ≤ 3,24	47 < IET ≤ 52
Mesotrófico	0,019 < FT ≤ 0,052	3,24 < Cl ≤ 11,03	52 < IET ≤ 59
Eutrófico	0,052 < FT ≤ 0,120	11,03 < Cl ≤ 30,55	59 < IET ≤ 63
Supereutrófico	0,120 < FT ≤ 0,233	30,55 < Cl ≤ 69,05	63 < IET ≤ 67
Hipereutrófico	> 0,233	> 69,05	> 67

Fonte: Lamparelli, 2004

De acordo com a autora, a utilização do novo índice proposto apresenta maior sensibilidade, aumentando a amplitude das classificações tróficas, e melhoram a concordância entre as classificações obtidas com as concentrações de clorofila *a* e de fósforo total para um mesmo ambiente (LAMPARELLI, 2004).

4.5.4. TSItsr

Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) propuseram um novo ajuste aos índices de estado trófico anteriores, levando em consideração os seis níveis tróficos considerados por Lamparelli (2004). Para realização do estudo foram selecionados 18 reservatórios do Estado de São Paulo, com séries históricas de dados de fósforo total, clorofila *a* e turbidez (profundidade do disco de Secchi), provenientes da rede de monitoramento da CETESB, de 1996 a 2009.

A partir das séries históricas de dados foram calculadas médias anuais. Então, estes dados foram organizados de forma que fossem divididos em percentis correspondentes à classificação trófica supracitada. Os dados foram então submetidos à regressão linear para correlacionar os dados de fósforo total e clorofila *a* (Chl a versus PT) e clorofila *a* e turbidez (Chla versus SDD), com um nível de confiança de 99%. As correlações obtidas deram origem à equações semelhantes à do IET de Carlson, ajustado ou localmente calibrado para descrever melhor o estado trófico dos reservatórios tropicais e subtropicais do Estado de São Paulo (CUNHA; CALIJURI; LAMPARELLI, 2013). As equações resultantes para fósforo total e clorofila *a* estão dispostas a seguir:

$$TSI\ (TP) = 10.\ (6-(-0{,}27637 \ln TP + 1{,}329766)/\ln 2)$$

$$TSI\ (Chl\ a) = 10.\ (6-(-0{,}2512\ \ln Chl\ a + 0{,}842257)/\ \ln 2)$$

Onde: Chl a = concentração de clorofila a, em µg/L
PT = fósforo total, em µg/L
Ln = Log natural

Além das equações, os limites obtidos para a classificação de estado trófico são apresentados a seguir, na Tabela 14.

Tabela 14: Classificação trófica do TSI_{tsr}

Nível trófico	IET
Ultraoligotrófico	≤ 51,1
Oligotrófico	51,2 < IET ≤ 53,1
Mesotrófico	53,2 < IET ≤ 55,7
Eutrófico	55,8 < IET ≤ 58,1
Supereutrófico	58,2 < IET ≤ 59
Hipereutrófico	> 59,1

Fonte: Cunha; Calijuri; Lamparelli, 2013.

Os autores consideram que os índices de estado trófico desenvolvidos para ambientes temperados podem superestimar os resultados para ambientes tropicais e subtropicais, portanto, o TSI_{tsr} se mostra como uma metodologia mais adequada, por estar ajustada às condições tropicais/subtropicais dos reservatórios do Estado de São Paulo. Por ter levado em conta estudos anteriores, como Toledo et al (1983) e Lamparelli (2004), considera-se que o TSI_{tsr} se apresenta como uma metodologia atualizada das metodologias anteriores, revisando os critérios e limites estabelecidos por estes estudos precedentes. Os autores também consideram o TSI_{tsr} proposto como uma metodologia que facilitará a gestão da qualidade da água (CUNHA; CALIJURI; LAMPARELLI, 2013).

4.6. Aplicação dos Índices de Estado Trófico

Os Índices de Estado Trófico - IETs têm por finalidade classificar corpos d'água em diferentes níveis tróficos, avaliando a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo do fitoplâncton ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas (CETESB, sd). Trata-se de uma forma simplificada de relacionar os níveis de fósforo total (causador do processo de eutrofização), às alterações na biomassa causadas pelos níveis de nutriente, expressas pela clorofila *a* (LAMPARELLI, 2004), resumindo em apenas um resultado o estado no qual o ambiente se encontra (PEREIRA; RODRIGUES, 2006).

Para integrar a metodologia do presente trabalho, foram empregados três índices de estado trófico diferentes: IET de Carlson, IET de Lamparelli e TSI_{tsr}. O primeiro, elaborado para ecossistemas temperados, e os dois últimos, adaptados a partir do IET de Carlson para ecossistemas tropicais. Sabe-se que o IET de Carlson consiste em uma metodologia clássica de avaliação de estado trófico e que foi desenvolvido para corpos hídricos temperados, que tem condições bastante diferentes dos ecossistemas tropicais e subtropicais, sendo que, geralmente, os valores resultantes da aplicação do IET de Carlson para corpos hídricos tropicais e subtropicais acabam sendo superestimados (LAMPARELLI, 2004).

Para superar esta limitação, optou-se pela aplicação do IET de Lamparelli e do TSI_{tsr}. Ambos desenvolvidos a partir de um conjunto de dados de reservatórios do Estado de São Paulo para adaptação do IET de Carlson, o que resultou em um IET ajustado localmente para o Estado de São Paulo, e uma nova classificação de estado trófico baseada nas concentrações de clorofila *a* e fósforo total dos corpos hídricos. Além do fósforo e clorofila a, também é possível o cálculo do IET através da transparência da água, no entanto, não foi utilizado este parâmetro no trabalho por conta da indisponibilidade de um conjunto de dados de profundidade do disco Secchi, necessário para a aplicação dos IETs.

É importante lembrar que o uso de índices de estado trófico apenas, como recurso de estudo, não permite uma análise da comunidade fitoplanctônica presente no corpo hídrico em questão. No entanto, apesar de todas as limitações dos índices de estado trófico, considera-se que estas abordagens são práticas para situações com monitoramentos de longo prazo e para propósito de gestão (CUNHA; CALIJURI; LAMPARELLI, 2013).

Para a aplicação dos três IETs, foi utilizada a série histórica de dados de fósforo total e clorofila *a*, aplicando estes dados às equações correspondentes a cada IET, resultando em uma série de dados que permite a avaliação do estado trófico ao longo do tempo. É importante ressaltar que, para os três IETs aplicados, foram utilizados apenas dados de clorofila *a* e fósforo, não sendo calculado o IET (SD), referente à transparência da água avaliada pelo disco de Secchi.

4.7. Modelos Empíricos

Nos últimos 30 anos, houve um crescimento significativo no uso de modelos para a pesquisa e gerenciamento de lagos, por conta da crescente demanda por água em condições adequadas para abastecimento. Devido ao papel do fitoplâncton nos problemas relacionados

à qualidade da água em lagos e reservatórios, a maioria dos esforços para desenvolvimento destas ferramentas tem como objetivo avaliar a eutrofização (SALAS; MARTINO, 2001; MAHAMAH; BHAGAT, 1983).

Tais modelos evoluíram através de duas filosofias: a dos modelos ecossistêmicos e dos modelos empíricos. Nos modelos ecossistêmicos, lagos e reservatórios são tratados como um sistema, com interações e componentes definidos. Cabe ao pesquisador descrever estes componentes e interações de forma matemática, tendo em vista reproduzi-los de forma mais realista possível. No entanto, é preciso atentar para as representações matemáticas destes componentes, que são comumente limitadas pela compreensão incompleta dos processos que os gerem e da matemática envolvida (MAHAMAH; BHAGAT, 1983).

Modelos empíricos, por sua vez, são modelos simplificados que consideram apenas processos bem compreendidos e assumem premissas também simples, como a mistura completa da massa de água e estado estacionário (SALAS; MARTINO, 2001; MAHAMAH; BHAGAT, 1983).

Modelos empíricos de eutrofização são baseados no balanço de massa do nutriente limitante, o fósforo. O modelo resultante engloba, então, a entrada de fósforo no lago por fontes externas, o fluxo de saída e taxas de perda interna de fósforo, por sedimentação. A Figura 23 ilustra os movimentos das variáveis do modelo em um corpo hídrico.

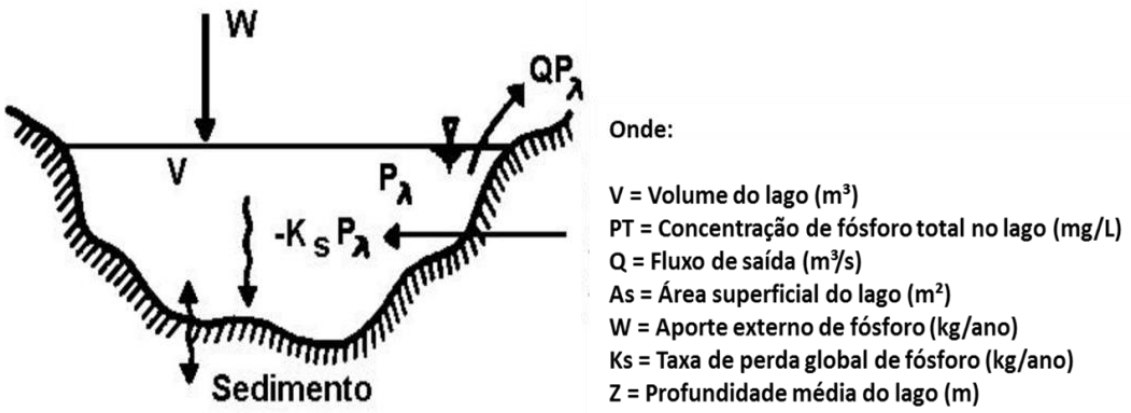


Figura 23: Esquema do balanço de massa do fósforo para um lago ou reservatório em mistura completa. Adaptado de Salas e Martino (2001).

A simplicidade é a característica mais atrativa dos modelos empíricos, uma vez que não são necessários treinos formais para executá-los. Tais modelos foram desenvolvidos, inicialmente, para reservatórios e lagos temperados, e mais recentemente foram adaptados para ambientes tropicais e subtropicais (SALAS; MARTINO, 2001).

4.7.1. Modelo de Salas e Martino

Salas e Martino (1991) propuseram um modelo simplificado de fósforo total e classificação de estado trófico para lagos tropicais de água quente[20]. Os modelos empíricos de fósforo existentes até então, eram desenvolvidos a partir de conjuntos de dados de lagos e reservatórios temperados da Europa e América do Norte, sendo que os modelos resultantes não apresentavam aplicação prática confiável para corpos hídricos localizados em regiões tropicais (CUNHA, CALIJURI, LAMPARELLI, 2013).

O modelo de Salas e Martino (1991) foi desenvolvido a partir de um estudo realizado pelo Centro Pan Americano de Engenharia Sanitária e Ciências Ambientais – CEPIS, que revisou os modelos disponíveis na época para avaliação de estado trófico, chegando à conclusão de que tais modelos não tinham aplicação prática para lagos e reservatórios tropicais, por conta das diferenças entre estes ambientes (SALAS; MARTINO, 2001).

O estudo teve como objetivos estabelecer uma classificação de estado trófico ajustada para lagos de ambientes tropicais e o desenvolvimento de uma metodologia simplificada para avaliação de eutrofização em reservatórios tropicais, que pudesse ser aplicada ao planejamento e gestão da qualidade da água de reservatórios (SALAS; MARTINO, 2001). A classificação de nível trófico proposta tem cinco categorias, baseando-se na classificação de Vollenweider (1983), sendo elas: ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico, hipereutrófico, considerando os limites fixos de 0,030 e 0,070 mg/L de fósforo separando as classificações oligotrófica/mesotrófica e mesotrófica/eutrófica.

A pesquisa realizada foi bastante abrangente, utilizando dados de 40 lagos e reservatórios de quinze países da América Latina e Caribe, desde o estado norte-americano do Texas até o sul da Argentina. Para o desenvolvimento do modelo, foram calculadas cargas pontuais, trazidas pelos tributários dos reservatórios considerados, e cargas difusas, obtidas através de coeficientes de exportação. A avaliação de cargas pontuais levou em consideração as contribuições de organismos vivos (animais e humanos). Também foram necessários dados limnológicos dos lagos e reservatórios analisados (SALAS; MARTINO, 1991; SALAS; MARTINO, 2001).

---

[20] Warmwater tropical lakes – lagos e reservatórios cuja temperatura mínima da água é de 10°C em condições normais, com média mínima anual de 15°C (SALAS; MARTINO, 2001).

Os dados passaram então por análise de correlação através de regressão linear com nível de confiança de 95%, resultando num modelo proposto com base em equações empíricas resultantes da análise de regressão linear, além do balanço de massa do fósforo. Este modelo é baseado no fósforo total, levando em conta a classificação de estado trófico para lagos e reservatórios tropicais mencionada anteriormente, definindo as classes de estado trófico de acordo com limites de concentrações de fósforo total (SALAS; MARTINO, 2001).

Os autores consideram que o modelo proposto pode ser considerado como uma ferramenta útil no planejamento e gestão de recursos hídricos, uma vez que, além da concentração de fósforo, inclui também dados de tempo de retenção e profundidade média, inserindo, portanto, a questão da influência da morfometria na dinâmica do fósforo (SALAS; MARTINO, 1991). A equação resultante é a seguinte:

$$PT = 0{,}290.L^{0{,}891}.\ TR^{\,0{,}676} / Z^{0{,}934}$$

Onde: PT =fósforo total, em mg/L
L = contribuição de fósforo total, em mg/L
T_R = tempo de residência, em dias
Z = profundidade média do lago, em m

Fica claro, em diversas pesquisas comparativas, como a de Salas e Martino, que é necessário adaptar os valores-limite de qualidade para os nutrientes e clorofila *a*, bem como as equações de correlação entre esses parâmetros que servem de base para os índices de estado trófico estabelecidos para regiões temperadas, onde o metabolismo dos ecossistemas aquáticos difere dos ecossistemas de ambientes tropicais (LAMPARELLI, 2004). Pretucio et al (2006) aplicou o modelo de Salas e Martino a sete corpos hídricos do sudeste do Brasil, chegando à conclusão de que esta seria a metodologia mais apropriada, reforçando a importância do estabelecimento de critérios específicos para o estudo do estado trófico de lagos e reservatórios tropicais e subtropicais (CUNHA; CALIJURI; LAMPARELLI, 2013).

De acordo com Von Sperling (1996), o modelo empírico proposto por Salas e Martino (1991, 2001) deve ser aquele utilizado para o planejamento e gerenciamento de lagos e reservatórios em condições tropicais, por ter sido desenvolvido com base em dados regionais. No entanto, cabo ao pesquisador evitar distorções, dada a especificidade de cada lago ou reservatório em estudo.

