



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
Centro de Ciências Agrárias
Departamento de Solos e Engenharia Rural
Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo

**ESTADOS ALTERNATIVOS DE EQUILÍBRIO EM DOIS LAGOS RASOS DA
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MAMANGUAPE E RELAÇÃO COM O USO E
COBERTURA DO SOLO**

Rafael Machado de Araújo Alves

AREIA, PB
ABRIL - 2016

RAFAEL MACHADO DE ARAÚJO ALVES

**ESTADOS ALTERNATIVOS DE EQUILIBRIO EM DOIS LAGOS RASOS DA
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MAMANGUAPE E RELAÇÃO COM O USO E
COBERTURA DO SOLO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para obtenção do título de “Mestre em Ciência do Solo”. Área de Concentração: Ciclos Biogeoquímicos em Agrossistemas Familiares.

Orientador (a): Prof^ª. Dr^ª. Luciana Gomes Barbosa

AREIA, PB
ABRIL - 2016

*Ficha Catalográfica Elaborada na Seção de Processos Técnicos da
Biblioteca Setorial do CCA, UFPB, Campus II, Areia – PB.*

A474e *Alves, Rafael Machado de Araújo.*

Estados alternativos de equilíbrio em dois lagos rasos da bacia hidrográfica do Rio Mamanguape e relação com o uso e cobertura do solo / Rafael Machado de Araújo Alves. - Areia: UFPB/CCA, 2016.
viii, 28 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Centro de Ciências Agrárias.
Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2016.

Bibliografia.

Orientador: Luciana Gomes Barbosa.

1. Solo – Lagos rasos 2. Uso do solo – Eutrofização 3. Cobertura do solo – Fitoplâncton I. Barbosa, Luciana Gomes (Orientador) II. Título.

UFPB/CCA

CDU: 631.4(043.3)

RAFAEL MACHADO DE ARAÚJO ALVES

**ESTADOS ALTERNATIVOS DE EQUILIBRIO EM DOIS LAGOS RASOS DA
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MAMANGUAPE E RELAÇÃO COM O USO E
OCUPAÇÃO DO SOLO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para obtenção do título de “Mestre em Ciência do Solo”. Área de Concentração: Ciclos Biogeoquímicos em Agrossistemas Familiares.

Aprovada em 28 / 04 / 2016

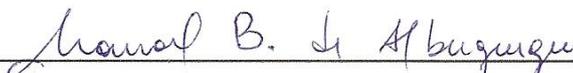
BANCA EXAMINADORA



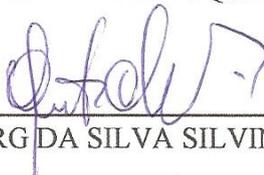
Prof^ª. Dr^ª. LUCIANA GOMES BARBOSA - (DFCA/UFPB)



Prof^º. Dr^º. ÊNIO WOCYLI DANTAS - (CCBSA/UEPB)



Prof^º. Dr^º. MANOEL BANDEIRA DE ALBUQUERQUE - (DFCA/UFPB)



Prof^º. Dr^º. GUTTEMBERG DA SILVA SILVINO - (DSER/UFPB)

Ademário Félix de Araújo (*In memoriam*)

☆ 27/12/1919

† 12/04/2016

Dedico.

AGRADECIMENTO

Seguem aqui meus sinceros agradecimentos:

A Deus, que me ajudou a vencer os obstáculos mais complicados. Aos meus queridos pais Amilson de Oliveira Alves e Silvanna Lígia Machado de Araújo, que sempre me apoiaram incondicionalmente, em todos os momentos. A minha esposa Vanessa Medeiros Lira Machado pelas conversas e apoio em momentos difíceis. Aos meus tios Heloisa Helena de Araújo Barros e José da Rocha Barros que me apoiaram e apoiam muito na minha caminhada acadêmica e pessoal.

A Prof^a. Dr^a. Luciana Gomes Barbosa, pela confiança, orientação, ensinamentos, incentivos, amizade, além da disposição para ensinar fundamentos essenciais para a especialização de um pesquisador.

A Prof^a. Dr^a. Célia Cristina Clemente Machado pela ajuda e contribuições valiosas para o desenvolvimento do trabalho.

Aos Prof^a. Dr^a. Naysa Flávia Ferreira do Nascimento e Prof. Dr. Helder Farias Pereira de Araújo pela orientação em conhecimentos estatísticos.

Aos demais professores que tive o prazer de ser aluno durante todo Mestrado que contribuíram com valiosos ensinamentos.

Aos amigos que conquistei no PPGCS, especialmente os “Brocoiós”, por todos os momentos especiais que partilhamos durante essa jornada.

À Equipe de trabalho do NULIBA (Núcleo de Limnologia em Brejos de Altitude) e nossa parceira, Dona Betânia Felix do Nascimento, que contribuíram muito para a realização desse estudo.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. HIPÓTESES	2
3. OBJETIVO GERAL	3
4. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
5. REFERENCIAL TEÓRICO	3
6. MATERIAL E MÉTODOS	6
6.1. Área de Estudo	6
6.2. Amostragens	7
6.3. Análise do fósforo e obtenção do índice de estado trófico	8
6.4. Uso e Cobertura do Solo	9
6.5. Macrófitas: amostragem e análise	10
6.6. Fitoplâncton	11
6.7. Análise estatística	11
7. RESULTADOS E DISCUSSÃO	12
8. CONCLUSÃO	21
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	22

LISTA DE TABELAS

TABELA 1.	Localização e características dos lagos estudados.....	6
TABELA 2.	Crítérios para classificação do índice de estado trófico (IET).....	8
TABELA 3.	Valores precipitação mensal (mm) nos dois lagos.....	12
TABELA 4.	Áreas mapeadas para as classes de Uso e Cobertura do Solo dos lagos	13
TABELA 5.	Proporção de variância (%) e proporção acumulada (%) entre as variáveis abióticas dos lagos do Paó e Santa Lúcia e dois primeiros eixos de ordenação na ACP.....	16
TABELA 6.	Valores das variáveis bióticas e de fósforo nos lagos do Paó e Santa Lúcia.....	19
TABELA 7.	Valores calculados através da análise de rota mostrando os efeitos diretos e indiretos das variáveis bióticas e abióticas nos lagos Santa Lúcia e Paó.....	20

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1.	Mapa de localização dos lagos do Paó e Santa Lúcia.....	7
FIGURA 2.	Chave de interpretação elaborada para subsidiar a interpretação visual das imagens e posterior classificação.....	9
FIGURA 3.	Fluxograma metodológico do mapeamento do uso e cobertura do solo..	10
FIGURA 4.	Mapa do Uso e Cobertura do Solo do Lago do Paó.....	13
FIGURA 5.	Mapa do Uso e Cobertura do Solo do Lago Santa Lúcia.....	14
FIGURA 6.	Valores do IET para fósforo total (A) e valores da precipitação em milímetros (B) nos lagos Santa Lúcia e Paó.....	15
FIGURA 7.	Análise de Componentes Principais. Z_{EU} = Zona Eufótica; K = Coeficiente de Atenuação de Luz; Tágua = Temperatura da água; Redox; Cond = Condutividade Elétrica; Ptágua = Fósforo Total na água; Ptsed = Fósforo Total no Sedimento; LP = Lagoa do Paó; SL = Santa Lúcia; 1 a 6 representam os meses Janeiro a Junho respectivamente.....	17
FIGURA 8.	Diagrama das rotas que ilustra os efeitos diretos nas relações das variáveis abióticas e bióticas nos lagos Santa Lúcia (A) e Paó (B). Ao lado dos caminhos são dados os valores dos coeficientes. Linhas azuis são efeitos positivos e linhas vermelhas efeitos negativos. Linhas mais grossas indicam efeitos mais significativos.....	21

RESUMO

RAFAEL MACHADO DE ARAÚJO ALVES. **Estados alternativos de equilíbrio em dois lagos rasos da bacia hidrográfica do rio Mamanguape e relação com o uso e ocupação do solo.** Areia – PB, Centro de Ciências Agrárias, UFPB, abril de 2016. 28p. il. Dissertação. Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo. Orientador(a): Prof^a. Dr^a. Luciana Gomes Barbosa

Os lagos rasos constituem ecossistemas suscetíveis a múltiplos impactos, entre eles a eutrofização, muitas vezes artificial, associada ao crescimento populacional e industrial desordenado. O trabalho possui como objetivos a i) caracterizar a relação do uso e cobertura do solo com os estados de águas claras e turbidas em dois lagos na Bacia do Mamanguape e a ii) avaliar os efeitos (diretos e indiretos) das variáveis abióticas sobre percentual valor de infestação de macrófitas (PVI) e biomassa de fitoplâncton nos lagos do Paó e Santa Lúcia. Foram realizadas coletas mensais entre janeiro e junho de 2015, das variáveis bióticas e abióticas, em três pontos de amostragem em cada lago. O uso e cobertura do solo foram determinados através de imagens de satélites e técnica de interpretação visual. Para avaliar os efeitos diretos e indiretos entre as variáveis bióticas e abióticas em Santa Lúcia e o Paó, nós usamos uma análise de trilha, modelo de mínimos quadrados parciais (PLS-PM). O lago Paó manteve-se eutrófico e com baixa transparência ao contrário de Santa Lúcia, oligotrófica e de águas claras durante todo período. O estado avançado de eutrofização do Paó está associado à elevada contribuição de fontes difusas de esgoto, sendo 37,63% de sua área marginal classificada como urbana/construída, diferente do Lago Santa Lúcia, no qual essa classe ocupa apenas 2,43%. Os lagos possuem estados alternativos distintos, Santa Lúcia com águas claras e presença de macrófitas submersas e o Paó com águas turbidas e presença de cianobactérias. O modelo apresentou, em Santa Lúcia, como a variável de maior influencia direta no PVI e biomassa de fitoplâncton o fósforo total na água seguido do fósforo total do sedimento. No Paó destacamos o efeito direto do fósforo total da água na biomassa de fitoplâncton, seguido do efeito da precipitação e velocidade do vento sobre a zona eufótica e fósforo total no sedimento, corroborando o resultado encontrado, onde existe mais fósforo disponível na coluna d'água ($181,83 \mu\text{g.L}^{-1}$) que no sedimento ($39,47 \mu\text{g.g}^{-1}$). Estes modelos se na geração de novas hipóteses sobre os ambientes. Medidas de preservação e qualidade na gestão são necessários a fim de preservar os recursos hídricos.

Palavras-chave: Análise de trilha, eutrofização, macrófitas submersas, fitoplâncton.

ABSTRACT

RAFAEL MACHADO DE ARAUJO ALVES. **Alternative states of equilibrium in two shallow lakes in the watershed of Mamanguape river and relationship with the land use and occupation.** Areia - PB, Agrarian Sciences Center, UFPB, April 2016. 28. P.il. Dissertation. Postgraduate Program in Soil Science. Advisor (a): Prof. Dr. Luciana Gomes Barbosa

The shallow lakes are susceptible to multiple impacts ecosystems, including eutrophication, often artificial, linked to population and industrial growth disorderly. The work has as i) objectives to characterize the relationship of land use and land cover with the clear waters of states and turbid in two lakes in Mamanguape Basin and ii) evaluate the effects (direct and indirect) of the abiotic variables on percentage of infestation of weeds (PVI) and biomass of phytoplankton in lakes bread and Saint Lucia. Monthly collections were carried out between January and June 2015, the biotic and abiotic variables in three sampling points in each lake. The use and land cover were determined by satellite images and visual interpretation technique. To assess the direct and indirect effects of biotic and abiotic variables in Saint Lucia and bread, we use a path analysis, partial least squares model (PLS-PM). The PAO lake remained eutrophic and low transparency as opposed to Saint Lucia, oligotrophic and clear water throughout the period. The advanced state pao eutrophication is associated with high contribution of diffuse sources of sewage, with 37.63% of its marginal area classified as urban / built, different from Lake St Lucia, in which this class occupies only 2.43%. The lakes have different alternative states, Saint Lucia with clear water and the presence of submersed aquatic and bread with turbid waters and the presence of cyanobacteria. The model presented in Saint Lucia, as the most direct influence variable in PVI and biomass of phytoplankton total phosphorus in the water followed by the total sediment phosphorus. In PAO highlight the direct effect of total phosphorus in the water phytoplankton biomass, followed by the effect of precipitation and wind speed on the photic zone and total phosphorus in the sediment, corroborating the results found, where there is more phosphorus available in the water column ($181.83 \mu\text{g.L}^{-1}$) in the sediment ($39,47 \mu\text{g.g}^{-1}$). These models are the generation of new hypotheses about the environments. Conservation measures and quality management are needed to preserve water resources.

Keywords: Path analysis, eutrophication, submerged macrophytes, phytoplankton.

1. INTRODUÇÃO

A qualidade da água em bacias hidrográficas e suas áreas de influência resultam de vários fatores, como geomórficos, climáticos, hidrológicos e biológicos, sendo o tipo de uso e o manejo do solo determinantes dessa qualidade (Hunsaker et al., 1998).

A relação entre o uso e cobertura do solo com qualidade da água já é bastante conhecida na literatura. Devido à intervenção de muitos fatores e característica dinâmica, sempre é difícil uma determinação quantitativa e elusiva, por isso a maioria dos estudos são empíricos, relacionando o tipo de uso, manejo, cobertura e ocupação do solo com a qualidade da água. (May et al., 1999; Ometo et al., 2000; Rhodes et al., 2001; Roy et al., 2003). A maioria dos estudos mostra um decréscimo da qualidade da água com aumento do uso e ocupação do solo.

Pequenos lagos e lagoas (0,1 – 10 ha) e milhões de corpos d'água menores que 100 ha representam a maior parte de área lacustre do planeta (Meerhoff e Jeppesen, 2010). A maioria dos lagos rasos apresentam, em seu estado prístino, águas claras e alta riqueza taxonômica de macrófitas aquáticas (Scheffer, 1998), notadamente mais vulneráveis a ação humana do que os profundos (Naselli-Flores et al., 2003).

Tais ecossistemas são geralmente associados com áreas de planície, principalmente em associação com as mudanças sazonais dos regimes hidrológicos de rios ou períodos de cheia (Meerhoff e Jeppesen, 2010). A maioria dos lagos brasileiros formados pela atividade geológica de sua enorme rede hidrográfica são ambientes pequenos e rasos (Esteves, 2011).

A pequena área superficial e o volume de água reduzido desses ecossistemas favorecem a absorção de grandes quantidades de nutrientes e contaminantes, resultando na aceleração do processo de eutrofização e perda de qualidade ecológica do ecossistema com desaparecimento das macrófitas submersas. Lagos rasos, no estado de águas claras com extensa cobertura de macrófitas submersas podem ser degradados pela excessiva entrada de nutrientes provenientes de efluentes de esgotos, agricultura, ou ações internas causada pela ictiofauna (Hansel-Welch, 2003).

Estudos teóricos baseados em modelos ecológicos simples, na década de 70, levantaram a hipótese que ecossistemas poderiam mudar abruptamente para um estado estável alternativo diferente do original (May, 1977). A mudança para outro estado de equilíbrio depende tanto da força de perturbação, como do tamanho da base de atração, que

implica na resiliência ou máxima perturbação absorvida pelo ecossistema que pode ser tomada, sem causar uma troca para outro estado estável (Scheffer, 1998).

O uso de modelos está cada vez mais comum para o entendimento de sistemas naturais, além de servir como instrumentos de planejamento (Cristofolletti, 2000), tornando-se uma importante ferramenta para fornecer suporte para políticas, gestão e manejo dos recursos hídricos (Prado & Novo, 2015). Os modelos em ambientes aquáticos são complexos, pois a dinâmica e estrutura de cada reservatório aumenta sua especificidade, o que dificulta o uso em diferentes escalas temporais e espaciais. Modelos como “CHARISMA”, apesar de não ser preditivos, mas apresentam uma base para geração de hipóteses, com resultados que demonstram que macrófitas submersas reforçam o estado de águas claras (Van Nes et al., 2003).