4.7.2. Carga máxima admissível

A literatura apresenta uma série de modelos empíricos simplificados para estimar a concentração de fósforo em corpos hídricos, em função da carga afluente, tempo de residência e características morfométricas, como o próprio modelo de Salas e Martino (1991, 2001). Tal modelo pode ser utilizado tanto para a estimativa do nível trófico, através do enquadramento nas diferentes classes de estado trófico de acordo com a concentração de fósforo no reservatório, como também na estimativa da carga máxima admissível ao reservatório (VON SPERLING, 1996).

A carga máxima admissível, também denominada carga-meta em algumas situações, é a carga de nutrientes, geralmente fósforo, calculada com base em uma concentração desejável de fósforo no corpo hídrico para que este continue mantendo seus usos preponderantes (VON SPERLING, 1996).

Para avaliação de carga máxima admissível, a abordagem empírica tem sido mais utilizada do que a conceitual, devido à dificuldade em se elaborar modelos de base física para o fósforo em represas, bem como de se obter os valores dos coeficientes e dados de entrada necessários (VON SPERLING, 1996). No presente trabalho, o cálculo da carga máxima admissível será realizado através da seguinte equação, elaborada a partir do modelo de Salas e Martino (2001):

$$L = P.V.(1/t + 2/\sqrt{t})/10^3$$

Onde: L = carga máxima admissível, em KgP/ano
P = concentração de fósforo total no corpo d'água, em mg/L
T_R = tempo de retenção, em anos
V = volume do reservatório, em m^3

Para aplicação desta equação, é necessário que o valor de P se situe no limite entre os estados mesotrófico e eutrófico, ou que seja utilizado o valor máximo permitido de fósforo expresso nas resoluções CONAMA. A fixação de um valor ideal de fósforo deve ser feita caso a caso, analisando-se os usos múltiplos do reservatório e seu grau de importância (VON SPERLING, 1996).

Para aplicação da carga máxima admissível, foi preciso calcular a profundidade média e o tempo de residência o reservatório. Os dados-base para cálculo destes parâmetros foram obtidos através do Relatório Técnico n° 131 578-205 – 71, Minuta do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental (PDPA) dos Sistemas Isolados de Guarulhos.

4.8. Considerações sobre as metodologias selecionadas

A CETESB realiza o monitoramento da qualidade da água em corpos hídricos estratégicos de todo o Estado, através da coleta bimestral de amostras e avaliação de diversos parâmetros de qualidade da água, incluindo fósforo total e clorofila *a*. Conforme pontuado no capítulo anterior, para o reservatório do Tanque Grande, existe uma série histórica de 13 anos de dados de qualidade da água, disponível no site da CETESB.

As metodologias do IET de Carlson, de Lamparelli e o TSI_{tsr} foram aplicadas à série histórica de dados de fósforo, como forma de avaliar as variações de estado trófico, permitindo avaliar se a qualidade da água tem melhorado ou piorado ao longo do tempo, além da comparação entre as metodologias. Neste contexto, Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008) afirmam que a comparação entre vários índices de estado trófico é fundamental, considerando que são parte importante da avaliação de qualidade da água de corpos hídricos e que são baseados em variáveis de simples obtenção, além de serem fáceis de calcular e interpretar (CUNHA; CALIJURI; LAMPARELLI, 2013).

O IET de Carlson foi desenvolvido para reservatórios temperados, cujas características são bastante distintas dos reservatórios tropicais e subtropicais. Já o índice de Lamparelli foi desenvolvido a partir de uma série de dados que permitiu ajustar o IET de Carlson especificamente para reservatórios tropicais do Estado de São Paulo, sendo considerado um índice mais ajustado e confiável para avaliar o estado trófico do reservatório do Tanque Grande. O TSI_{tsr}, por sua vez, foi desenvolvido também a partir de uma série de dados de reservatórios tropicais do Estado de São Paulo, no entanto, foi utilizada uma série histórica de dados maior e mais atual que a série utilizada no desenvolvimento do índice de Lamparelli, sendo, portanto, considerado ainda mais ajustado. Optou-se pela utilização dos índices propostos por Lamparelli (2004) e Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013), pois a obtenção destes índices foi feita com uma gama maior e mais atual de dados do que no trabalho de Toledo et al (1983), e, portanto, espera-se que a aplicação do método se ajuste melhor às condições reais do reservatório.

Ainda, o TSI_{tsr} foi publicado no artigo *A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI_{tsr})*, na Revista Ecological Enginnering em 2013, e por tratar-se de um método recentemente proposto, julgou-se interessante sua aplicação para comparação com resultados de outros índices.

Tanto para o IET de Carlson, como para o IET de Lamparelli e o $TSI_{tsr,}$ os resultados correspondentes ao fósforo, IET (P), devem ser entendidos como medida do potencial de eutrofização, já que o fósforo é o mais importante causador do processo de eutrofização. Já os resultados referentes à clorofila *a*, IET (Cl), devem ser considerados como uma resposta (aumento da comunidade de fitoplâncton e macrófitas) do corpo hídrico ao causador do processo, o fósforo. De acordo com CETESB (sd), em um corpo hídrico cujo processo de eutrofização encontra-se plenamente estabelecido, o IET (Cl) coincidirá com o IET (P). Já em corpos hídricos cujo processo de eutrofização esteja sendo limitado por outros fatores, como temperatura da água ou baixa transparência, o IET (Cl) irá classificar o corpo hídrico num nível trófico inferior àquele determinado pelo IET(P), e esta relação deverá ser observada nos resultados da aplicação dos IETs.

O emprego da avaliação de carga máxima admissível, por sua vez, tem como objetivo determinar a quantidade máxima de cargas de determinado poluente que um corpo d'água pode receber sem ultrapassar padrões de qualidade estabelecidos através do enquadramento. O modelo estima a carga máxima admissível através de uma concentração desejável de fósforo total no corpo hídrico, tempo de residência e profundidade média.

Von Sperling (1996) afirma que há dificuldades com relação ao estabelecimento de um valor ideal de fósforo em corpos hídricos. Atualmente, existem faixas aproximadas de valores de fósforo para as principais classificações de estados tróficos, e estas faixas se sobrepõem entre si, o que dificulta o estabelecimento de faixas rígidas e de uma concentração desejável para aplicação no modelo.

Os resultados dos índices de estado trófico, especialmente o de Lamparelli e o $TSI_{tsr,}$ serão utilizados para superar esta limitação. Com a avaliação do estado trófico a partir das concentrações de fósforo e clorofila *a*, será possível estimar quais concentrações de fósforo no reservatório resultam em condições oligotróficas e eutróficas, o que permitirá uma definição de carga máxima admissível mais adequada.

Espera-se que com a aplicação das metodologias selecionadas, seja possível avaliar a variação de nível de estado trófico ao longo do tempo no reservatório, permitindo concluir se

a qualidade da água tem apresentado melhora ou piora ao longo do tempo. Através desta análise, espera-se formar uma avaliação do estado trófico do reservatório a um nível de detalhe não alcançado até o momento por pesquisas anteriores.

5. Resultados

Este capítulo tem como objetivo apresentar os resultados da aplicação das metodologias apresentadas no capítulo anterior. Inicialmente, apresentam-se os resultados da aplicação do método da unidade de carga, e da estimativa de fontes pontuais, que estimarão a quantidade de fósforo produzida na bacia do Tanque Grande, e que podem atingir o reservatório. Estes resultados, posteriormente, serão comparados aos resultados da carga máxima admissível.

Em seguida são apresentados os resultados da aplicação dos índices de estado trófico: IET de Carlson, IET de Lamparelli e TSI_{tsr}. Os resultados da aplicação destes três métodos são apresentados em gráficos. Assim como as estimativas de carga, os resultados dos índices de estado trófico também servirão de base para a avaliação da carga máxima admissível, cujos resultados serão apresentados no último tópico deste capítulo.

5.1. Resultados da aplicação do Método da Unidade de Carga

Como dito anteriormente, para a aplicação do Método da Unidade de Carga, é necessário um mapa de uso e ocupação do solo da bacia estudada, com as classes de uso do solo e as áreas correspondentes a cada tipo de uso do solo bem definidas. Definida a área ocupada por cada tipo de uso do solo na área de estudo, os fatores de carga são utilizados. O valor da área ocupada por cada tipo de uso do solo deve ser multiplicado pelo fator de carga correspondente a cada classe de uso e ocupação do solo. Fatores de carga de fósforo podem ser encontrados, por exemplo, nos trabalhos de Novotny (2003), Von Sperling (2005) e SMA e COBRAPE (2007).

Dalcanale (2001) e Haupt (2009) afirmam que nem sempre o uso de métodos e dados de literatura estrangeira é válido, uma vez que estes métodos e dados não são adaptados à realidade brasileira. Novotny (2003) destaca que a distribuição do uso do solo em vários locais do mundo não é similar à encontrada nas cidades dos Estados Unidos, onde grande parte das metodologias foi criada. As zonas residenciais, industriais e comerciais são claramente definidas, o que é muito diferente da situação de uso do solo brasileira. Portanto, se deve ter cautela ao utilizar metodologias e dados obtidos em literatura internacional.

Por este motivo, optou-se pela utilização dos fatores de carga encontrados em SMA e COBRAPE (2007), que apresenta fatores de carga de fósforo total e outros componentes para a bacia da Guarapiranga, Região Metropolitana de São Paulo. Estes fatores de carga foram

escolhidos pela proximidade e maior relação com a realidade local da bacia do Tanque Grande, uma vez que ambas se inserem em uma região com características de uso do solo e condições climáticas semelhantes, considerando que o uso de fatores de carga locais é mais apropriado. A Tabela 15 apresenta os coeficientes de exportação correspondentes a cada tipo de uso do solo.

Tabela 15: Coeficientes de exportação de SMA e COBRAPE (2007)

Tipo de uso do solo	Unidade	Fósforo Total
Atividade agrícola	Kg/km².dia	0,066
Reflorestamento	Kg/km².dia	0,002
Mata/capoeira	Kg/km².dia	0,002
Capoeira/campo	Kg/km².dia	0,001
Chácaras	Kg/km².dia	0,005
Área urbana – padrão superior	Kg/km².dia	0,136
Área urbana – padrão inferior	Kg/km².dia	0,272
Áreas de uso industrial e comercial	Kg/km².dia	0,190
População com lançamento direto de esgoto nos corpos hídricos	Kg/hab.dia	0,0015
População de áreas urbanizadas com sistema individual de disposição de esgotos – alta densidade	Kg/hab.dia	0,0012
População de áreas urbanizadas com sistema individual de disposição de esgotos – baixa densidade	Kg/hab.dia	0,00076

Fonte: SMA; COBRAPE (2007).

A aplicação do método da unidade de carga foi feita através do mapeamento de uso do solo, mostrado na Figura 12 (item 3.2.1), que foi utilizado para o cálculo da área ocupada por cada classe de uso do solo, conforme Tabela 16.

Tabela 16: Aplicação do método da Unidade de Carga

Tipo de uso do solo	Representação no mapa	Área ocupada	% do total da área da bacia
Mata	Verde escuro	217 hectares	95,88
Campos antrópicos	Verde claro	6,78 hectares	2,99
Chácaras	Amarelo	0,40 hectares	0,17
Estabelecimentos rurais	Laranja	2,04 hectares	0,90
Cultivos	Vermelho	0,09 hectares	0,03
Total		2,26 hectares	100

Após o cálculo das áreas, foi aplicado o método da unidade de carga propriamente dito, que consiste na multiplicação dos fatores de carga atribuídos a cada tipo de uso do solo pela área ocupada por cada tipo de uso do solo. A Tabela 17 resume os dados de área ocupada pelos diferentes tipos de uso do solo, os fatores de carga utilizados e a emissão total de cada tipo de uso do solo na bacia.

Tabela 17: Aplicação do método da Unidade de Carga

Tipo de uso do solo	Representação no mapa	Área ocupada	Fator de carga utilizado	Total diário de emissões de fósforo total (em Kg)	Total anual de emissão de fósforo total (em Kg)
Mata	Verde escuro	217 hectares	0,002	0,00434	1,5841
Campos antrópicos	Verde claro	6,78 hectares	0,001	0,000067	0,024455
Chácaras	Amarelo	0,40 hectares	0,005	0,00002	0,0073
Estabelecimentos rurais	Laranja	2,04 hectares	0,066	0,00132	0,4818
Cultivos	Vermelho	0,09 hectares	0,066	0,0000594	0,021681
Total				0,0058	2,1193

Foi possível perceber que as áreas de mata foram responsáveis pela maior exportação de fósforo na bacia, não pelo potencial produtor de fósforo, mas pela magnitude em tamanho destas áreas, que ocupam mais de 95% da área da bacia, uma vez que os fatores de carga encontrados para as áreas de mata são os mais baixos. Em segundo lugar apareceram as áreas de estabelecimentos rurais, que apesar de ocuparem apenas 0,9% da área total da bacia, contribuem com a emissão de 480 g de fósforo anuais. As exportações mais baixas encontradas foram de chácaras, também por conta da pequena área ocupada por este tipo de ocupação e pelo baixo fator de exportação associado.

5.2. Resultados da avaliação de cargas pontuais

Para a avaliação de cargas pontuais foi preciso estimar a população residente na bacia, a quantidade de esgotos gerada por esta população e a concentração média de fósforo nos esgotos.

Como estimação de população, foi considerado o dado de 297 habitantes em 2012, conforme a Minuta do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental (PDPA) dos Sistemas Isolados de Guarulhos.

Considera-se que cada pessoa gera, em média, 100 litros de esgoto bruto por dia (ARAÚJO, 2000). Portanto, seriam gerados, pela população total da bacia, 29.700 litros de esgoto por dia, ou 29,7m³ de esgoto. Considerando que, segundo Piveli e Kato (2005) e Von Sperling (2005), o esgoto sanitário brasileiro tem de 6 a 10 mg P/L, a contribuição per capita de fósforo pode ser obtida através da multiplicação da média de fósforo contida no esgotamento sanitário produzido pela população residente. Considerando uma média de 8 mg/L de fósforo e 29.700 litros de esgoto produzidos por dia na bacia do Tanque Grande, têm-se o total de 23,76 g de fósforo produzidos pela população da bacia, por dia, ou 8,67 kg por ano.

5.3. Avaliação do nutriente limitante

Apesar de Salas e Martino (2001) afirmarem que a grande maioria dos lagos e reservatórios da América Latina são limitados por fósforo, tal verificação torna-se necessária à medida que o trabalho tem como base os dados de fósforo do reservatório. Conforme apresentado no 2.1.2, a verificação se dá pela relação entre as concentrações de nitrogênio e fósforo do reservatório. Relações maiores que 9 indicam corpos hídricos potencialmente limitados por fósforo, e abaixo disso, potencialmente limitados por nitrogênio. Os resultados desta verificação estão expressos na Tabela 18.