As macrófitas aquáticas submersas podem atuar na estabilização do estado de águas claras dos lagos rasos através da liberação de substâncias alelopáticas que reduzem a biomassa fitoplânctônica (Mulderij et al., 2006), destacando-se a ação deste “controle” sobre cianobactérias potencialmente tóxicas. Dessa forma, a presença de macrófitas submersas além de evitar ressuspensão de sedimentos, evita a disponibilidade de nutrientes na coluna d’água e conseqüentemente a turbidez, além de promover um refúgio para pequenos animais (Scheffer, 1998).

Uma das principais causas da queda da qualidade dos recursos hídricos é a eutrofização, gerada pelo aumento crescente de cargas poluidoras constituídas por compostos polifosfatados e nitrogenados, que pode intensificar ou gerar a proliferação de cianobactérias (Oliveira-Bittencourt e Molica, 2003). Estes nutrientes são decorrentes dos diferentes usos dos solos nas bacias hidrográficas. Nesse cenário, uma das principais conseqüências é o desaparecimento de macrófitas submersas e mudança no estado de equilíbrio do ecossistema de águas claras, oligotróficas (dominado pela vegetação aquática submersa) para estado de águas túrbidas, eutrofizadas e dominadas por cianobactérias (Scheffer et al., 1993; Scheffer, 1998; Meerhoff e Jeppesen, 2010).

2. HIPÓTESES

- Diferenças no uso e ocupação do solo determinam diferenças nas concentrações de fósforo, transparência e, conseqüentemente nos estados de equilíbrio. Predição: Reservatórios com maior proporção de áreas urbanizadas apresentam maiores concentrações de fósforo e menor Z_{EU} , associando-se ao estado de águas túrbidas.

- A comunidade de macrófitas mantém o ecossistema no estado de águas claras, com baixas concentrações de fósforo.

3. OBJETIVO GERAL

Caracterizar a relação do uso e cobertura do solo com os estados de águas claras e turbidas bem como avaliar os efeitos (diretos e indiretos) das variáveis abióticas sobre PVI e biomassa de fitoplâncton em dois lagos da bacia do Rio Mamanguape.

4. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Relacionar o uso e cobertura do solo com índice de estado trófico dos reservatórios;
- Caracterizar estados alternativos em ecossistemas rasos e analisar os efeitos das variáveis abióticas sobre as bióticas.

5. REFERENCIAL TEÓRICO

Embora a água seja um recurso renovável, sua qualidade pode ser deteriorada durante seu ciclo, tornando-a inviável para o uso. Os recursos hídricos representam um grande recurso ecológico, econômico e social para uma região (Barboza, 2010), e qualquer alteração do meio natural que cause modificações químicas, físicas e biológicas pode ser entendida como degradação deste recurso (Hernandez, 2007).

Os impactos ambientais promovem uma crescente demanda por planejamento preocupação do manejo dos reservatórios e das bacias hidrográficas (Nascimento e Vilaça, 2008), cuja perda de qualidade pode ser acelerada por ação antrópica (Vilaça et al., 2009), evidenciando o aumento de áreas impermeáveis (Sánchez, 2003). O uso e ocupação desordenados das áreas ciliares associado ao uso indevido dos recursos são os principais problemas ligados à degradação destes ambientes, causando o mínimo de conservação dos mesmos (Barboza, 2010).

Dessa forma, vários fatores externos afetam a qualidade da água, tanto naturais quanto antrópicos, entre esses o uso inadequado do solo, uso de agrotóxicos, desmatamento, processos erosivos, crescimento populacional, uso de áreas conflitantes (Araújo, 2007), alteração da cobertura vegetal, lançamento de esgotos sem tratamento e urbanização sem planejamento (Tundisi, 2003).

Além do preparo precoce do solo, deixando-o exposto aos fatores climáticos e a erosão, a exploração agrícola sem adoção de práticas conservacionistas, o cultivo em áreas de preservação permanente levam a alterações físicas e químicas do solo (Candido, 2008) e uma grande fonte pontual de nutrientes para ecossistemas aquáticos, principalmente de fósforo. O fósforo muito utilizado e essencial na agropecuária pode ser transportado por enxurradas para os ambientes aquáticos, sendo o principal componente desencadeador do processo de eutrofização (Sharpley et al., 1999).

A grande maioria dos rios e ambientes aquáticos que atravessam as cidades brasileiras apresenta péssima qualidade de água, devido à ausência de esgoto e lançamento dos rejeitos sem tratamento nos ambientes aquáticos (Tucci, 2007). Algumas cidades coletam o esgoto mais não possuem estação de tratamento adequada e em alguns casos a própria população faz ligações clandestinas (Tucci, 2007). A composição dos esgotos domésticos é de aproximadamente 99,9% de água e a fração restante inclui sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como microrganismos (Von Sperling, 1996).

O aumento da concentração de nitrogênio total, cloretos e pesticidas no escoamento, à medida que a urbanização aumenta nas bacias é uma resposta ao processo de ocupação desordenado das bacias (Riemann et al., 2004). Alguns estudos indicam que fontes pontuais e não pontuais de poluição precisam ser controladas para reduzir a carga afluyente para os reservatórios, como forma de garantir a qualidade da água (Xavier, 2005). As maiores fontes não pontuais de nutrientes para os ecossistemas aquáticos estão associadas às áreas agrícolas, principalmente aquelas onde não existem práticas conservacionistas de uso do solo (Xavier, 2005).

O fósforo encontrado no esgoto está principalmente na forma de ortofosfato, disponível para os organismos aquáticos (Harper, 1992), sendo as principais fontes desse ortofosfato nos esgotos detergentes e sabões (Esteves, 2011). Os lagos considerados rasos são reconhecidamente vulneráveis a interferências antropogênicas devido a baixa profundidade, com ressuspensão constante do sedimento e conseqüente redução das concentrações de oxigênio dissolvido e zona eufótica (“zona de luz”), constituindo um dos mais frágeis ecossistemas existentes (Barbier et al., 1997). Além disto, a pequena área

superficial e volume de água não favorecem a autodepuração mediante as grandes descargas de nutrientes e contaminantes, resultando na aceleração do processo de eutrofização e perda de qualidade ecológica do sistema.

Quando temos teorias bem desenvolvidas, a aplicação de modelos é um método bastante útil para investigar a resposta dos ecossistemas, servindo como instrumentos de planejamento, através de uma simples projeção ou tendência para vários sistemas em diversas escalas contribuindo para a tomada de decisões para manejo e gestão (Cristofolletti, 2000). A modelagem em ambientes aquáticos é importante para ajudar a compreender e gerar hipóteses nesses sistemas. (Van Nes et al., 2003).

A preocupação, portanto, com os ambientes aquáticos rasos é justificada não apenas pela dominância desses sistemas em escala mundial (Chen et al., 2005) e pelos serviços ambientais que oferecem, mas também pelo fato de o processo de eutrofização nesses ambientes ser catastrófico, em função da intensa interação entre o sedimento e a coluna d'água (Scheffer e Carpenter, 2003), onde a transparência, em particular, pode ser uma das grandes medidas utilizadas para avaliar o sucesso das ações de restauração. Essa variável constitui um fator-chave para as mudanças de estados de equilíbrio nos ecossistemas rasos (Scheffer et al., 1993).

A mudança de um estado de águas claras com presença de macrófitas para um estado de águas turbas dominado por florações de fitoplâncton, ocorre de forma não-linear quando o nível crítico de eutrofização do ambiente é atingido, podendo retornar ao estado original pela diminuição desta disponibilidade de nutrientes (Scheffer et al., 1998).

A escassez de recursos hídricos e sua gestão precária é um dos grandes desafios para o desenvolvimento regional na região semiárida nordestina, caracterizada por recorrentes secas relacionadas ao fenômeno “El Niño” (Hauschild e Döll, 2000). A região Nordeste onde se insere o estado da Paraíba é classificada como “muito crítica” em relação à disponibilidade de águas superficiais no território brasileiro, ocupada por cerca de 10% da população brasileira ocupa o terceiro lugar de maior demanda, apresentando uma relação de demanda/disponibilidade de 186,81% (Sidagis e Abe, 2010).

6. MATERIAL E MÉTODOS

6.1. Área de estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Mamanguape, situado no estado da Paraíba, região Nordeste do Brasil, é o terceiro maior curso d'água do estado, situa-se no extremo leste, possui 30 municípios e ocupa uma área de 3.522,69 km². Está localizada entre as latitudes 6° 36' 49'' – 7° 11' 08'' S e longitudes 34° 54' 42'' – 35° 57' 51'' O; (PERH, 2006) (Figura 1). A bacia está inserida nas mesorregiões da Zona da Mata e Agreste paraibano; de acordo com o IBGE (2007) a população residente estimada foi de 457.905 habitantes. Possui um clima que varia de acordo com o relevo, apresentando predomínio do clima tropical úmido. O lago do Paó situa-se no município de Alagoa Grande e o lago Santa Lúcia no município de Araçagi ambos na mesorregião do agreste paraibano (Tabela 1), pela classificação de Köppen, o clima é As' (quente e úmido com chuvas no período de outono-inverno), com precipitação estimada em 700 mm/ano, na região as principais formas de uso da terra são a pecuária extensiva (bovinocultura de corte) e as lavouras de subsistência. (IBGE, 2007).

Tabela 1. Localização e características dos lagos estudados

Nome	Coordenadas	Estado de equilíbrio/Condições ambientais
Santa Lúcia	S 06°50'14.2'' W 35° 19'51.4''	Estado de águas claras/ <i>Nitella cernua</i> A.Braun.
Lagoa do Paó	S 07°02'31.8'' W 35°37'50.8''	Estado de águas túrbidas/Dominância de Cianobactérias

Fonte: Pesquisa de campo, 2014

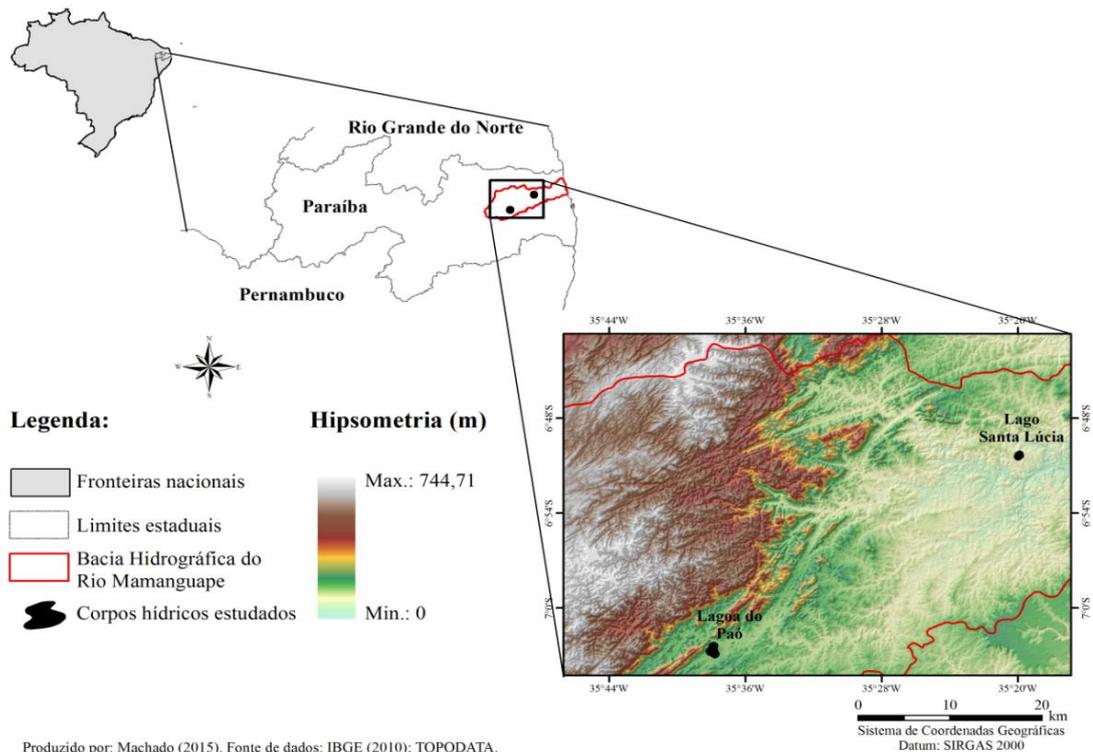


Figura 1. Mapa de localização dos lagos do Paó e Santa Lúcia.

6.2. Amostragens

As amostragens dos parâmetros físicos e químicos foram realizadas em três pontos em cada reservatório em intervalos mensais no período de janeiro a junho de 2015, sendo realizada uma média das variáveis abióticas das três unidades amostrais por mês. A determinação de dados como: temperatura ($^{\circ}\text{C}$), condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$), pH, oxigênio dissolvido (mg L^{-1}), turbidez e sólidos totais dissolvidos foi realizada *in situ* através de sonda multiparamétrica Digimed®, para obter a velocidade do vento (m/s) foi utilizado um anemômetro Fischer Scientific™.

A transparência da água dos corpos d'água foi calculada através da profundidade de desaparecimento visual do disco de Secchi (Z_{DS}), correspondente a 10% da luz incidente na superfície (Cole, 1994). O coeficiente de atenuação vertical da luz (k) foi calculado por meio da relação $k = 1,7 \times Z_{\text{DS}}^{-1}$ (Poole e Atkins, 1929) e a zona eufótica (Z_{EU}), empiricamente multiplicando o valor obtido pelo disco de Secchi (10% de incidência de luz) por 2,7 (Cole, 1994). Os dados de precipitação dos locais no período da pesquisa foram coletados no site da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESAs).

6.3. Análise do fósforo e obtenção do índice de estado trófico

Foram coletadas amostras simples dos primeiros três a cinco centímetros do sedimento superficial dos ambientes com o auxílio de um amostrador confeccionado em tubo de PVC rígido de 100 mm de diâmetro, sendo em seguida acondicionadas em potes de plástico e congeladas até o processamento. Em laboratório, as amostras foram descongeladas e em seguida secas a 65°C até peso constante. Após secagem, as mesmas foram destorroadas e passadas em peneira de 2 mm retirando-se o material mais grosseiro.

Para a determinação do fósforo total no sedimento foi utilizado 0,5 g da amostra, queimada em mufla a 500°C por 1 hora. Após a queima, o resíduo foi levado a digestão em solução de HCl 1 N, sendo aquecida durante 10 minutos em chapa térmica, em seguida filtrou-se e manteve-se a amostra refrigerada até o momento da determinação. Após a extração, as frações foram determinadas através do método do ácido ascórbico (APHA, 1998).

As amostras de água foram coletadas na subsuperfície dos reservatórios e preservadas congeladas. As análises de fósforo total da água foram realizadas segundo a metodologia descrita por APHA (1998) também conhecida como “método do ácido ascórbico”.

Para o cálculo do índice de estado trófico (IET) foi utilizado o índice de Carlson (1977), modificado para ambientes tropicais por Toledo Jr. *et al.* (1990) (Tabela 2), baseado nos teores de fósforo total na água. A expressão utilizada foi a seguinte:

$$IET_{PT} = 10 \{6 - [\ln(80,32 / PT) / \ln 2]\}$$

Em que:

IET_{PT} = índice de estado trófico para fósforo;

PT = concentração de fósforo total, medida à superfície da água ($\mu\text{g.l}^{-1}$).

Tabela 2. Critérios para classificação do índice de estado trófico (IET)

Critério	Estado trófico
$IET \leq 24$	Ultraoligotrófico
$24 < IET \leq 44$	Oligotrófico
$44 < IET < 54$	Mesotrófico
$54 < IET < 74$	Eutrófico
$IET > 74$	Hipereutrófico

Fonte: Toledo Jr. (1990).