Tabela 18: Relação entre nitrogênio e fósforo no reservatório do Tanque Grande

Nitrogênio		Fósforo		Relação
Média 2000	0,59	Média 2000	0,05	11,8
Média 2001	0,62	Média 2001	0,03	20,6666667
Média 2002	0,225	Média 2002	0,038	5,92105263
Média 2003	0,568	Média 2003	0,058	9,79310345
Média 2004	0,81	Média 2004	0,031	26,1290323
Média 2005	0,46	Média 2005	0,026	17,6923077
Média 2006	0,89	Média 2006	0,038	23,4210526
Média 2007	0,4	Média 2007	0,096	4,16666667
Média 2008	0,66	Média 2008	0,026	25,3846154
Média 2009	0,5	Média 2009	0,035	14,2857143
Média 2010	0,84	Média 2010	0,025	33,6
Média 2011	0,98	Média 2011	0,014	70

Média 2012	0,82	Média 2012	0,007	117,142857
Média total	0,64	Média total	0,036	17,7777778

Como é possível observar a partir dos dados da Tabela 18, a relação N/P para o Tanque Grande foi quase sempre superior a 9, indicando limitação por fósforo, com exceção do conjunto de dados do ano de 2002, que resultou numa relação de 5,92 e o conjunto de dados de 2007, que resultou numa relação de 4,16.

De acordo com Von Sperling (1996), lagos e reservatórios com predominância de fontes não pontuais são caracterizados por relações de N/P maiores que 10, limitados por fósforo.

5.4. Aplicação dos Índices de Estado Trófico

5.4.1. Aplicação do Índice de Estado Trófico de Carlson

As equações do Índice de Estado Trófico de Carlson, bem como as faixas de valores correspondentes aos níveis tróficos encontram-se expostos na Tabela 19. A partir das equações e dos dados disponíveis, foram calculados os IETs.

Tabela 19: Equações e classificação de nível trófico conforme IET de Carlson

IET (Cla) = 10.(6-(0,64+ lnCl*a*)/ln 2

IET (PT) = 10.(6- ln(65/PT))/ln2

Nível trófico	IET	Representação nos Gráficos
Ultraoligotrófico	≤ 20	
Oligotrófico	21 < IET ≤ 40	
Mesotrófico	41 < IET ≤ 50	
Eutrófico	51 < IET ≤ 60	
Hipereutrófico	> 61	

Fonte: Carlson, 1977.

A aplicação do IET de Carlson para a série histórica de dados de fósforo mostrou que, de acordo com a classificação proposta, o reservatório do Tanque Grande variou de mesotrófico a eutrófico até o ano de 2011, com alguns picos de concentração levando ao estado hipereutrófico. Após 2011, as concentrações de fósforo diminuem e o estado trófico varia de mesotrófico a oligotrófico.

A série histórica de dados de clorofila *a,* por sua vez, é menor que a série histórica de dados de fósforo, pois as análises de clorofila *a* não são feitas bimestralmente, mas sim de forma esparsa. A aplicação do IET de Carlson para a série histórica de clorofila *a* mostrou

predominância do estado oligotrófico, com algumas situações de estado mesotrófico e com apenas uma elevação da concentração de clorofila *a* elevando o estado trófico para eutrófico.

Além da aplicação do IET às séries de fósforo e clorofila *a* isoladamente, foi calculado também o IET médio, levando em conta a média aritmética entre os IETs de fósforo e clorofila *a*, que está representado pelo traçado em vermelho na Figura 24. As séries de dados precisaram ser compatibilizadas, por conta da menor disponibilidade de dados de clorofila a, portanto, foram usados os dados de fósforo total apenas quando o dado de clorofila a correspondente estava disponível.

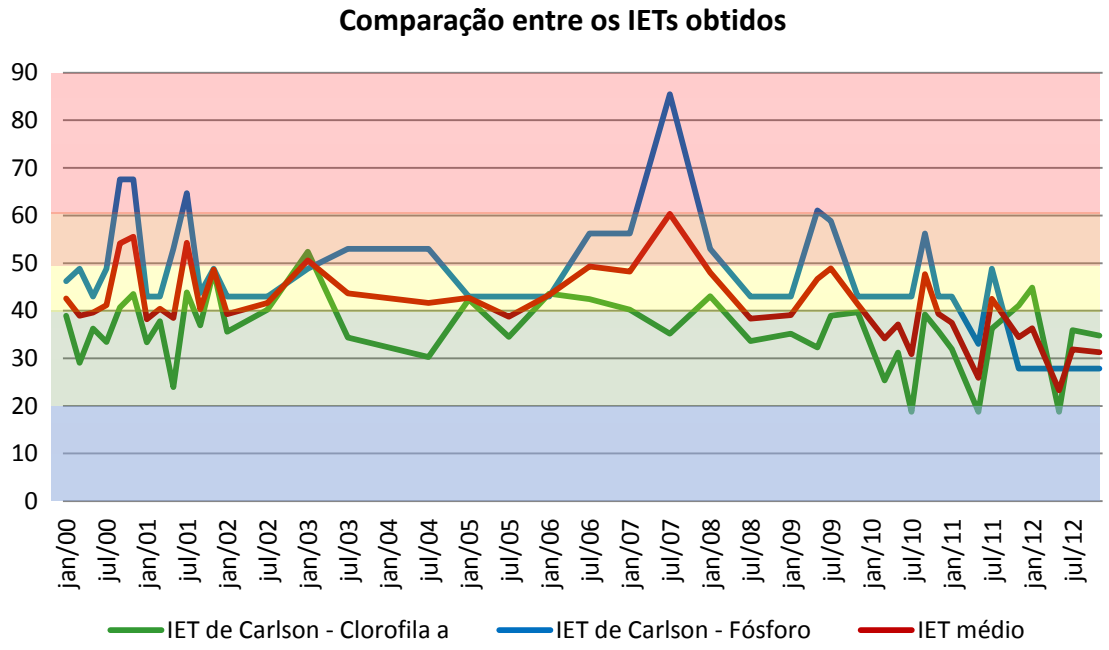


Figura 24: Comparação dos IETs obtidos através da aplicação do IET de Carlson.

É possível perceber pelo gráfico que os valores do IET (P) aparecem, com algumas exceções, sempre maiores que os valores do IET (Cl), o que indica que as elevações ou quedas da concentração de fósforo não correspondem sempre à elevação ou quedas no desenvolvimento algal. No entanto, por se tratar de um índice desenvolvido para lagos e reservatórios temperados, é preciso avaliar também o resultado da aplicação dos IETs modificados, considerados mais ajustados para a aplicação em reservatórios do Estado de São Paulo.

5.4.2. Aplicação do IET de Lamparelli

O IET de Lamparelli foi adaptado a partir do IET de Carlson para reservatórios do Estado de São Paulo, e as equações resultantes e a classificação de níveis tróficos propostos pela autora estão resumidas na Tabela 20.

Tabela 20: Equações e níveis tróficos propostos por Lamparelli (2004)

IET(Cl) = 10.(6-((0,92-0,34.(ln Cl))/ln 2))

IET(P) = 10.(6-(1,77-0,42.(ln P)/ln 2))

Classificação de níveis tróficos do IET de Lamparelli				
Nível trófico	**Fósforo Total**	**Clorofila a**	**IET**	**Representação nos Gráficos**
Ultraoligotrófico	≤0,08	≤ 1,17	≤ 47	
Oligotrófico	0,08 < FT ≤ 0,019	1,17 < Cl ≤ 3,24	47 < IET ≤ 52	
Mesotrófico	0,019 < FT ≤ 0,052	3,24 < Cl ≤ 11,03	52 < IET ≤ 59	
Eutrófico	0,052 < FT ≤ 0,120	11,03 < Cl ≤ 30,55	59 < IET ≤ 63	
Supereutrófico	0,120 < FT ≤ 0,233	30,55 < Cl ≤ 69,05	63 < IET ≤ 67	
Hipereutrófico	> 0,233	> 69,05	> 67	

Fonte: Lamparelli, 2004.

A aplicação do IET de Lamparelli para a série de fósforo mostrou que o estado trófico do reservatório variou, entre janeiro de 2000 e julho de 2010, entre eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico, apresentando melhora após este período, chegando a estabilizar no estado mesotrófico a partir de 2011.

A aplicação do IET de Lamparelli à série história de clorofila *a* mostrou uma predominância do estado mesotrófico, sendo que a partir de 2009, o reservatório passou a atingir níveis oligotróficos de forma mais constante. Os resultados da aplicação de ambos foram sobrepostos, conforme Figura 25. Assim como o caso do IET de Carlson, os resultados mostraram que não há relação entre as oscilações do IET (P) e do IET (Cl), ou seja, a aplicação de ambos não indica o mesmo estado trófico.

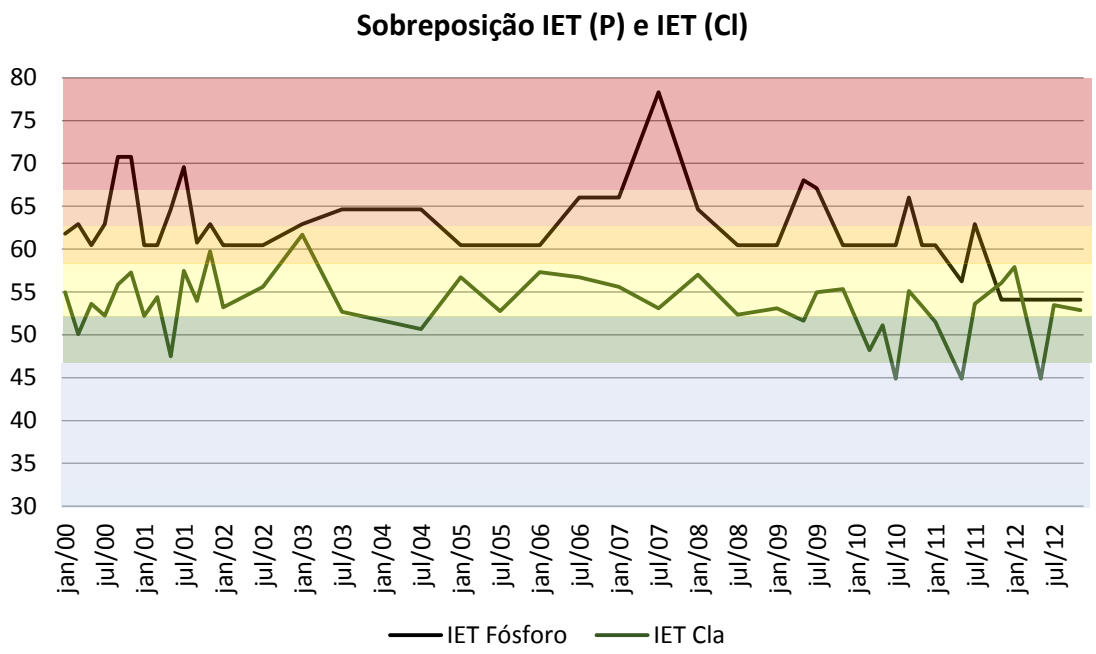


Figura 25: Sobreposição dos resultados obtidos com a aplicação do IET de Lamparelli

5.4.3. Aplicação do TSI TSR

As equações referentes ao TSI_{TSR}, bem como as faixas de estado trófico previstas e as classificações encontram-se resumidas na Tabela 21.

Tabela 21: Classificação trófica do TSI_{tsr}

TSI (TP) = 10. (6-(-0,27637ln TP + 1,329766)/ln 2)

TSI (Chl a) = 10. (6-(-0,2512 lnChl a + 0,842257)/ ln 2)

Nível trófico	IET	Representação nos Gráficos
Ultraoligotrófico	≤ 51,1	
Oligotrófico	51,2 < IET ≤ 53,1	
Mesotrófico	53,2 < IET ≤ 55,7	
Eutrófico	55,8 < IET ≤ 58,1	
Supereutrófico	58,2 < IET ≤ 59	
Hipereutrófico	> 59,1	

Fonte: Cunha; Calijuri; Lamparelli, 2013.

A partir da série histórica de dados de fósforo total e de clorofila *a*, foi aplicado o método. Os resultados encontrados estão apresentados na Figura 26. Percebe-se que até janeiro de 2011, o estado trófico varia bastante entre mesotrófico e eutrófico, chegando até o estado hipereutrófico em algumas ocasiões isoladas. A partir de 2011, houve uma diminuição da concentração de fósforo, causando uma melhora no estado trófico, que atingiu

os estados oligotrófico e ultraoligotrófico. Para a série de clorofila *a*, as oscilações apareceram com menor intensidade na aplicação do TSI_{TSR} à série de clorofila *a*, com alternância entre estado oligotrófico e ultraoligotrófico, com apenas três dados indicando estado mesotrófico. A partir do ano de 2008, os dados indicam diminuição desta alternância, com predomínio de estado ultraoligotrófico.

Com a sobreposição dos resultados dos índices referentes ao fósforo e à clorofila *a*, é possível perceber que não há acompanhamento dos valores do TSI (P) com os valores do TSI (Cl), ou seja, os índices não acusam o mesmo estado trófico, sendo bastante distintos em algumas ocasiões.

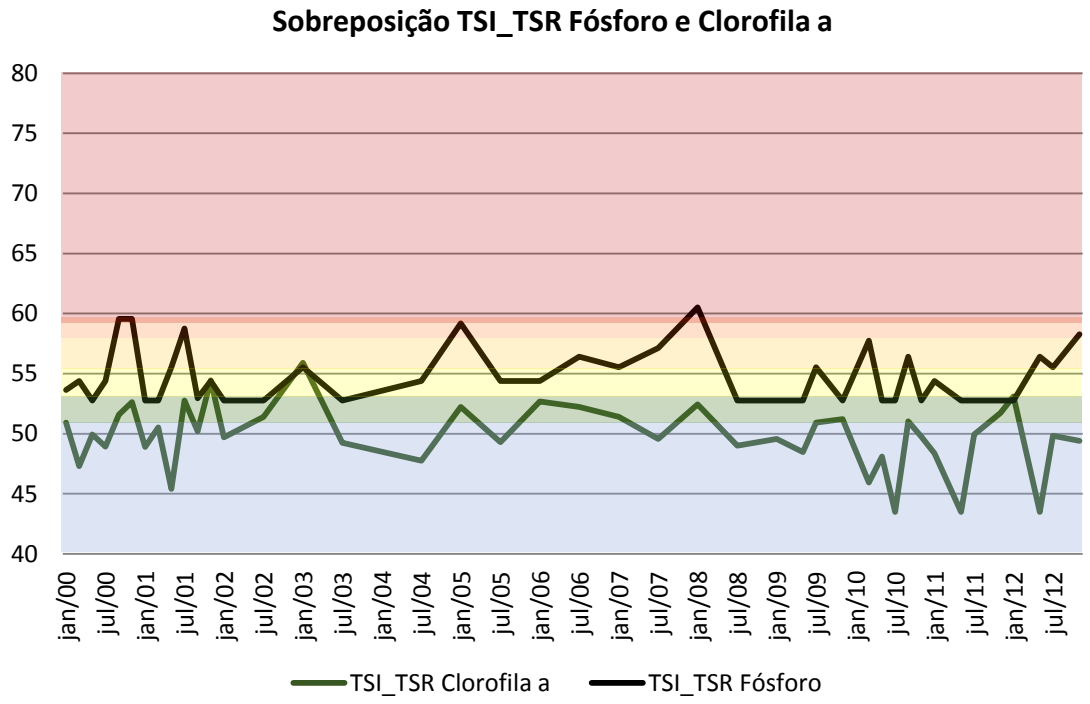


Figura 26: Comparação entre os TSIs obtidos a partir de dados de fósforo e clorofila *a.*

5.5. Cálculo da carga máxima admissível

Para o cálculo da carga máxima admissível ao reservatório do Tanque Grande, foi utilizada a seguinte equação:

$$L = P.V.(1/T_R + 2/\sqrt{T_R})/10^3$$

Onde: L = carga máxima admissível, em KgP/ano

P = concentração de fósforo total no corpo d'água, em mg/L

T_R = tempo de retenção, em anos

V = volume do reservatório, em m^3

Para aplicação da equação acima, foi utilizado o tempo de retenção calculado (18 dias), o volume do reservatório (79.000 m³) e a concentração desejável de fósforo total que se deve manter no corpo hídrico. Diferentemente do cálculo realizado por IPT e FABHAT (2013), que insere o valor de 0,02 mgP/L[21] como concentração de fósforo total no corpo d´água, o valor de referência adotado aqui será de 0,01 mgP/L. A adoção deste valor se baseia nos cálculos do IET de Lamparelli (2004) e do TSI_{tsr} de Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013), que indicaram que a partir do valor de 0,01 mgP/L, a aplicação dos IETs resultou em níveis oligotróficos e ultraoligotróficos. A aplicação destes índices em situações com a concentração de fósforo de 0,02 mg-P/L resultou em níveis mesotrófico e eutrófico. Considera-se, portanto, que este é um valor mais garantido para a manutenção da qualidade da água para abastecimento.