6.4. Uso e cobertura do solo

O procedimento técnico metodológico do mapeamento do uso e cobertura do solo teve como base as imagens de alta resolução espacial capturadas do *Google Earth* e do *BingMaps* e a técnica de interpretação visual (Novo, 2008).

A análise visual e vetorização manual dos polígonos relativo às classes de uso e cobertura foram realizados utilizando o recurso chamado *Basemaps* e *ArcBrutile*, que são arquivos *raster* provenientes de uma fonte online (*BingMaps* e *Google Earth*) que podem ser utilizados como plano de fundo. O uso desse recurso torna o georreferenciamento das imagens dispensável, evitando erros de distorção geométrica. Uma "chave de interpretação" foi elaborada para subsidiar a interpretação visual (Figura 2).

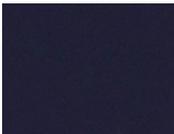
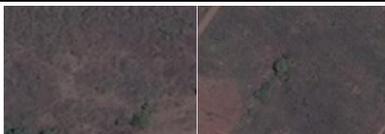
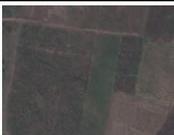
Classificação	Visualização	Tonalidade/Cor	Textura	Forma
Urbana/Área construída		Vários tons de cinza/vermelho	Lisa/Média	Regular
Solo exposto		Rosa claro	Lisa	Irregulares
Corpos hídricos		Azul escuro	Lisa	Regular/ Irregular
Vegetação arbustiva/arbórea		Verde escuro	Rugosa	Irregular
Vegetação rala/arbustiva/antropizada		Verde musgo/cinza escuro	Rugosa	Irregular
Agricultura/pasto		Verde claro/roxo claro	Lisa/Média	Regular

Figura 2. Chave de interpretação elaborada para subsidiar a interpretação visual das imagens e posterior classificação.

Inicialmente procedeu-se à delimitação de cada corpo hídrico em estudo. Posteriormente, estabeleceu-se uma área de influência (*buffer*) de 100 m, tomando por base a Lei 12.651/2012 - Código Florestal que estabelece as normas gerais à proteção da vegetação nativa, Reservas Legais e Áreas de Preservação Permanentes (APP), de acordo com a área do corpo de água e outras especificidades. Optou-se por uniformizar todos os mapeamentos de uso e cobertura do solo para 100 m nas margens dos corpos hídricos em estudo, por ser o maior valor previsto em Lei para a faixa de APP em lagos, lagoas e reservatórios. Após vetorização, todos os polígonos correspondentes à mesma classe foram fundidos (ferramenta *merge*) e sua área calculada. (Figura 3).

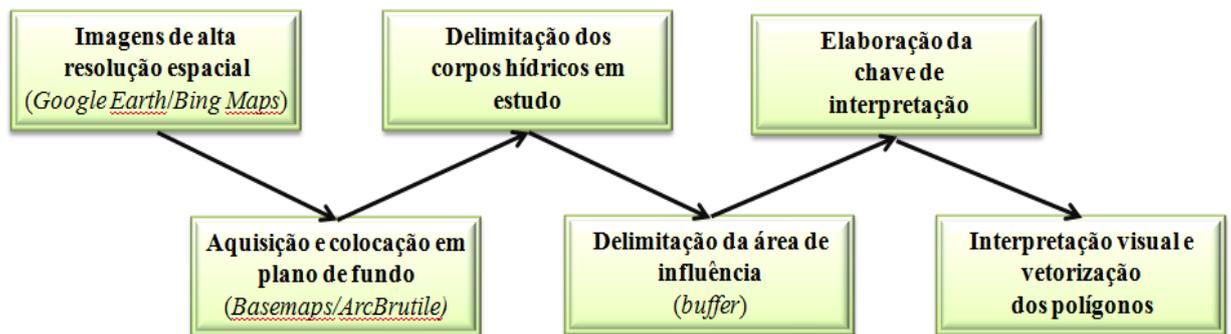


Figura 3. Fluxograma metodológico do mapeamento do uso e cobertura do solo.

6.5. Macrófitas: amostragem e análise

As amostragens foram realizadas em 3 transectos, cada transecto composto por 5 grides, demarcados de forma arbitrária, no gradiente da margem até a região pelágica dos dois ecossistemas selecionados, levando em consideração heterogeneidade ambiental e tamanho do corpo d'água.

A cobertura das macrófitas de cada espécie será estimada visualmente em porcentagem dentro de 1 m². A abundância de macrófitas submersas foi estimada através da porcentagem do volume de infestação (PVI) embaixo d'água (Canfield, 1984). O cálculo de PVI foi obtido através da seguinte equação:

$$PVI (\%) = \frac{MacC \times MacL}{D}$$

Em que:

MacC é a cobertura de macrófitas (%) de cada espécie;

MacL é o comprimento das macrófitas do sedimento para a coluna d'água (m);

D é a profundidade (m).

Uma comunidade é constante quando flutuações mínimas ocorrem em sua composição e biomassa (Reynolds, 2006), sendo esse o conceito considerado para definir as flutuações na população de macrófitas submersas.

6.6. Fitoplâncton

A quantificação do fitoplâncton foi realizada conforme Utermöhl (1958) e o tempo de sedimentação com Lund et al. (1958), que definiu 4 h para cada centímetro de altura da câmara. O biovolume ($\mu\text{m}^3 \text{mL}^{-1} \rightarrow \text{mm}^3 \text{L}^{-1}$) de cada espécie foi calculado tomando como base o(s) sólido(s) geométrico(s) que mais se aproximasse(m) da forma celular, isolados ou combinados, segundo Hillebrand et al. (1999) e Sun & Liu (2003). A biomassa total foi expressa em unidade de peso fresco, onde $1 \text{mm}^3 \text{L}^{-1} = 1 \text{mg L}^{-1}$ (Wetzel e Likens, 2000).

6.7. Análise estatística

Com o objetivo de verificar diferença no índice de estado tróficos (IET) nos dois ambientes foram realizados teste de média. A análise descritiva de componentes principais (ACP) foi realizada através da variação mensal das variáveis abióticas (zona eufótica, coeficiente de atenuação de luz, condutividade elétrica, potencial redox, temperatura, fósforo total da água e fósforo total do sedimento). Para avaliar os possíveis efeitos das variáveis abióticas sobre as bióticas (PVI e fitoplâncton) foi utilizado Partial Least Squares Path Modeling (PLS-PM) (Sanchez, 2013), onde assume-se que cada variável ou bloco de variáveis teoricamente possui um efeito latente sobre outra, dessa forma variáveis relacionáveis foram inseridas em um mesmo bloco. O modelo foi construído através de uma variável exógena, correspondente ao bloco Distúrbio alóctone (precipitação e velocidade do vento), e que provavelmente exerce efeito sobre variáveis endógenas como Z_{EU} , Fósforo total da água e Fósforo total no sedimento. O modelo inclui também o efeito das variáveis exógenas e endógenas sobre o PVI e biomassa de fitoplâncton. Estes efeitos entre variáveis podem ser diretos, que é o efeito de uma variável sobre a outra, e indiretos onde podemos analisar o efeito de uma determinada variável sobre outra, sofrendo influencia de outras variáveis pelo caminho, a soma dos efeitos diretos e indiretos resulta

nos efeitos totais. O software utilizado foi o programa R (The R project for Statistical Computing, 2006), para a análise PLS-PM foi utilizado o pacote plsrm (Sanchez, 2013).

7. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Períodos de chuvas e estiagens causam variações nas variáveis limnológicas, durante as chuvas existe uma tendência a aumentar o aporte de nutrientes e sólidos (Sharpley et al., 1992; Cunha-Santino e Buzelli, 2013; Silvino e Barbosa, 2015). A precipitação máxima foi de 271,4 mm em março no lago Santa Lúcia e 94,9 mm em Junho no Lago do Paó (Tabela 3).