Aplicando os valores supracitados à equação da carga máxima admissível, foi possível chegar ao valor de 22,86 kgP/ano admissíveis ao reservatório, que corresponde a 0,062 kgP/dia[22], um pouco menos da metade da carga meta proposta pelo PDPA da APRM do Tanque Grande, que é de 0,12kg-P/dia.

5.5.1. Carga Máxima Admissível e as cargas difusas

Considerando a aplicação do método da unidade de carga, que resultou em um total de 2,11 kgP/ano exportados pelos diferentes tipos de uso do solo da bacia, é possível dizer que este valor corresponde a um aporte baixo de fósforo, bastante abaixo da carga máxima admissível calculada, que foi de 22,86 kgP/ano.

5.5.2. Carga Máxima Admissível e as cargas pontuais

O cálculo das cargas pontuais resultou em uma carga de 23,76g-P/dia, perfazendo um total de 8,67 kg-P/ano. Assim como os valores obtidos no cálculo de cargas difusas, este valor também fica abaixo da carga máxima admissível calculada para o reservatório.

Não é possível afirmar que o total desta carga de fósforo chega a atingir o reservatório do Tanque Grande, uma vez que os domicílios possuem algum tipo de esgotamento sanitário, conforme Tabela 22.

---

[21] Valor referente ao limite estipulado de 0,025mgP/L definido pela Resolução 357/2005 do CONAMA para ambientes lênticos com tempo de retenção entre 2 e 40 dias.

[22] Equivalente a 62g-P/dia.

Tabela 22: Tipos de esgotamento sanitário na bacia do Tanque Grande, por domicílio	
Tipo de esgotamento sanitário	Domicílios atendidos
Domicílios com esgotamento sanitário via rede geral de esgoto ou pluvial	--
Domicílios com esgotamento sanitário via fossa séptica	10
Domicílios com esgotamento sanitário via fossa rudimentar	80
Total de domicílios	90

Fonte: IBGE, 2010.

Considerando uma média de 3 habitantes por domicílio[23] e a quantidade de domicílios por tipo de esgotamento sanitário, é possível prever, de acordo com a eficiência de remoção de fósforo de cada alternativa de esgotamento, a carga de fósforo efluente a estes sistemas de tratamento, esta sim, passível de chegar ao reservatório através de fontes pontuais ou difusas.

Como visto anteriormente, fossas rudimentares compreendem os sistemas rústicos de encaminhamento de esgotos domésticos, podendo ser uma fossa negra, poço, buraco ou vala (IBGE, 2010). Estes sistemas consistem na disposição dos esgotos diretamente no solo, em buracos ou valas, com ou sem revestimento de alvenaria, onde os dejetos caem, parte se infiltra no solo e parte se decompõe na superfície de fundo.

Não foram encontradas informações sobre a remoção de fósforo que o sistema de fossas rudimentares pode alcançar. Por se tratar de sistemas rústicos, sem aspectos construtivos bem definidos, e que envolvem disposição no solo, considera-se que grande parte do fósforo dos efluentes lançados nestas fossas pode atingir, por infiltração, o lençol freático, contaminando poços e corpos hídricos próximos. Já para as fossas sépticas, considera-se uma eficiência de remoção de fósforo entre 10 e 20%, para sistemas de fossa séptica com filtro anaeróbio, as mais comuns atualmente no mercado (VON SPERLING, 2005).

Levando em conta estas informações, foi elaborada a Tabela 23, que apresenta o número de domicílios e habitantes por tipo de esgotamento sanitário, a carga de fósforo produzida nestes domicílios e a carga de fósforo resultante, considerando a eficiência de remoção prevista dos sistemas de esgotamento sanitário.

[23] 3,3 habitantes por domicílio, média obtida através da divisão do número de habitantes (297) pela quantidade de domicílios (90).

Tabela 23: Tipos de esgotamento sanitário na bacia do Tanque Grande, por domicílio					
Tipo de esgotamento sanitário	Domicílios atendidos	Habitantes	Carga de fósforo produzida	Eficiência de remoção de P	Carga de fósforo final
Domicílios com esgotamento sanitário via fossa séptica	10	33	2,64g-P/dia	(15% média)	2,24g-P/dia
Domicílios com esgotamento sanitário via fossa rudimentar	80	264	21,12g-P/dia	--	21,12g-P/dia
Total de domicílios	**90**	**297**	**237g-P/dia**	**--**	**23,36-P/dia 8,53kg-P/ano**

A partir dos dados apresentados na Tabela é possível notar que a carga final de fósforo calculada é de 23,36g-P/dia, totalizando 8,63kg-P/ano. Este total corresponde à carga de fósforo proveniente dos esgotos domésticos considerando a população residente e a remoção de fósforo proporcionada pelos sistemas de esgotamento sanitário individuais. Trata-se, portanto, de uma carga de fósforo passível de atingir os corpos hídricos da região, por escoamento superficial ou por infiltração no lençol freático. No entanto, o valor está abaixo do valor estimado de carga máxima admissível para o reservatório.

5.5.3. Cenário previsto no PDPA dos Sistemas Isolados

De acordo com a Minuta do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental dos Sistemas Isolados de Guarulhos (IPT; FABHAT, 2013), deve ser fomentada a implantação de sistemas de fossas sépticas com filtro anaeróbio em 90% dos domicílios da bacia. Como dito anteriormente, a eficiência de remoção dos sistemas de fossa séptica com filtro anaeróbio é de 10 a 20%, tendo sido considerada a média de 15%. A partir de então, considerando este cenário, foi calculada a nova carga de fósforo caso este cenário seja atingido, conforme Tabela 24.

Tabela 24: Cenário previsto no PDPA dos Sistemas Isolados					
Cenário – tipo de esgotamento sanitário	Domicílios atendidos	Habitantes	Carga de fósforo produzida	Eficiência de remoção de P	Carga de fósforo final
90% dos domicílios com fossa séptica	81	267	21,36g-P/dia	15% (média)	18,15g-P/dia
10% dos domicílios ainda com fossa rudimentar	9	30	2,4g-P/dia	--	2,4g-P/dia
Total de domicílios	90	297	237g-P/dia	--	20,55g-P/dia 7,5kg-P/ano

Vale atentar para a operação destas fossas, que deve seguir padrões construtivos expressos em normas técnicas para atingir tal eficiência de remoção. As fossas também devem ser limpas regularmente, através de caminhão limpa-fossa, que encaminha os resíduos para aterro. Os efluentes das fossas sépticas são geralmente encaminhados a um sumidouro ou valas de infiltração, constituintes do sistema de fossa séptica. Tanto os sumidouros como as valas de infiltração consistem em sistemas que proporcionam a infiltração do efluente no solo, este sim, com potencial de percolar até lençóis freáticos e atingir corpos hídricos da região.

Considerando o cenário proposto na Minuta do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental dos Sistemas Isolados de Guarulhos, a instalação de fossas sépticas representaria uma baixa redução da carga de fósforo, por se tratar de um sistema que realiza apenas tratamento primário. Ainda, caso estes sistemas não sejam construídos de forma adequada, ou não tenham manutenção correta, podem representar riscos à manutenção da qualidade da água na bacia.

6. Discussão

O presente trabalho envolveu o emprego de índices de estado trófico para avaliação do estado trófico do reservatório do Tanque Grande, permitindo avaliar se o processo de eutrofização está ocorrendo no reservatório. Ainda, foi realizada uma avaliação de carga máxima admissível de fósforo ao reservatório e quantificação de cargas pontuais e difusas de fósforo, de forma a avaliar a influência destas cargas na carga máxima admissível e sua relação com o estado trófico.

Inicialmente, foram pesquisadas diversas metodologias para avaliação de cargas difusas, o que proporcionou maior conhecimento a respeito das especificidades de cada uma, e que serviu de base para a escolha do método da unidade de carga, por conta das limitações de dados para desenvolver os estudos.

A aplicação do método da unidade de carga não apresentou problemas, resultando em uma análise preliminar adequada para fins de planejamento, considerando a pouca quantidade de informações a respeito das fontes difusas na área da bacia. Pode-se dizer que a aplicação do método da unidade de carga produziu bons resultados, permitindo identificar quais usos do solo contribuíram mais ou menos para o aporte fósforo aos corpos hídricos da bacia. Foram utilizados fatores de carga elaborados para a Bacia da Guarapiranga, na Região Metropolitana de São Paulo, resultando em um total de 2,11 kg de fósforo por ano, exportados pelos usos do solo na bacia.

As cargas pontuais de fósforo foram calculadas com base na média de fósforo dos esgotos produzidos pela população da bacia, o que resultou numa carga de fósforo de 23,76 g/dia, ou 8,67 kg/ano. É preciso considerar que este valor se refere apenas às cargas de fósforo provenientes dos esgotos domésticos da população da bacia, e trata-se de um número baixo, pois a população da bacia é de apenas 297 habitantes.

No entanto, também é preciso considerar que cerca de 90% dos domicílios, atualmente, têm como solução de esgotamento sanitário as fossas rudimentares, que compreendem sistemas rústicos de encaminhamento de esgotos, e que podem ocasionar contaminação de lençol freático e corpos hídricos próximos. Não se sabe a eficiência de remoção de fósforo que estes sistemas apresentam, tampouco a quantidade de fósforo dos dejetos que seria passível de atingir os corpos hídricos da bacia, mas considera-se que seja significativo o risco de

contaminação pois, geralmente, trata-se de sistemas que propiciam a infiltração dos efluentes no solo.

Outro ponto que deve ser considerado é a questão da população animal da bacia. Sabe-se que na bacia do Tanque Grande se desenvolvem atividades de criação de gado e aves, além de piscicultura, que tem potencial de produção de fósforo. Não foram encontrados dados da população animal na bacia, o que complementaria a análise de fontes pontuais e difusas.

A etapa seguinte consistiu na aplicação de índices de estado trófico para avaliar o estado trófico do reservatório. Foram escolhidos, para compor a metodologia do trabalho, o IET de Lamparelli e o $TSI_{tsr,}$ ambos adaptados para ambientes tropicais e subtropicais, além do IET de Carlson, amplamente utilizado na literatura internacional, desenvolvido para ambientes temperados. Estes três índices foram utilizados para que fosse feita comparação entre os dados resultantes das três metodologias.

Índices de Estado Trófico desenvolvidos para regiões tropicais podem diferir em ordem de magnitude daqueles desenvolvidos para regiões temperadas, pois a predição de índices de estado trófico para reservatórios tropicais e subtropicais é mais complexa, uma vez que existem mais fatores ambientais controlando a dinâmica dos nutrientes e a resposta fitoplanctônica nestes corpos hídricos (CUNHA; CALIJURI; LAMPARELLI, 2013).

Muitos fatores regulam a produção fitoplanctônica em reservatórios, incluindo a hidrologia, operação do reservatório, disponibilidade de nutrientes, interação com outras comunidades biológicas, condições climáticas como vento e radiação solar, e a própria gestão dos reservatórios. Ainda, reservatórios de locais temperados e de locais tropicais têm sensibilidades diferentes à eutrofização, pois são submetidos à condições climáticas, operação e padrões de uso do solo diferentes. A precipitação mais alta dos ambientes tropicais e subtropicais carrega poluentes e nutrientes que provocam alterações na qualidade da água destes reservatórios, além do carreamento de material em suspensão, que aumenta a turbidez. Além disso, as altas temperaturas dos ambientes tropicais aumentam as taxas de evaporação, e também influenciam nos movimentos de massas de água, influenciando na mistura da coluna d'água (CUNHA; CALIJURI; LAMPARELLI, 2013). Ainda, de acordo com Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008), sistemas tropicais também parecem tolerar maiores cargas de fósforo do que sistemas temperados.

A ausência de uma sazonalidade definida, com estações bem marcadas e a ocorrência de altas precipitações faz com que reservatórios e lagos de regiões tropicais produzam

características distintas dos lagos e reservatórios de ambientes temperados (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). O IET proposto por Carlson, por exemplo, utiliza para cálculo os dados da fase mais produtiva de lagos e reservatórios temperados (primavera e verão), enquanto que para um reservatório tropical, há possibilidade de alta produção fitoplanctônica durante todo o ano, por conta das temperaturas e radiação solar, o que justifica o uso de dados do ano todo, ao invés de dados apenas das estações mais quentes (CUNHA; CALIJURI; LAMPARELLI, 2013). Assim sendo, foi preciso avaliar cuidadosamente a utilização de IETs desenvolvidos para lagos e reservatórios temperados para ecossistemas tropicais e subtropicais, visto que são ecossistemas bastante distintos.

Na aplicação dos três índices de estado trófico utilizados, os resultados acusaram valores maiores de IET (P) e menores de IET (Cl), o que indica que o processo de eutrofização não está plenamente estabelecido e pode estar sendo limitado por fatores não-nutriente, descritos no item 2.2.2.