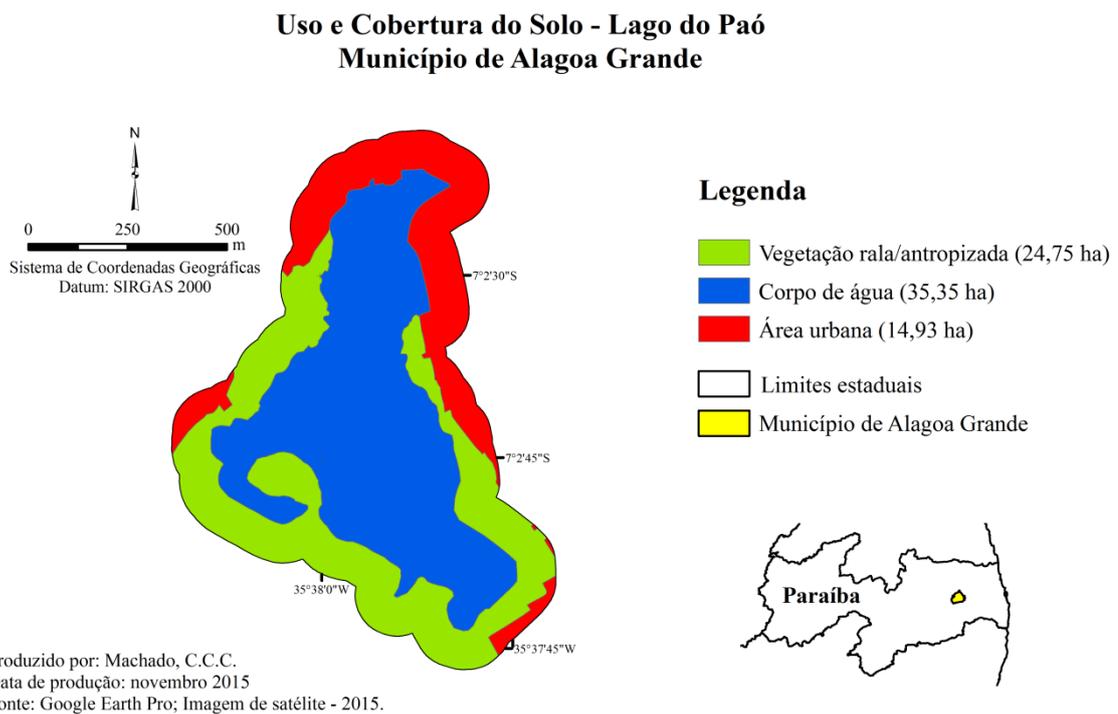
Tabela 3. Valores precipitação mensal (mm) nos dois lagos

	Lago do Paó	Lago Santa Lúcia
Janeiro	10,9	31,5
Fevereiro	38,1	26,5
Março	80,3	271,4
Abril	63,9	61
Mai	38	60,1
Junho	94,9	154,6
Média	54,35	100,85

No lago do Paó ocorreu na sua área marginal vegetação rala/antropizada 62,37% (24,75 ha) e área urbana/construída com 37,63% (14,93 ha). Nesta última, predominam casas e comércios, muitas das quais não dispõem de coleta de esgoto, sendo o aporte lançado na lagoa sem tratamento, através de fontes difusas (Tabela 4; Figura 4).

Tabela 4. Áreas mapeadas para as classes de Uso e Cobertura do Solo dos lagos

Lago	ÁREA (ha)/ ÁREA (% em relação à área de proteção)			
	Área do espelho d'água	Área de proteção (buffer 100 m)	Urbana/ Construída	Rala / Antropizada
Santa Lúcia	6,13 ha	13,99 ha	0,34 ha/2,43%	13,65 ha/97,57%
Paó	35,35 ha	39,68 ha	14,93 ha/37,63%	24,75 ha/62,37%

**Figura 4.** Mapa do Uso e Cobertura do Solo do Lago do Paó.

No lago Santa Lúcia também predominou vegetação rala /antropizada com 97,57% (13,65 ha), com baixa porcentagem de área urbana (2,43%; 0,34 ha). Este reservatório encontra-se numa área próxima a um assentamento, o que justifica o alto valor de

vegetação rala e antropizada associada a pequenas lavouras e poucas construções nas proximidades (Tabela 4; Figura 5).

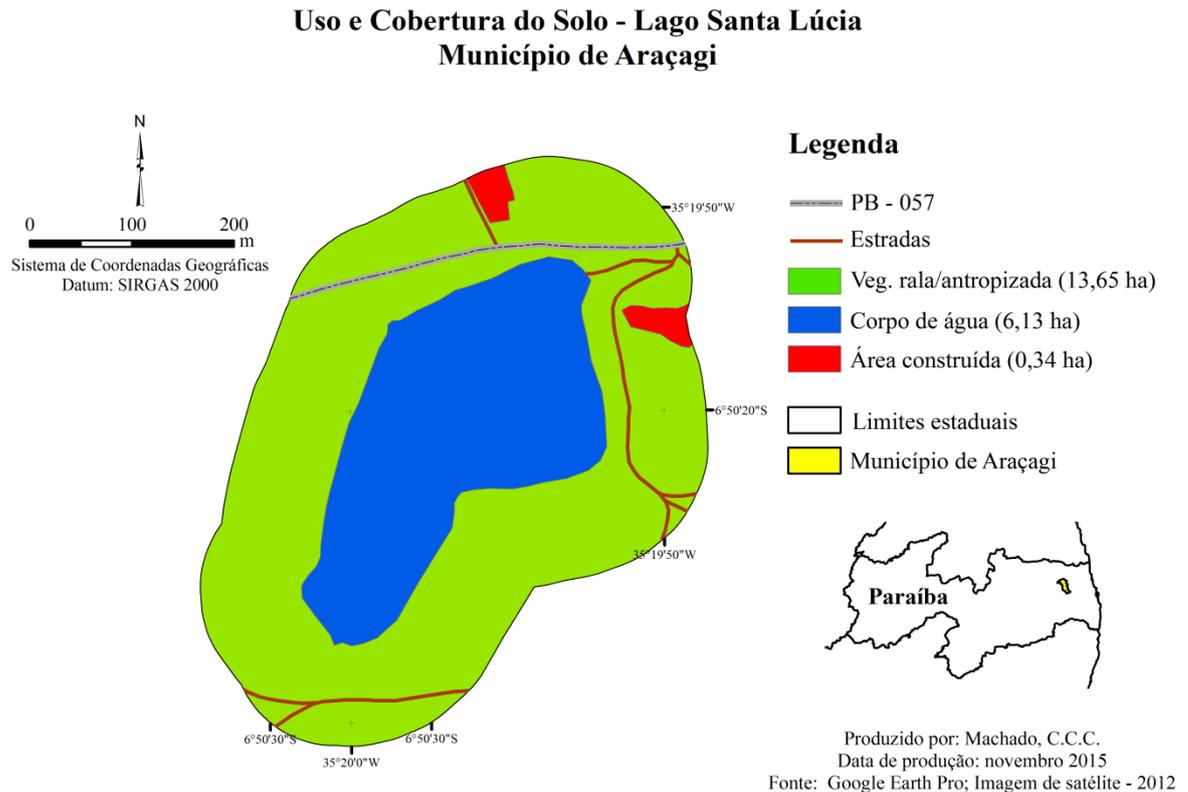


Figura 5. Mapa do Uso e Cobertura do Solo do Lago Santa Lúcia.

Em relação ao estado trófico, os lagos apresentaram uma diferença significativa quanto ao seu IET ($p < 0,001$), refletindo o estado de conservação diferenciada da área marginal entre os lagos em estudo. O lago Santa Lúcia, durante todo o período do estudo, manteve-se oligotrófico, com IET médio de 38,32 ($\pm 1,95$), já o lago do Paó apresentou IET médio de 66,6 ($\pm 4,1$), considerado eutrófico (Figura 6A).

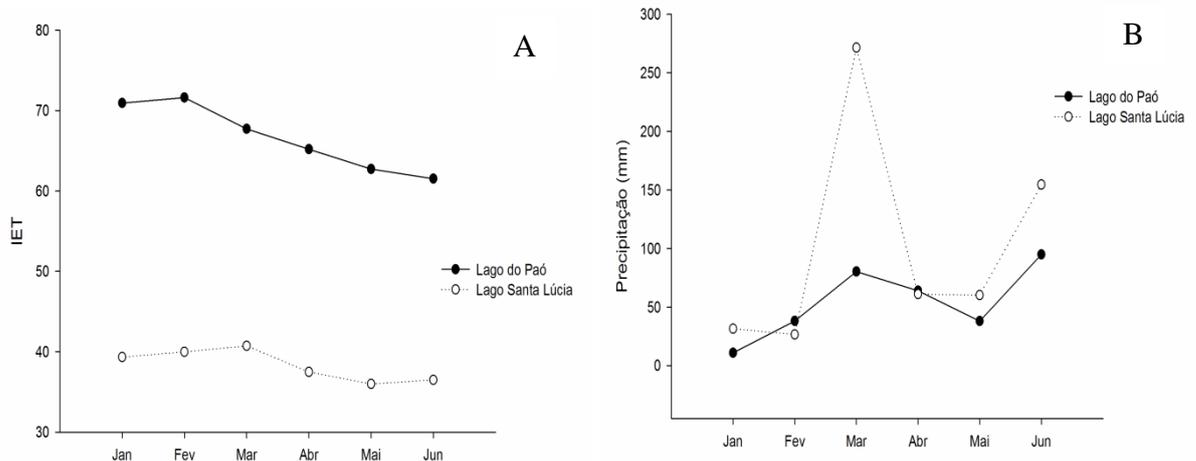


Figura 6. Valores do IET para fósforo total (A) e valores da precipitação em milímetros (B) nos lagos Santa Lúcia e Paó.

A escolha do fósforo total como indicativo do processo de eutrofização nos ambientes já foi descrito como eficiente por Pinto-Coelho, Bezerra-Neto e Morais-Jr (2005). O aumento das concentrações de fósforo nos reservatórios é um fator preocupante, tanto por parte do poder público como para as populações que utilizam estas águas (Cunha et al., 2013). Associada aos longos períodos de estiagem e má conservação da área marginal, o aumento das concentrações de fósforo e aumento da turbidez, quadro identificado no lago do Paó, reflete o avanço do processo eutrofização dos reservatórios do semiárido e o estado de conservação dos mesmos (Araujo et al., 2000; Barbosa et al., 2012).

Na Lagoa do Paó, o processo de eutrofização provém da grande carga de efluentes emitido pela zona urbana que margeia a lagoa, abrangendo quase 40% da zona ripária. Foi verificada uma baixa transparência da água (0,06 m; DP= 0,03), florações de algas e ausência de macrófitas submersas, ambos observados *in situ*, associados à elevada disponibilidade de fósforo na água (181,83 $\mu\text{g.L}^{-1}$, DP= 37,98). A maior intensidade de atividades antrópicas nas margens do reservatório tende a aumentar a carga de fósforo e conseqüentemente a eutrofização (Frascareli et al., 2015). Em contrapartida, Santa Lúcia manteve-se oligotrófico durante todo o período de estudo indicando que, apesar da área de margem registrar vegetação rala/antropizada, o lago está afastado da zona urbana, e influenciou na baixa carga de esgoto e efluentes, reduzindo o aporte de fósforo na água (18,21 $\mu\text{g.L}^{-1}$; DP=2,6). Além disso, o papel das macrófitas submersas, medidas *in situ* não

pode ser desprezado em função do potencial mecanismo de controle sobre fósforo na coluna d'água.

Através da análise de componentes principais (ACP) foi possível agrupamento das unidades amostrais dos dois reservatórios em dois grandes grupos SL (lago Santa Lúcia) e LP (lago do Paó). O eixo 1, que explica 65,56% das variações (Tabela 5).

Tabela 5. Proporção de variância (%) e proporção acumulada (%) entre as variáveis abióticas dos lagos do Paó e Santa Lúcia e dois primeiros eixos de ordenação na ACP

	Desvio Padrão	Proporção da variância (%)	Proporção acumulada (%)
Eixo 1	2,14	65,56	65,56
Eixo 2	1,06	16,36	81,92

A distinção dos ambientes em relação ao Coeficiente de Atenuação de Luz (0,43), Temperatura da água (0,28), Condutividade (0,38) e Fósforo Total na água (0,45). As unidades amostrais relacionadas à Santa Lúcia ordenaram-se do lado negativo do eixo 1 associadas aos altos valores da Z_{EU} , e altas concentrações de Fósforo Total no Sedimento (Ptsed). O valor da Zona eufótica (0,42) (Figura 7) mostra a maior transparência da água em Santa Lúcia, além da alta concentração de fósforo no sedimento, ambos fatores associados a presença de macrófitas submersas (Scheffer, 1998; Mulderij et al., 2006). A maior transparência e baixo estado trófico são característicos de áreas mais afastadas das zonas urbanas, onde ainda não foram constatados os efeitos antrópicos nos ambientes aquáticos (Silva et al., 2008; Queiroz et al., 2009).

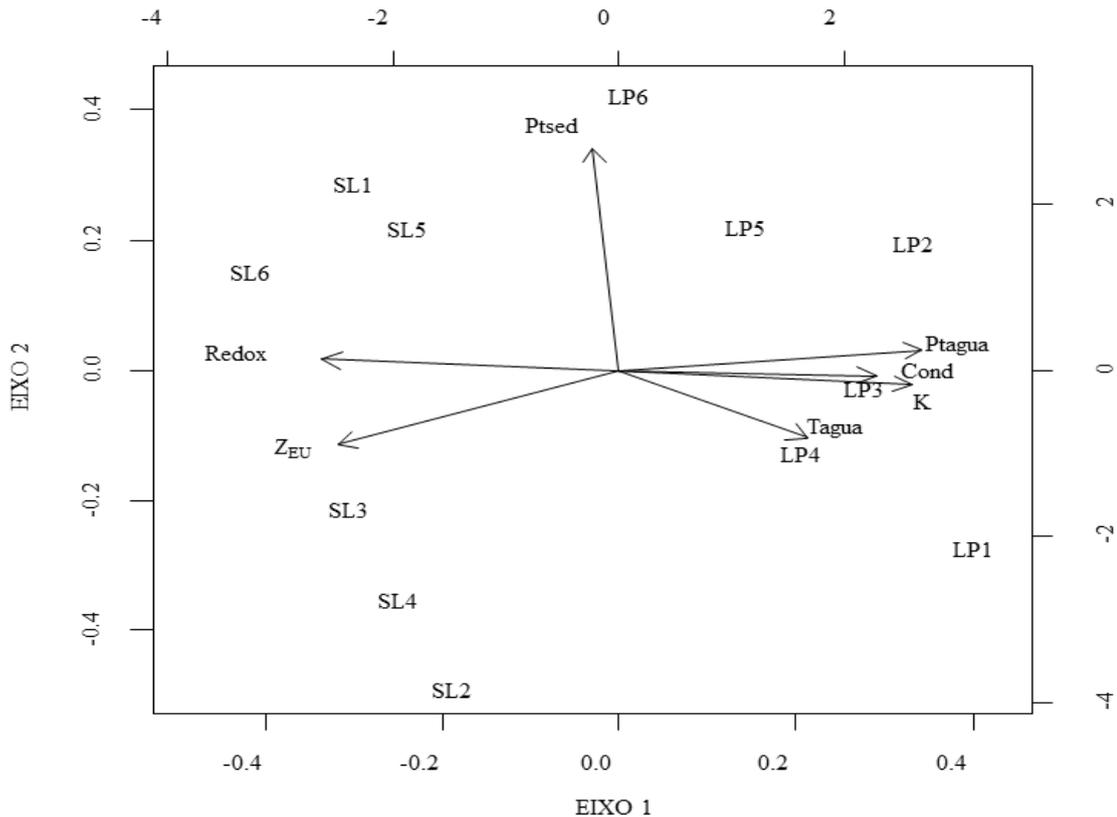


Figura 7. Análise de Componentes Principais. Z_{EU} = Zona Eufótica; K = Coeficiente de Atenuação de Luz; Tágua = Temperatura da água; Redox; Cond = Condutividade Elétrica; Ptágua = Fósforo Total na água; Ptsed = Fósforo Total no Sedimento; LP = Lagoa do Paó; SL = Santa Lúcia; 1 a 6 representam os meses Janeiro a Junho respectivamente.