Conforme já pontuado, na utilização de índices de estado trófico também é preciso levar em conta que o IET referente ao fósforo deve ser entendido como medida do potencial de eutrofização, e o IET referente à clorofila *a* deve ser entendido como a resposta do corpo hídrico ao agente causador, o fósforo. Ainda, nos corpos hídricos cujo processo de eutrofização esteja plenamente estabelecido, os índices referentes ao fósforo e à clorofila *a* coincidem, indicando o mesmo estado trófico. No entanto, em corpos hídricos cujo processo de eutrofização esteja sendo limitado por outros fatores, como temperatura ou turbidez, o IET (Cl) irá classificar o corpo hídrico em um nível trófico inferior àquele determinado pelo IET (P) (CETESB, sd).

No caso da aplicação do IET de Carlson, o IET (P) indica nível trófico ligeiramente mais elevado do que o IET (Cl), indicando que os aumentos dos níveis de fósforo não necessariamente causaram aumento da biomassa algal. Na aplicação do IET de Lamparelli, os resultados também se mostraram diferentes para o IET (P) e o IET (Cl), não resultando no mesmo estado trófico, e na aplicação do TSI_{TSR}, o TSI (P) indica nível trófico ligeiramente mais elevado do que o TSI (Cl), no entanto, houve três situações em que o TSI coincidiu, indicando mesmo estado trófico, o que pode indicar início de um processo de eutrofização em curso.

De forma geral, é possível notar que a aplicação dos três IETs permitiu concluir que o processo de eutrofização do reservatório pode estar sendo influenciado por fatores não-nutriente, visto que, mesmo em situações em que as concentrações de fósforo são altas e

resultam em um IET (P) eutrófico ou hipereutrófico, o IET (Cl) não reflete esta condição, se mantendo em níveis oligotróficos e mesotróficos. O gráfico abaixo mostra a sobreposição entre os índices de estado trófico calculados para o fósforo.

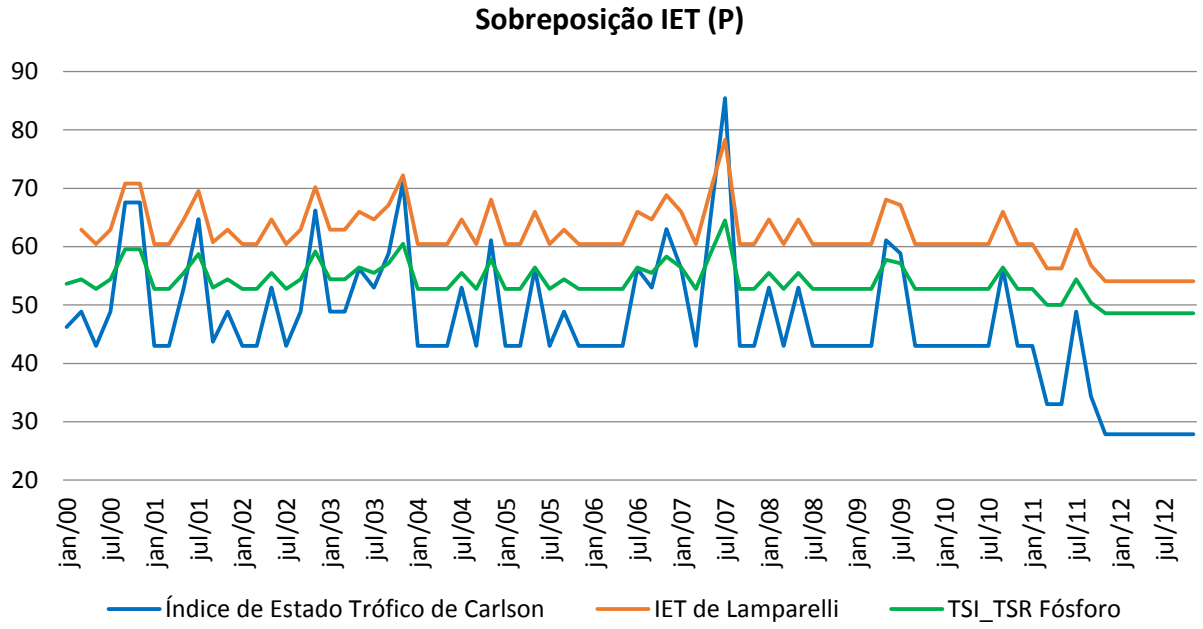


Figura 27: Sobreposição entre o resultado dos três índices para o fósforo.

Considerando a comparação entre os IETs (P), é possível observar que o IET de Carlson resulta nas maiores oscilações, já o IET de Lamparelli e o TSI_{tsr} tem oscilações menores e apresentam maior correspondência entre si. Isto indica um melhor ajuste dos IETs modificados em relação ao IET de Carlson, desenvolvido para ambientes temperados (LAMPARELLI, 2004).

Da mesma forma, foram sobrepostos os resultados da aplicação dos três IETs para a série histórica de dados de clorofila *a*. Assim como para os IETs (P), o IET de Carlson apresenta as maiores oscilações do IET (Cl), e os IETs modificados apresentam maior relação entre si. No caso do IET (Cl), os valores do IET de Carlson aparecem mais baixos, indicando níveis tróficos mais baixos, e os IETs modificados, por sua vez, indicam níveis tróficos mais altos em relação ao IET de Carlson, como é possível ver na Figura 28.

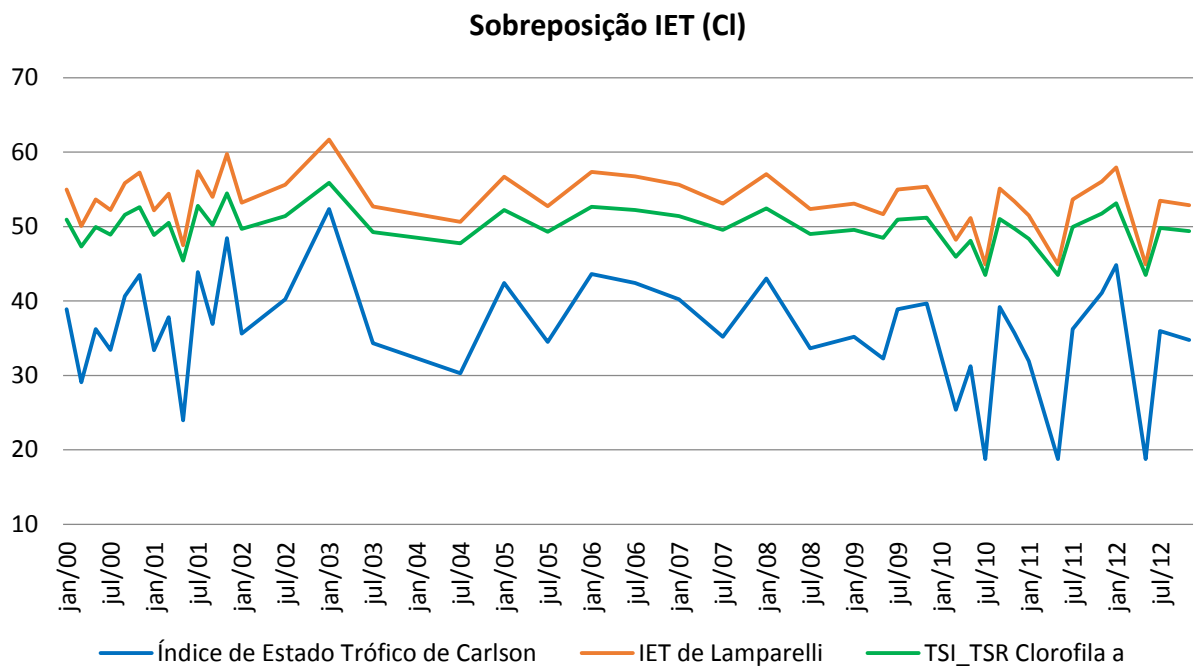


Figura 28: Sobreposição entre o resultado dos três índices para a clorofila *a*.

Considera-se que a utilização de IETs modificados é mais adequada, pois produz resultados mais confiáveis e ajustados às condições do reservatório estudado. Levando em conta que, para a elaboração dos IETs de Lamparelli e o TSI_{tsr} foram utilizados dados de reservatórios do Estado de São Paulo, incluindo conjunto de dados do reservatório do Tanque Grande, e que o conjunto de dados utilizado para desenvolvimento destes índices é mais atual, justifica-se a opção pela utilização dos IETs modificados.

Uma questão que pode ter influência nos resultados dos índices de estado trófico, é que o conjunto de dados utilizado é composto apenas de dados provenientes de coletas de superfície, e da zona lacustre dos reservatórios, próximo à barragem. A ausência de coletas em diferentes profundidades, no epilímnio e hipolímnio, e em diferentes zonas horizontais do reservatório (zona de transição e zona riverina), poderia interferir nos resultados obtidos, uma vez que as concentrações de fósforo podem ser ligeiramente diferentes nas zonas horizontais e verticais do reservatório, permitindo comparação entre os resultados e complementando a análise.

Schindler e Scheuerell (2003) realizaram estudo na região de Seattle, nos Estados Unidos, avaliando o nível trófico de diferentes lagos e reservatórios com diferentes condições de entorno e de saneamento. Os autores dividiram os reservatórios em três tipos:

reservatórios não-desenvolvidos, correspondendo àqueles cujas bacias hidrográficas não apresentavam ocupação humana e pressões antrópicas; reservatórios com tratamento de esgoto, correspondendo àqueles cujas ocupações tinham, em sua maioria, coleta e tratamento de esgotos adequado; e reservatórios com sistemas sépticos, correspondendo àqueles cujas ocupações tinham, em sua maioria, sistemas individuais de fossa séptica como alternativa de esgotamento sanitário. Os autores utilizaram como parâmetros para avaliar a eutrofização dos corpos hídricos estudados, a concentração de fósforo no epilímnio e hipolímnio, a concentração de clorofila *a* no epilímnio e a proporção de fitoplâncton não palatável[24].

Isto reforça a importância da realização de um monitoramento de qualidade da água em diferentes zonas verticais e horizontais do reservatório. Caso estes dados estivessem disponíveis, seria possível realizar uma análise da eutrofização do reservatório de forma mais abrangente e completa. Com a avaliação de diferenças nas concentrações de fósforo do epilímnio e hipolímnio, poderia ser avaliada também a questão do *internal loading*, ou seja, da liberação de fósforo pelo hipolímnio, aumentando a concentração de fósforo na massa d'água.

Os resultados da pesquisa de Schindler e Scheuerell (2003) indicaram que em lagos e reservatórios cujos sistemas de esgotamento sanitário se dava por fossas sépticas, as concentrações de fósforo no hipolímnio eram 108% maiores do que em lagos e reservatórios com coleta e tratamento de esgoto. Lagos e reservatórios com sistemas de fossas sépticas nas ocupações do entorno também apresentaram concentrações 47% mais altas de fósforo no epilímnio em comparação com lagos e reservatórios com coleta e tratamento de esgotos nas ocupações do entorno. As concentrações de clorofila *a* no epilímnio também foram 174% maiores nestes lagos e reservatórios em comparação com lagos e reservatórios com sistemas de coleta e tratamento de esgotos (SCHINDLER; SCHEUERELL, 2003). Tais dados indicam a diferença que os sistemas de esgotamento sanitário disponíveis nas ocupações da bacia hidrográfica podem ocasionar na qualidade da água dos reservatórios.

Dentre os resultados da pesquisa, os autores destacam que lagos e reservatórios cujos sistemas de esgotamento eram de fossas sépticas apresentaram maiores valores de todos os indicadores utilizados para avaliação de estado trófico, tendendo, portanto, ao estado

[24] O conceito se refere à parcela do fitoplâncton não comestível por organismos do zooplâncton.

eutrófico. Tal situação não ocorreu com lagos e reservatórios cujos sistemas de esgotamento sanitário compreendiam coleta e tratamento de esgotos. Dados os resultados da pesquisa, os autores consideram que o fenômeno da eutrofização é mais acentuado nas zonas periurbanas, e destacam que a forma como a ocupação se desenvolve nestas áreas é mais importante em termos de interferências na qualidade da água do que a magnitude desta ocupação. Ou seja, mesmo que a ocupação em uma bacia hidrográfica seja expressiva, se esta ocupação se estabelecer com sistema adequado de coleta e tratamento de esgotos, sistema adequado de gestão dos resíduos sólidos e sistema adequado de drenagem, as interferências na qualidade da água dos corpos hídricos da bacia em questão serão mínimas. No entanto, se uma bacia for pouco ocupada, mas não tiver gestão adequada do esgotamento sanitário, dos resíduos sólidos e da drenagem, problemas de qualidade da água, como a eutrofização, irão ocorrer.

Neste contexto se encaixa a bacia do Tanque Grande, que tem uma ocupação pouco expressiva na área da bacia, mas sem estrutura adequada de saneamento, o que pode ocasionar problemas de qualidade da água. Vale ressaltar que há também a questão da indução de ocupação que pode ocorrer, caso haja implantação de infraestrutura de saneamento básico nestas áreas e que, portanto, isto deve ser avaliado com cuidado.

O reservatório do Tanque Grande consiste em um ecossistema que integra as consequências dos usos do solo e das atividades humanas desenvolvidas na área da bacia hidrográfica do Tanque Grande. Com a profundidade de 3,56 m, o Tanque Grande é considerado um reservatório raso. Em lagos e reservatórios de baixa profundidade, a radiação solar pode chegar a atingir o fundo, o que implica na possibilidade de ocorrência de produtividade primária por toda a coluna d´água. Por ter um tempo de residência de 18 dias, intermediário, mas baixo, é possível inferir que o reservatório apresenta características mais próximas à de rios. Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008) destacam que, à medida que o tempo de residência aumenta, maior é a disponibilidade para o uso de nutrientes. Isto porque, se o tempo de residência é curto, a tendência para acúmulo de fitoplâncton e também de fósforo é menor, e há perda de células fitoplanctônicas.

Com um tempo de residência baixo, ocorre pouca sedimentação e as partículas em suspensão são liberadas pelas saídas do reservatório. No entanto, se o tempo de residência for alto, a sedimentação de partículas em suspensão será mais provável (STRASKRABA; TUNDISI; DUNCAN, 1993). No reservatório do Tanque Grande, foi possível verificar, pelos dados disponíveis, que as concentrações de clorofila *a* não se apresentaram altas, o que pode

ter relação com o tempo de residência baixo e com a liberação de células fitoplanctônicas pelas saídas do reservatório.

No entanto, levando em consideração os efeitos do baixo tempo de residência nas concentrações de fósforo, era de se esperar concentrações menores, uma vez que a disponibilidade de nutrientes seria menor. Wilhelmus, Bernhardt e Neumann (1978), estudando reservatórios da Alemanha, chegaram à conclusão de que, quanto maior o tempo de residência do reservatório, maior a retenção de fósforo. Os autores concluíram que, com um tempo de residência menor que 30 dias, a retenção de fósforo cai para menos de 10%.

Tanto a baixa profundidade como o tempo de residência baixo indicam boas condições de circulação no reservatório, que propiciam a oxigenação em toda a coluna d'água e pouca probabilidade de ocorrência de estratificação, que provocaria uma estagnação das massas de água, dificultando a oxigenação. Tais inferências podem ser confirmadas analisando-se os dados apresentados no item 3.2.3, que indicam que os níveis de oxigênio dissolvido no reservatório apresentam-se satisfatórios em quase todas as análises.

É possível inferir, portanto, que tempo de residência e profundidade talvez sejam os fatores não-nutriente relacionados ao não estabelecimento pleno do processo de eutrofização, verificado através da aplicação dos índices de estado trófico. Com condições favoráveis de circulação, e rápida renovação da água do reservatório, a instauração do processo de eutrofização fica dificultada.

Por fim, foi avaliada a carga máxima admissível de fósforo ao reservatório, através da equação de carga máxima admissível do modelo de Salas e Martino. De acordo com Von Sperling (2005), para aplicação desta equação, é necessário que o valor de P se situe abaixo do limite da eutrofia, ou que seja utilizado o valor máximo permitido de fósforo expresso nas resoluções CONAMA. A fixação de um valor ideal de P deve ser feita caso a caso, analisando-se os usos múltiplos do reservatório e seu grau de importância. No caso, a aplicação anterior dos índices de estado trófico possibilitou a definição do valor de 0,01 mgP/L como a concentração desejável de fósforo no reservatório, visando a manutenção do uso preponderante do reservatório, o de abastecimento de água, visto que acima disso, a aplicação dos índices resultou em estado eutrófico.

O cálculo da carga máxima admissível levando em consideração o limite exposto acima resultou em uma carga de 22,86 kgP/ano admissíveis ao reservatório, que corresponde a

0,062 kgP/dia[25], um pouco menos da metade da carga meta proposta pelo PDPA da APRM do Tanque Grande, que é de 0,12 kg-P/dia. Tanto os valores de cargas pontuais como de cargas difusas encontram-se abaixo do valor da carga máxima admissível calculada, o que indica que esta carga máxima admissível calculada não foi excedida. No entanto, como apontado anteriormente, complementações nas análises das cargas pontuais e difusas poderiam resultar em valores diferentes, se aproximando ou se distanciando do valor da carga máxima admissível.

Considerando os valores elevados de fósforo no reservatório, principalmente em anos anteriores, é possível que esta carga esteja sendo excedida por conta de outros fatores, como *internal loading,* atividades de recreação no reservatório, criação de animais, dentre outros, que não puderam ser considerados no presente trabalho.

6.1 Recomendações para estudos futuros

Quanto à aplicação do método da unidade de carga, os fatores de carga utilizados na metodologia foram desenvolvidos para a bacia da Guarapiranga, e apesar da proximidade geográfica e das condições climáticas semelhantes entre a bacia do Tanque Grande, objeto do estudo, seria interessante, para estudos futuros, a elaboração de monitoramento de longo prazo, de tempo seco e úmido, para quantificação das cargas difusas, e até para a elaboração de fatores de carga próprios da bacia, de modo que se tenha um melhor panorama das cargas difusas que podem afetar a qualidade da água dos corpos hídricos da bacia.

Também seria muito pertinente um monitoramento de qualidade da água mais abrangente, com coletas mais frequentes, e em diferentes zonas verticais e horizontais do reservatório, para que se possa avaliar de forma mais completa o processo de eutrofização do reservatório e as fontes de fósforo na bacia e no próprio reservatório que podem estar influenciando nas concentrações de fósforo obtidas nas análises da CETESB, bastante altas em algumas ocasiões.

Seriam necessários estudos mais detalhados das entradas e saídas de fósforo do reservatório, além da consideração do efeito de fontes internas, para se ter um maior entendimento a respeito dos picos de concentração do reservatório, visto que as condições de circulação, tamanho do reservatório e até o uso do solo na bacia propiciam baixas concentrações de fósforo.

[25] Equivalente a 62g-P/dia.

7. Considerações Finais

Durante a execução do trabalho, foi possível perceber que a expansão da ocupação humana em direção às franjas de proteção ambiental, nas zonas periféricas das áreas urbanas da RMSP, configura-se como um problema, uma vez que nessas zonas se encontram os principais mananciais de abastecimento da região, sem os quais o abastecimento de água ficaria seriamente prejudicado. Estas áreas são protegidas por Lei Estadual, algumas já por Lei Específica, no entanto, os esforços no sentido de controlar a ocupação através de legislações não têm sido suficientes e muitas destas áreas encontram-se ocupadas, o que configura um risco à qualidade ambiental das áreas de proteção aos mananciais.

Tal risco é intensificado pela baixa disponibilidade hídrica da RMSP, que depende de importação de água de bacias vizinhas para garantir o abastecimento da população, atualmente de mais de 20 milhões de habitantes. Por conta disso, municípios já procuram formas de complementar o abastecimento de água, como é o caso de Guarulhos, que utiliza dois mananciais superficiais do município, os reservatórios Cabuçu e Tanque Grande. O primeiro, cuja bacia está integralmente situada no Parque Estadual da Serra da Cantareira, não apresenta problemas de qualidade da água, uma vez que a unidade de conservação de proteção integral na qual se situa dificulta o avanço da pressão antrópica. A bacia do Tanque Grande, por sua vez, não está inserida no território do Parque Estadual da Cantareira e, apesar de ser uma área de proteção aos mananciais, não se encontra totalmente livre de pressões antrópicas, uma vez que existem chácaras e estabelecimentos rurais na região.

Dados de qualidade da água do reservatório apontando concentrações elevadas de fósforo motivaram a elaboração do presente trabalho, para investigação do estado trófico do reservatório, bem como a carga máxima admissível de fósforo e sua relação com as cargas pontuais e difusas de fósforo produzidas na bacia.

O desenvolvimento do trabalho possibilitou a compreensão da importância de uma análise integrada de cargas difusas e pontuais na análise de problemas de qualidade da água em corpos hídricos, especialmente quando se trata de mananciais de abastecimento. Ainda, foi possível compreender a complexidade inerente à análise da poluição difusa, que pode envolver diversos tipos de metodologias, cada uma com especificidades únicas, e mais adequadas a determinados objetivos.

A estimação das cargas pontuais e difusas produzidas na área da bacia permitiu compreender melhor as fontes de fósforo da bacia, qual era a magnitude da contribuição dos diferentes tipos de uso do solo e também da população residente na região. Não foi possível estimar a população animal na bacia, e, portanto, as estimativas de cargas pontuais se referiram apenas à população humana residente na bacia.

A aplicação dos IETs de Carlson, Lamparelli e TSI_{tsr} teve como objetivo subsidiar a avaliação de estado trófico do reservatório, verificando a ocorrência ou não de eutrofização no reservatório. O uso de mais de um índice de estado trófico permitiu a comparação entre os resultados e a percepção da metodologia mais adequada de avaliação do estado trófico. Os resultados dos três IETs permitem concluir que o processo de eutrofização no reservatório não se encontra plenamente estabelecido, possivelmente por fatores não-nutriente, como o tempo de residência e a profundidade, que propiciam mistura da coluna d'água e manutenção de níveis favoráveis de outros parâmetros de qualidade da água, como o oxigênio dissolvido.

No entanto, os valores elevados de fósforo acusados em algumas análises de qualidade da água realizadas pela CETESB apontam para um aporte significativo de fósforo para o reservatório, que pode se originar de fontes diversas, inclusive *internal loading*, que não puderam ser considerados no presente trabalho.

De forma geral, foi possível notar que os esforços de definição de diretrizes de planejamento ambiental para a bacia do Tanque Grande são muito válidos, uma vez que se trata de um importante manancial para o município de Guarulhos, e que não está livre de pressões antrópicas. Neste contexto, é de fundamental importância a aprovação da Lei Específica da APRM do Tanque Grande, que estabelecerá as diretrizes para o planejamento ambiental da bacia, com vistas à manutenção do uso preponderante do reservatório, o abastecimento de água.

Referências Bibliográficas

ALVIM, A. T. B; BRUNA, G. C; KATO, V. R. C. Políticas ambientais e urbanas em áreas de mananciais: interfaces e conflitos. **Cadernos Metrópole**, São Paulo, volume 19, pp. 143-164, Julho/2008.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Atlas Brasil**: abastecimento urbano de água. Brasília: ANA, 2010.

ANDRADE, M. R. M. **Planejamento Ambiental da APA Cabuçu-Tanque Grande – Guarulhos, SP**. São Paulo: Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo – FFLCH/USP, 2009. Tese de doutorado apresentada à FFLCH/USP. 2009.

ARAÚJO, L. F. P. **Reúso com lagoas de estabilização**: potencialidade do Ceará. Fortaleza: SEMACE, 2000.

BRAGA, B; HESPANHOL, I; CONEJO, J. G. L; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2ª edição. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRANCO. S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia**. 3ª edição. São Paulo: CETESB, 1986.

BRASIL. **Lei nº 9985 de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm. Acesso em: 18 de agosto de 2013.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**. n. 22, p. 361–369, 1977.

CARNEIRO, T. G.; LEITE, F. Cianobactéricas e suas toxinas. **Revista Analytica.** n. 32, p. 36-41, 2007.

CHAO, I. R. S. **Remoção de fósforo de efluentes de estações de tratamento biológico de esgotos utilizando lodo de estações de tratamento de água**. São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2006. Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Escola Politécnica. São Paulo, 2006.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ – CBH-AT. **Plano de Bacia do Alto Tietê – Sumário Executivo**. São Paulo: FUSP, 2002.

COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ – CBH-AT. **Plano da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê – Sumário Executivo**. São Paulo: FUSP, 2009.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **IET – Índice do Estado Trófico**. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/documentos/indices/04.pdf. Acesso em: 24 de setembro de 2013.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2000**. Série Relatórios. São Paulo: CETESB, 2001.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2001**. Série Relatórios. São Paulo: CETESB, 2002.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2002**. Série Relatórios. São Paulo: CETESB, 2003.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2003**. Série Relatórios. São Paulo: CETESB, 2004.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2004**. Série Relatórios. São Paulo: CETESB, 2005.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2005**. Série Relatórios. São Paulo: CETESB, 2006.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2006**. Série Relatórios. São Paulo: CETESB, 2007.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2007**. Série Relatórios. São Paulo: CETESB, 2008.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2008**. Série Relatórios. São Paulo: CETESB, 2009.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2009**. Série Relatórios. São Paulo: CETESB, 2010.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2010**. Série Relatórios. São Paulo: CETESB, 2011.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2011**. Série Relatórios. São Paulo: CETESB, 2012.

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**. Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo, série relatórios, Apêndice A. São Paulo: CETESB, 2009. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/variaveis.pdf. Acesso em: 28 de dezembro de 2013.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº. 357, de 17 de Março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/praias/res_conama_357_05.pdf. Acesso em: 22 de maio de 2012.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº. 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/praias/res_conama_430_11.pdf. Acesso em: 10 de setembro de 2012.

CORDELL, D., DRANGET, J., WHITE, S. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. **Global Environmental Change**. N. 19,p. 292-305. 2009.

CUNHA, D.G. F., CALIJURI, M. C., LAMPARELLI, M. C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI_{tsr}). **Ecological Enginnering**. N. 60, p. 126-134. 2013.

DALCANALE, F. **Simulação de cargas difusas em bacias rurais**. São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2001. Dissertação de mestrado apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2001.

DIOGO, P. A.; COELHO, P. S.; ALMEIDA, M. C.; MATEUS, N. S.; RODRIGUES, A. C. Estimativa de cargas difusas com origem agrícola na bacia hidrográfica do rio Degebe. In: **Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa**. Cabo Verde, Portugal: INGRH, APRH, ABRH e AMCT, 2003. p. 135-146.

EIGER, S., ARANHA, C. H., GOMES, M. C. A., PEREZ, L. S. N., BUENO NETO, A. S. Modelagem matemática de cargas difusas na bacia do Guarapiranga, São Paulo. In. **Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Belo Horizonte: ABRH, 1999.

EDZWALD, J. K. TOBIASON, J. E. Chemical principles, source water composition and watershed protection. In. EDSWALD, J. K. (org). **Water Quality and Treatment: a handbook on drinking water**. 6ª edição. Denver, Colorado: American Water Works Association, McGraw Hill, 2011.

FERREIRA, R. S. **Gestão de Águas Urbanas em Guarulhos**. São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2011. 160 p. Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

FRACALANZA, A.P.; CAMPOS, V. N. O. Produção social do espaço urbano e conflitos pela água na Região Metropolitana de São Paulo. **São Paulo em Perspectiva**, São Paulo, Fundação Seade, v. 20, n. 2, p. 32-45, abr./jun. 2006.

FRAGOSO JR, C. R, MARQUES, D. M., FERREIRA, T. F. **Modelagem Ecológica de Ecossistemas Aquáticos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

FUNDAÇÃO SISTEMA ESTADUAL DE ANÁLISE DE DADOS - SEADE. **Perfil Municipal**. Disponível em: http://www.seade.gov.br/produtos/perfil/perfilMunEstado.php. Acesso em 20 de janeiro de 2014.

GBUREK, W.J., SHARPLEY, A. N. Hydrologic controls on phosphorus from upland agricultural watersheds. **Journal of Environmental Quality**. Estados Unidos, n. 27, p. 267–277, março/2008.

GUARULHOS. **Lei Municipal n° 6798 de 28 de dezembro de 2010**. Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental Cabuçu – Tanque Grande e dá providências correlatas. Disponível em: https://www.leismunicipais.com.br/a/sp/g/guarulhos/lei-ordinaria/2010/679/6798/lei-ordinaria-n-6798-2010-dispoe-sobre-a-criacao-da-area-de-protecao-ambiental-cabucu-tanque-grande-e-da-providencias-correlatas.html. Acesso em: 12 de novembro de 2013.

HAUPT, J. P. O. **Metodologia para avaliação do potencial de produção de poluição difusa: estudo de caso da bacia do rio Jundiaí**. São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2009. Dissertação de mestrado apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2009.

HENRY, R.. The thermal structure of some lakes and reservoirs in Brazil. In: TUNDISI, J.G.; BICUDO, C.E.M.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL, 1995. p. 351-363.

IMBODEN, D. M. Non-nutrient factors influencing the dynamics of eutrophication. In. **International Symposium on Inland Waters and Lake Restoration.** Portland, Maine, United States Environmental Protection Agency, 1980. p. 38-40.

IMBODEN, D. M., GACHTER, R. A dynamic lake model for trophic state prediction. **Ecological modeling**. n. 4. 1977.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS – IPT, EMPRESA METROPOLITANA DE PLANEJAMENTO DA GRANDE SÃO PAULO – EMPLASA. Carta de aptidão física ao assentamento urbano – 1:50.000: Guia de utilização. São Paulo: IPT/EMPLASA, 1990 .

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS – IPT, FUNDAÇÃO AGÊNCIA DE BACIA DO ALTO TIETÊ – FABHAT. **Minuta do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental dos Sistemas Isolados de Guarulhos**. Relatório Técnico IPT 131 578-205. Volume 3. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas, 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual técnico de uso da terra.** Manuais técnicos em geociências número 7. 2 ª edição. Rio de Janeiro: IBGE, 2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Censo Demográfico de 2010.** Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/>. Acesso: 16 agosto de 2013.

KIMMEL, B.L.; LIND, O.T.; PAULSON, L.J. Reservoir primary production. In: THORNTON, K.W.; KIMMEL, B.L.; PAYNE, F.E. **Reservoir limnology: ecological perspectives.** New York: John Wiley & Sons, 1990. p. 133-193.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos Métodos de Monitoramento**. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2004. 238 p. Tese de doutorado apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2004.

MACLEOD, C., HAYGARTH, P. A review of the significance of non-point source agricultural phosphorus to surface water. **Scope Newsletter**. N. 51. 2003.

MAHAMAH, D. D., BHAGAT, S. K. Use and abuse of empirical phosphorus models in lake management. **Analysis of Ecological Systems State-of-the-Art in Ecological Modelling**. Volume 5, p. 593-599. 1983.

MANSOR, M. T. C. **Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na bacia hidrográfica do Ribeirão do Pinhal, Limeira-SP**. Campinas: Universidade

Estadual de Campinas, 2005. Tese de doutorado apresentada à Faculdade de Engenharia Agrícola da UNICAMP. Campinas, 2005.

MARTINI, L. C. P.; LANNA, A. E. Medidas compensatórias aplicáveis à questão da poluição hídrica de origem agrícola. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Porto Alegre, Vol. 8, n. 1. Jan/Mar 2003.

Mc DOWELL, R. W.; SHARPLEY, A. N.; CONDRIN, L.M., HAYGARTH, P. M. BROOKES, P. C. Processes controlling soil phosphorus release to runoff and implications for agricultural management. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Estados Unidos, vol .59, p. 269-284, 2001. MEYER, B. S., ANDESON, D. N. An Introduction to water quality. In: **Water Quality Assessments**. CHAPMAN, D. (org). Londres: UNESCO, WHO, UNEP, E & FN SPON, 1992.

MILLER JR, G. T. **Ciência Ambiental**. Tradução da 11ª edição norte americana. São Paulo: Cengage Learning, 2008.

MOREIRA, A.C. M. L. **Políticas Públicas de Proteção dos Mananciais Metropolitanos de São Paulo.** São Paulo: Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo. 1990. Dissertação de mestrado apresentada à Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo. São Paulo: FAU-USP, 1990.

NOVOTNY, V. Diffuse pollution from agriculture – a worldwide outlook. **Water Science and Technology**. vol. 39, N. 3, p. 1-13. 1999.

NOVOTNY, V. **Water Quality: diffuse pollution and watershed management**. 2ª ed. Nova York: John Wiley and sons, 2003.

NÜRNBERG, G., K. Phosphorus from internal sources in the Laurentian Great Lakes and the concept of threshold external load. **Journal of Great Lakes Research**. Vol. 17, n. 1. P. 132-140. 1991.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988.

OMERNIK, J. M. **Nonpoint source stream nutrient level relationships: a nationwide survey.** Washington: USEPA, 1977. Disponível em: http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=20014PRV.txt. Acesso em: 13 de junho de 2012.

PELLEGRINI, J. B. R. **Fósforo na água e no sedimento na microbacia hidrográfica do Arroio Lino - Agudo – RS**. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 2005. 98 pgs.

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

PEREIRA, L. A. M., RODRIGUES, M. A. R. **Estudo sobre a aplicabilidade do índice do estado trófico de Carlson (1977) na região de Lisboa e Vale do Tejo**. Lisboa: Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional de Lisboa e Vale do Tejo (CCDR-LVT), Centro de Documentação e Informação / CCDR-LVT, 2006.

PETRUCIO, M. M., BARBOSA, F. A. R., FURTADO, A. L. S. Bacterioplankton and phytoplankton production in seven lakes in the Middle Rio Doce basin, south-east Brazil. **Limnologica.** vol. 36, p. 192–203, 2006.

PIASENTIN, A. M., SEMENSATTO, D. L., SAAD, A. R. MONTEIRO JUNIOR, A. J., RACZKA, M. F. Índice de qualidade da água (IQA) do reservatório Tanque Grande, Guarulhos (SP): Análise sazonal e efeitos do uso e ocupação do solo. **Geociências**. São Paulo, vol. 28, n. 3, p. 305-317. 2009.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: ABES, 2005.

PORTO, M. F. A. HAUPT, J. P. O. Carga difusa de poluição gerada em áreas urbanas. In. **Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste**. São Luis: ABRH, 2004.

PREFEITURA MUNICIPAL DE GUARULHOS. **Plano Diretor de Drenagem - Diretrizes, Orientações e Propostas**. Guarulhos, Dezembro de 2008. Disponível em: http://servicos.guarulhos.sp.gov.br/destaques/coord_assunt_aerop/plano_diretor_drenagem_01.pdf. Acesso em: 12 de novembro de 2013.

ROSSI PISA, P.; PRETI, F.; ROSSI, M.; VENTURA, F.; MAZZANTI, B. Water, soilandchemicallosses: fieldexperimentsandmodelanalysis. **Water Science and Technology**, Grã Bretanha, v. 39, n. 3, p. 93-102, 1999.

SAAD, A.; SEMENSATTO JR., D; AYRES, F.; OLIVEIRA, P. Índice de Qualidade da Água - IQA do Reservatório do Tanque Grande, Município de Guarulhos, Estado de São Paulo, Brasil: 1990 - 2006. **Revista UnG Geociências**. Vol. 6. N. 1, p. 118-133. 2007.

SALAS, H. J., MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. **WaterResearch**. Vol. 25, N. 3, 1991.

SALAS, H., MARTINO, P. **Metodologias Simplicadas para La Evaluación de Eutroficación en Lagos Cálidos Tropicales**. Lima, Peru: Programa Regional CEPIS/HPE/IOPS. 52p. 2001.

SÁNCHEZ, P. S. O processo de ocupação em áreas de proteção aos mananciais: conflito com a lei e realidade social na RMSP. In: MARTINS, R. C., VALENCIO, N. F. L. S. **Uso e Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil**: desafios teóricos e político-institucionais. Volume 2. São Carlos: Editora RIMA, 2003.

SANTOS, V. M. R. Compostos organofosforados pentavalentes: histórico, métodos sintéticos de preparação e aplicações como inseticidas e agentes antitumorais. **Química Nova**. São Paulo , v. 30, n. 1, 2007.

SÃO PAULO. **Decreto Estadual n° 8.468 de 8 de setembro de 1976**. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/Institucional/documentos/Dec8468.pdf. Acesso em: 30 de dezembro de 2012.

SÃO PAULO. **Decreto Estadual n° 10.755 de 22 de novembro de 1977.** Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976, e dá providências correlatas. Disponível em: http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/estadual/decretos/1997_Dec_Est_10755.pdf. Acesso em: 15 de agosto de 2012.

SÃO PAULO. **Lei Estadual n° 898 de 1° de novembro de 1975**. Dispõe sobre a criação da Lei de proteção aos mananciais da região metropolitana de São Paulo. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamentoo/legislacao/estadual/leis/1975_Lei_Est_898.pdf. Acesso em: 15 de agosto de 2012.

SÃO PAULO. **Lei Estadual n° 1.172 de 17 de novembro de 1976**. Delimita as áreas de proteção relativas aos mananciais, cursos e reservatórios de água, a que se refere o artigo 2º da Lei Estadual nº 898, 18 de dezembro de 1975, estabelece normas de restrição do uso do solo em tais áreas e dá providências correlatas. Disponível em: http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/estadual/leis/1976_Lei_Est_1172.pdf. Acesso em: 15 de agosto de 2012.

SÃO PAULO. **Lei Estadual n° 7.663 de 30 de dezembro de 1991**. Estabelece normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos bem como ao Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamentoo/legislacao/estadual/leis/1997_Lei_Est_9866.pdf. Acesso em: 13 de junho de 2012.

SÃO PAULO. **Lei Estadual n° 9.866 de 28 de novembro de 1997**. Dispõe sobre diretrizes e normas para a proteção e recuperação das bacias hidrográficas dos mananciais de interesse

regional do Estado de São Paulo, e dá outras providências. Disponível em: http://www.comitepcj.sp.gov.br/gapb/LeiEstadualSP9866_97.pdf. Acesso em: 15 de agosto de 2013.

SCHAFFNER, W. R., OGLESBY, R. T. Phosphorus loadings to lakes and some of their responses. Part 1. A new calculation of phosphorus loading and its application to 13 New York lakes. **Limnology and Oceanography**. Janeiro, 1978.

SCHINDLER, D.E.; SCHEUERELL, M.D.; FRODGE, J. 2003. Lake eutrophicationattheurbanfringe, Seattle Region, USA. **Ambio**, 32:13-18.

SCHLOGL, A. K. S. B. **A lei de proteção aos mananciais e mercados de terras: um estudo sobre loteamentos clandestinos**. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Economia. Campinas: 2004.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO – SMA, COBRAPE. **Atualização do Plano de Desenvolvimento e proteção ambiental da bacia hidrográfica da Guarapiranga:** Relatório Final. São Paulo, 2009.

SILVA, A. L. **Utilização do modelo winHSPF no estudo de cargas difusas de poluição na bacia do Ribeirão da Estiva, SP**. São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2003. Dissertação de mestrado apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2003.

SILVA, C. OLIVEIRA, A. M. S., FIGUEIRA, R. C. L., SEMENSATTO, D., LABUTO, G. Estudo do assoreamento do reservatório tanque grande, Guarulhos (SP). **Revista Geociências**. São Paulo, vol. 30, nº 2, 2011.

SILVA, R. T.; PORTO, M. F. A. Gestão urbana e gestão das águas: caminhos da integração. **Revista Estudos Avançados**, São Paulo, v. 17, n. 47, p. 129-145. 2003.

SILVA, U. A. B**. Relações entre a cobertura vegetal e os meios físico e antrópico na microbacia do Córrego dos Veados, Tanque Grande, Guarulhos, SP**. Guarulhos, Universidade Guarulhos, 2009. Dissertação de mestrado apresentada ao Centro de Pós-Graduação e Pesquisa, Mestrado em Análise Geoambiental, Guarulhos, 2009.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO - SNIS. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto 2010**. Brasília: Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – IPEA, 2012.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. Aspectos técnicos da construção de reservatórios. In. STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. (Eds.) **Gerenciamento da qualidade da água de represas**. São Carlos: ILEC, IIE, 2000.

STRASKRABA, M., TUNDISI, J. G., DUNCAN, A. State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. In. STRASKRABA, M., TUNDISI, J. G., DUNCAN, A. **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Holanda: Kluwer Academy Publishers, p. 123-288. 1993.

THORNTON, K.W. Sedimentary processes. In. THORNTON, K.W.; KIMMEL, B.L.; PAYNE, F.E. (eds.) **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: John Wiley & Sons. p. 43-69. 1990.

TUNDISI, J.G. Reservoirs as complex systems. **Ciência e Cultura**. N. 48. Pp. 383-387. 1996.

TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Protecting Water Quality from urban runoff**. EPA 841-F-03-003. Fevereiro, 2003. http://cfpub.epa.gov/npstbx/files/NPS_Urban-facts_final.pdf. Acesso em: 30 de julho de 2013.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Protecting Water Quality from agricultural runoff**. EPA 841-F-05-001. Março, 2005. Disponível em: http://www.epa.gov/owow/NPS/Ag_Runoff_Fact_Sheet.pdf. Acesso em: 7 de maio de 2012.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **The Facts about Nutrient Pollution**. EPA-840-F12-003. Maio, 2012. Disponível em: http://water.epa.gov/polwaste/upload/nutrient_pollution_factsheet.pdf. Acesso em: 24 de outubro de 2013.

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

VOLLENWEIDER R. A. **Water Management Research**. Paris: Organization for Economic Cooperation and Development, 1968.

VOLLENWEIDER R. A. Eutrophication. Notes distributed during the H Meeting of the Regional Project on the Eutrophication of Tropical Lakes, 1983.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** DESA-UFMG. 1996.

VON SPERLING, M. **Morfologia de lagos e represas**. Belo Horizonte, DESA/UFMG, 1999.

VON SPERLING, M**. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3ª edição. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG; 2005.

WETZEL, R. G. **Limnology: lake and river ecosystems.** 3ª edição. Academic Press, 2001.

YOSHIDA, F. **Remoção de matéria orgânica e fósforo de efluente de tratamento anaeróbio por processo físico-químico**. São Paulo, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2005. Dissertação de mestrado apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.

TOLEDO, A. P., TALARICO, M., CHINEZ, S. J., AGUDO, E G. A aplicação de modelos simplificados para avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In. **Anais do 12° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária**. Camboriú: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 1983.

WARD, J. V., AND J. A. STANFORD. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In. FONTAINE, T. D., BARTELL, S. M. (eds). **Dynamics of lotic ecosytems**. Ann Arbor Sciences. p. 29-42. 1983.

Anexo I – Planilha com os dados para aplicação do método do IET de Carlson (Fósforo)

Escala de Trofia		
Ultraoligotrófico		Menos de 20
Oligotrófico		21-40
Mesotrófico		41-50
Eutrófico		51-60
Hipereutrófico		Mais de 61

Data	Fósforo (mg/L)	Índice de Estado Trófico de Carlson	Classificação
jan/00	0,025	46,21488377	
mar/00	0,03	48,84522783	
mai/00	0,02	42,99560282	
jul/00	0,03	48,84522783	
set/00	0,11	67,589919	
nov/00	0,11	67,589919	
jan/01	0,02	42,99560282	
mar/01	0,02	42,99560282	
mai/01	0,04	52,99560282	
jul/01	0,09	64,69485283	
set/01	0,021	43,6994961	
nov/01	0,03	48,84522783	
jan/02	0,02	42,99560282	
mar/02	0,02	42,99560282	
mai/02	0,04	52,99560282	
jul/02	0,02	42,99560282	
set/02	0,03	48,84522783	
nov/02	0,1	66,21488377	
jan/03	0,03	48,84522783	
mar/03	0,03	48,84522783	
mai/03	0,05	56,21488377	
jul/03	0,04	52,99560282	
set/03	0,06	58,84522783	
nov/03	0,14	71,06915204	
jan/04	0,02	42,99560282	
mar/04	0,02	42,99560282	
mai/04	0,02	42,99560282	
jul/04	0,04	52,99560282	
set/04	0,02	42,99560282	
nov/04	0,07	61,06915204	
jan/05	0,02	42,99560282	
mar/05	0,02	42,99560282	
mai/05	0,05	56,21488377	

jul/05	0,02	42,99560282
set/05	0,03	48,84522783
nov/05	0,02	42,99560282
jan/06	0,02	42,99560282
mar/06	0,02	42,99560282
mai/06	0,02	42,99560282
jul/06	0,05	56,21488377
set/06	0,04	52,99560282
nov/06	0,08	62,99560282
jan/07	0,05	56,21488377
mar/07	0,02	42,99560282
mai/07	0,09	64,69485283
jul/07	0,38	85,47487795
set/07	0,02	42,99560282
nov/07	0,02	42,99560282
jan/08	0,04	52,99560282
mar/08	0,02	42,99560282
mai/08	0,04	52,99560282
jul/08	0,02	42,99560282
set/08	0,02	42,99560282
nov/08	0,02	42,99560282
jan/09	0,02	42,99560282
mar/09	0,02	42,99560282
mai/09	0,07	61,06915204
jul/09	0,06	58,84522783
set/09	0,02	42,99560282
nov/09	0,02	42,99560282
jan/10	0,02	42,99560282
mar/10	0,02	42,99560282
mai/10	0,02	42,99560282
jul/10	0,02	42,99560282
set/10	0,05	56,21488377
nov/10	0,02	42,99560282
jan/11	0,02	42,99560282
mar/11	0,01	32,99560282
mai/11	0,01	32,99560282
jul/11	0,03	48,84522783
set/11	0,011	34,37063806
nov/11	0,007	27,84987109
jan/12	0,007	27,84987109
mar/12	0,007	27,84987109
mai/12	0,007	27,84987109
jul/12	0,007	27,84987109
set/12	0,007	27,84987109
nov/12	0,007	27,84987109

Anexo II - Planilha com os dados para aplicação do método do IET de Carlson (Clorofila *a*)

Escala de Trofia		
Ultraoligotrófico		Menos de 20
Oligotrófico		21-40
Mesotrófico		41-50
Eutrófico		51-60
Hipereutrófico		Mais de 61

Data	Clorofila a	Índice de Estado Trófico de Carlson	Classificação
jan/00	2,34	38,90927917	
mar/00	0,86	29,08939941	
mai/00	1,78	36,22578641	
jul/00	1,34	33,44020557	
set/00	2,8	40,66992359	
nov/00	3,74	43,5096814	
jan/01	1,33	33,36671964	
mar/01	2,09	37,80084117	
mai/01	0,51	23,9632914	
jul/01	3,88	43,8702064	
set/01	1,91	36,91731511	
nov/01	6,18	48,43674767	
jan/02	1,67	35,59998826	
jul/02	2,67	40,20353141	
jan/03	9,22	52,36143507	
jul/03	1,47	34,34857102	
jul/04	0,97	30,2702064	
jan/05	3,34	42,39998826	
jul/05	1,49	34,48114501	
jan/06	3,78	43,61404756	
jul/06	3,35	42,42931662	
jan/07	2,67	40,20353141	
jul/07	1,6	35,17991012	
jan/08	3,56	43,02578641	
jul/08	1,37	33,65741724	
jan/09	1,6	35,17991012	
mai/09	1,19	32,27555987	
jul/09	2,34	38,90927917	
nov/09	2,53	39,67515538	
mar/10	0,59	25,39277181	
mai/10	1,07	31,23277458	
jul/10	0,3	18,75765513	
set/10	2,41	39,19844656	
nov/10	1,69	35,71677924	

jan/11	1,15	31,94013142	
mai/11	0,3	18,75765513	
jul/11	1,78	36,22578641	
nov/11	2,92	41,08160608	
jan/12	4,28	44,83277458	
mai/12	0,3	18,75765513	
jul/12	1,73	35,94627102	
nov/12	1,53	34,74103641	

Anexo III - Planilha com os dados para aplicação do método do IET de Carlson (IET Médio)

Tempo	IET médio	Classificação
jan/00	42,56208147	
mar/00	38,96731362	
mai/00	39,61069461	
jul/00	41,1427167	
set/00	54,1299213	
nov/00	55,5498002	
jan/01	38,18116123	
mar/01	40,398222	
mai/01	38,47944711	
jul/01	54,28252962	
set/01	40,3084056	
nov/01	48,64098775	
jan/02	39,29779554	
jul/02	41,59956711	
jan/03	50,60333145	
jul/03	43,67208692	
jul/04	41,63290461	
jan/05	42,69779554	
jul/05	38,73837392	
jan/06	43,30482519	
jul/06	49,32210019	
jan/07	48,20920759	
jul/07	60,32739404	
jan/08	48,01069461	
jul/08	38,32651003	
jan/09	39,08775647	
mai/09	46,67235595	
jul/09	48,8772535	
nov/09	41,3353791	
mar/10	34,19418731	
mai/10	37,1141887	
jul/10	30,87662897	
set/10	47,70666516	
nov/10	39,35619103	
jan/11	37,46786712	
mai/11	25,87662897	
jul/11	42,53550712	
nov/11	34,46573858	
jan/12	36,34132284	
mai/12	23,30376311	
jul/12	31,89807106	
nov/12	31,29545375	

Anexo IV - Planilha com os dados para aplicação do IET de Lamparelli (fósforo)

Escala de Trofia		
Ultraoligotrófico		Menor que 47
Oligotrófico		47-52
Mesotrófico		52-59
Eutrófico		59-63
Supereutrófico		63-67
Hipereutrófico		Maior que 67

Tempo	Fósforo (mg/L)	IET de Lamparelli
jan/00	0,025	61,804196
mar/00	0,03	62,9089405
mai/00	0,02	60,452098
jul/00	0,03	62,9089405
set/00	0,11	70,7817108
nov/00	0,11	70,7817108
jan/01	0,02	60,452098
mar/01	0,02	60,452098
mai/01	0,04	64,652098
jul/01	0,09	69,565783
set/01	0,021	60,74773318
nov/01	0,03	62,9089405
jan/02	0,02	60,452098
mar/02	0,02	60,452098
mai/02	0,04	64,652098
jul/02	0,02	60,452098
set/02	0,03	62,9089405
nov/02	0,1	70,204196
jan/03	0,03	62,9089405
mar/03	0,03	62,9089405
mai/03	0,05	66,004196
jul/03	0,04	64,652098
set/03	0,06	67,1089405
nov/03	0,14	72,24298867
jan/04	0,02	60,452098
mar/04	0,02	60,452098
mai/04	0,02	60,452098
jul/04	0,04	64,652098
set/04	0,02	60,452098
nov/04	0,07	68,04298867
jan/05	0,02	60,452098
mar/05	0,02	60,452098
mai/05	0,05	66,004196

jul/05	0,02	60,452098
set/05	0,03	62,9089405
nov/05	0,02	60,452098
jan/06	0,02	60,452098
mar/06	0,02	60,452098
mai/06	0,02	60,452098
jul/06	0,05	66,004196
set/06	0,04	64,652098
nov/06	0,08	68,852098
jan/07	0,05	66,004196
mar/07	0,02	60,452098
mai/07	0,09	69,565783
jul/07	0,38	78,29339355
set/07	0,02	60,452098
nov/07	0,02	60,452098
jan/08	0,04	64,652098
mar/08	0,02	60,452098
mai/08	0,04	64,652098
jul/08	0,02	60,452098
set/08	0,02	60,452098
nov/08	0,02	60,452098
jan/09	0,02	60,452098
mar/09	0,02	60,452098
mai/09	0,07	68,04298867
jul/09	0,06	67,1089405
set/09	0,02	60,452098
nov/09	0,02	60,452098
jan/10	0,02	60,452098
mar/10	0,02	60,452098
mai/10	0,02	60,452098
jul/10	0,02	60,452098
set/10	0,05	66,004196
nov/10	0,02	60,452098
jan/11	0,02	60,452098
mar/11	0,01	56,252098
mai/11	0,01	56,252098
jul/11	0,03	62,9089405
set/11	0,011	56,8296128
nov/11	0,007	54,09089067
jan/12	0,007	54,09089067
mar/12	0,007	54,09089067
mai/12	0,007	54,09089067
jul/12	0,007	54,09089067
set/12	0,007	54,09089067
nov/12	0,007	54,09089067

Anexo V - Planilha com os dados para aplicação do IET de Lamparelli (clorofila *a*)

Escala de Trofia		
Ultraoligotrófico		Menor que 47
Oligotrófico		47-52
Mesotrófico		52-59
Eutrófico		59-63
Supereutrófico		63-67
Hipereutrófico		Maior que 67

Tempo	Clorofila a	IET de Lamparelli
jan/00	2,34	54,970129
mar/00	0,86	50,06018912
mai/00	1,78	53,62838262
jul/00	1,34	52,2355922
set/00	2,8	55,85045121
nov/00	3,74	57,27033012
jan/01	1,33	52,19884924
mar/01	2,09	54,41591
mai/01	0,51	47,49713512
jul/01	3,88	57,45059262
set/01	1,91	53,97414697
nov/01	6,18	59,73386325
jan/02	1,63	53,19656468
jul/02	2,67	55,61725512
jan/03	9,22	61,69620695
jul/03	1,47	52,68977493
jul/04	0,97	50,65059262
jan/05	3,34	56,71548355
jul/05	1,49	52,75606192
jan/06	3,78	57,3225132
jul/06	3,35	56,73014772
jan/07	2,67	55,61725512
jul/07	1,6	53,10544448
jan/08	3,56	57,02838262
jul/08	1,37	52,34419804
jan/09	1,6	53,10544448
mai/09	1,19	51,65326935
jul/09	2,34	54,970129
nov/09	2,53	55,35306711
mar/10	0,59	48,21187532
mai/10	1,07	51,13187671
jul/10	0,3	44,89431698
set/10	2,41	55,1147127

nov/10	1,69	53,37387904
jan/11	1,15	51,48555513
mai/11	0,3	44,89431698
jul/11	1,78	53,62838262
nov/11	2,92	56,05629245
jan/12	4,28	57,93187671
mai/12	0,3	44,89431698
jul/12	1,73	53,48862493
nov/12	1,53	52,88600762

Anexo VI - Planilha com os dados para aplicação do TSI-tsr (fósforo)

Escala de Trofia		
Ultraoligotrófico		≤ 51.1
Oligotrófico		51,2 - 53,1
Mesotrófico		53,2 - 55,7
Eutrófico		55,8 - 58,1
Supereutrófico		58,2 - 59,0
Hipereutrófico		≥ 59,1

Tempo	Fósforo (mg/L)	TSI_TSR Fósforo	Classificação
jan/00	0,025	53,64975721	
mar/00	0,03	54,3767054	
mai/00	0,02	52,76004454	
jul/00	0,03	54,3767054	
set/00	0,11	59,5571757	
nov/00	0,11	59,5571757	
jan/01	0,02	52,76004454	
mar/01	0,02	52,76004454	
mai/01	0,04	55,52374454	
jul/01	0,09	58,75706626	
set/01	0,021	52,95457952	
nov/01	0,03	54,3767054	
jan/02	0,02	52,76004454	
mar/02	0,02	52,76004454	
mai/02	0,04	55,52374454	
jul/02	0,02	52,76004454	
set/02	0,03	54,3767054	
nov/02	0,1	59,17715721	
jan/03	0,03	54,3767054	
mar/03	0,03	54,3767054	
mai/03	0,05	56,41345721	
jul/03	0,04	55,52374454	
set/03	0,06	57,1404054	
nov/03	0,14	60,51873134	
jan/04	0,02	52,76004454	
mar/04	0,02	52,76004454	
mai/04	0,02	52,76004454	
jul/04	0,04	55,52374454	
set/04	0,02	52,76004454	
nov/04	0,07	57,75503134	
jan/05	0,02	52,76004454	
mar/05	0,02	52,76004454	
mai/05	0,05	56,41345721	

jul/05	0,02	52,76004454
set/05	0,03	54,3767054
nov/05	0,02	52,76004454
jan/06	0,02	52,76004454
mar/06	0,02	52,76004454
mai/06	0,02	52,76004454
jul/06	0,05	56,41345721
set/06	0,04	55,52374454
nov/06	0,08	58,28744454
jan/07	0,05	56,41345721
mar/07	0,02	52,76004454
mai/07	0,09	58,75706626
jul/07	0,38	64,50004181
set/07	0,02	52,76004454
nov/07	0,02	52,76004454
jan/08	0,04	55,52374454
mar/08	0,02	52,76004454
mai/08	0,04	55,52374454
jul/08	0,02	52,76004454
set/08	0,02	52,76004454
nov/08	0,02	52,76004454
jan/09	0,02	52,76004454
mar/09	0,02	52,76004454
mai/09	0,07	57,75503134
jul/09	0,06	57,1404054
set/09	0,02	52,76004454
nov/09	0,02	52,76004454
jan/10	0,02	52,76004454
mar/10	0,02	52,76004454
mai/10	0,02	52,76004454
jul/10	0,02	52,76004454
set/10	0,05	56,41345721
nov/10	0,02	52,76004454
jan/11	0,02	52,76004454
mar/11	0,01	49,99634454
mai/11	0,01	49,99634454
jul/11	0,03	54,3767054
set/11	0,011	50,37636303
nov/11	0,007	48,57421866
jan/12	0,007	48,57421866
mar/12	0,007	48,57421866
mai/12	0,007	48,57421866
jul/12	0,007	48,57421866
set/12	0,007	48,57421866
nov/12	0,007	48,57421866

Anexo VII - Planilha com os dados para aplicação do TSI-tsr (clorofila *a*)

Escala de Trofia		
Ultraoligotrófico		≤ 51.1
Oligotrófico		51,2 - 53,1
Mesotrófico		53,2 - 55,7
Eutrófico		55,8 - 58,1
Supereutrófico		58,2 - 59,0
Hipereutrófico		≥ 59,1

Data	Clorofila a	TSI_TSR Clorofila a	Classificação
jan/00	2,34	50,92978946	
mar/00	0,86	47,30221034	
mai/00	1,78	49,93847566	
jul/00	1,34	48,90944933	
set/00	2,8	51,58019222	
nov/00	3,74	52,62923216	
jan/01	1,33	48,88230276	
mar/01	2,09	50,52031942	
mai/01	0,51	45,40856574	
jul/01	3,88	52,76241434	
set/01	1,91	50,1939345	
nov/01	6,18	54,44934841	
jan/02	1,67	49,70729846	
jul/02	2,67	51,40790146	
jan/03	9,22	55,89917411	
jul/03	1,47	49,24501021	
jul/04	0,97	47,73841434	
jan/05	3,34	52,21929846	
jul/05	1,49	49,2939846	
jan/06	3,78	52,66778625	
jul/06	3,35	52,2301327	
jan/07	2,67	51,40790146	
jul/07	1,6	49,55211666	
jan/08	3,56	52,45047566	
jul/08	1,37	48,98968987	
jan/09	1,6	49,55211666	
mai/09	1,19	48,4792155	
jul/09	2,34	50,92978946	
nov/09	2,53	51,21271314	
mar/10	0,59	45,93663262	
mai/10	1,07	48,09399835	
jul/10	0,3	43,48554246	
set/10	2,41	51,03661129	
nov/10	1,69	49,75044242	

jan/11	1,15	48,35530429
mai/11	0,3	43,48554246
jul/11	1,78	49,93847566
nov/11	2,92	51,73227257
jan/12	4,28	53,11799835
mai/12	0,3	43,48554246
jul/12	1,73	49,83521939
nov/12	1,53	49,38999154