A análise corroborou que a Lagoa do Paó, mais eutrofizada, possui maiores concentrações de fósforo na água. Pode-se observar essa tendência em vários cursos d'água, em diversas regiões do país, degradados devido à influência da área urbana com aporte de efluentes domésticos, industriais e drenagens (Horbe et al., 2005; Braz e Mello, 2006).

Áreas de preservação reduzidas na zona ripária, má conservação do solo e expansão desordenada das áreas urbanas resultam na deterioração da qualidade de água (Santos e Hernandez, 2013). A manutenção da integridade da zona ripária nas bacias hidrográficas pode amenizar eventuais impactos sobre a qualidade da água dos reservatórios (Chaves e Santos, 2009; Bertini, Fushita e Lima, 2015).

Descargas de poluição precisam ser controladas a fim de reduzir a carga de nutrientes nos reservatórios, como forma de garantir a qualidade da água. As maiores fontes não pontuais de nutrientes para os ecossistemas aquáticos estão associados à eutrofização, áreas agrícolas e urbanas, principalmente aquelas onde não existem práticas conservacionistas de uso do solo (Xavier, 2005; Prado e Novo, 2015). Para uma melhor gestão e indicação de ações de conservação e restauração dos ambientes aquáticos, é importante associar o estado trófico com uso e cobertura do solo dos ambientes (Silvino e Barbosa, 2015).

A área de cobertura de macrófitas no lago Santa Lúcia apresentou um PVI de 82,17% e biomassa fitoplanctônica ($0,013 \text{ mg.L}^{-1}$), enquanto no lago do Paó a biomassa fitoplanctônica foi $0,70 \text{ mg.L}^{-1}$ com predominância de cianobactérias e ausência de macrófitas submersas (Tabela 6). Os lagos apresentaram características de estados alternativos distintos, associadas à turbidez ou transparência da água e consequentemente aos níveis de interações tróficas (Jeppensen et al., 1997). A mudança entre estados podem ser tamponadas, devido a complexidade de interações tróficas que expressam resiliência frente aos distúrbios (Jeppensen et al. 1997; Scheffer, 1998), como a cobertura vegetal subaquática que impede aumento concentração de nutrientes no ecossistema (Blindow et al., 1993) e é um importante aspecto na restauração de lagos (Spoljar et al, 2012).

Para cada lago foi criado um modelo com os efeitos quantitativos das relações entre as variáveis. Em Santa Lúcia a variável Distúrbio teve uma relação negativa direta com PVI e biomassa de fitoplâncton (-0.593 e -0.249 , respectivamente), a variável mais importante foi o fósforo total na água com maior relação nas variáveis bióticas (PVI = 1.059 ; biomassa de fitoplâncton = 0.620), seguido do fósforo total do sedimento (PVI = 0.317 ; biomassa de fitoplâncton = 0.849) (Tabela 7, Figura 3A), a variável Distúrbio aumenta o fósforo da água através da entrada de material, e a diminuição do fósforo no sedimento pelo crescimento de macrófitas. A relação forte entre o fósforo da água e PVI está relacionada à absorção do nutriente pelas plantas, e o fósforo no sedimento mais relacionado com biomassa de fitoplâncton comprometido com o Distúrbio evitando mudança de estado, esta variável registrou efeitos indiretos sobre o PVI e biomassa de fitoplâncton passando pela Z_{EU} e o Fósforo total na água, corroborando a importância das macrófitas submersas na relação com a transparência e os nutrientes do ambiente.

A relação do fósforo com PVI e a biomassa de fitoplâncton no lago Santa Lúcia reflete nos valores de fósforo encontrados no ambiente, com maiores concentrações no sedimento ($38,54 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$; $DP=12,39$) do que na coluna d'água ($18,21 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$; $DP=2,6$) (Tabela 6), a diferença entre fósforo da água e sedimento é relacionada a relação da

biomassa de fitoplâncton e PVI, característico de um estado de águas claras (Van Nes et al., 2003; Ibelings et al., 2007)

A presença de macrófitas submersas, que em densidade expressiva evitam a ressuspensão do sedimento para coluna d'água, preveniu a dominância de cianobactérias mantendo um estado estável de águas claras. O modelo apresentou ainda relações indiretas apenas entre a variável Distúrbio e o PVI (0.2785) e biomassa de fitoplâncton (0.0499) (Tabela 7). Estes efeitos mostram que há relação entre variáveis através de rotas alternativas passando por outras variáveis (Sanchez, 2013).

O modelo referente ao lago do Paó destacou o efeito direto do fósforo total na água na biomassa de fitoplâncton (0.999), seguido do efeito do Distúrbio sobre Z_{EU} (0.850) e Fósforo total no sedimento (0.857), a variável Distúrbio possui relação diminuindo o fósforo na coluna d'água por diluição e aumento o fósforo no sedimento através da entrada e material alóctone (Tabela 7; Figura 3B). Esse resultado refletiu a baixa transparência associada aos distúrbios alóctones (vento e chuva), contribuindo com aumento da ressuspensão do sedimento e maiores valores de fósforo na água ($181,83 \mu\text{g.L}^{-1}$, DP=37,98) do que no sedimento ($39,47 \mu\text{g.g}^{-1}$; DP=11,36), indicando maior disponibilidade de nutrientes para o fitoplâncton (Tabela 6). Concentrações acima de $100 \mu\text{g.L}^{-1}$ de fósforo total na águas foram encontrados em outros ambientes túrbidos (Ibelings et al., 2007). O único efeito indireto apresentado foi do Distúrbio sobre a biomassa de fitoplâncton (-0.0506) que passa pelas variáveis Z_{EU} e fósforo total na água (Tabela 7; Figura 3B).

Tabela 6. Valores das variáveis bióticas e de fósforo nos lagos do Paó e Santa Lúcia

	PVI (%)	Biomassa Fitoplâncton (mg.L^{-1})	Fósforo na água ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Fósforo no sedimento ($\mu\text{g.g}^{-1}$)
Santa Lúcia	82,17	0,013	18,21	38,54
Paó	-	0,70	181,83	39,47

O lago do Paó devido apresentou ausência de macrófitas submersas, presença de eutrofização, florações de fitoplâncton e alta turbidez. As macrófitas são conhecidas por reabilitar a qualidade da água em vários ambientes no mundo, propiciam alternativas para

manejo de lagos rasos (Moss, 1990; Søndergaard et al, 2000) e efeitos de melhoria na qualidade da água e controle de cianobactérias, sendo importantes para gestão dos ambientes aquáticos (Hu et al., 2015).

Tabela 7. Valores calculados através da análise de rota mostrando os efeitos diretos e indiretos das variáveis bióticas e abióticas nos lagos Santa Lúcia e Paó. ZEU (Z_{EU}) = Zona Eufótica; Ptagua = Fósforo total na água; Ptsed = Fósforo total no sedimento; PVI = Percentual valor de infestação de macrófitas submersas; BIOFITO = Biomassa de fitoplâncton

Relações	Santa Lúcia			Paó		
	Direto	Indireto	Total	Direto	Indireto	Total
Distúrbio > BIOFITO	-0.249	0.0499	-0.199	-0.541	-0.0506	-0.591
ZEU > BIOFITO	0.219	0.000	0.219	1.827	0.000	1.827
Ptagua > BIOFITO	0.620	0.000	0.620	0.999	0.000	0.999
Ptsed > BIOFITO	0.849	0.000	0.849	-1.235	0.000	-1.235
Distúrbio > PVI	-0.593	0.2785	-0.315	-	-	-
ZEU > PVI	0.162	0.000	0.162	-	-	-
Ptagua > PVI	1.059	0.000	1.059	-	-	-
Ptsed > PVI	0.317	0.000	0.317	-	-	-

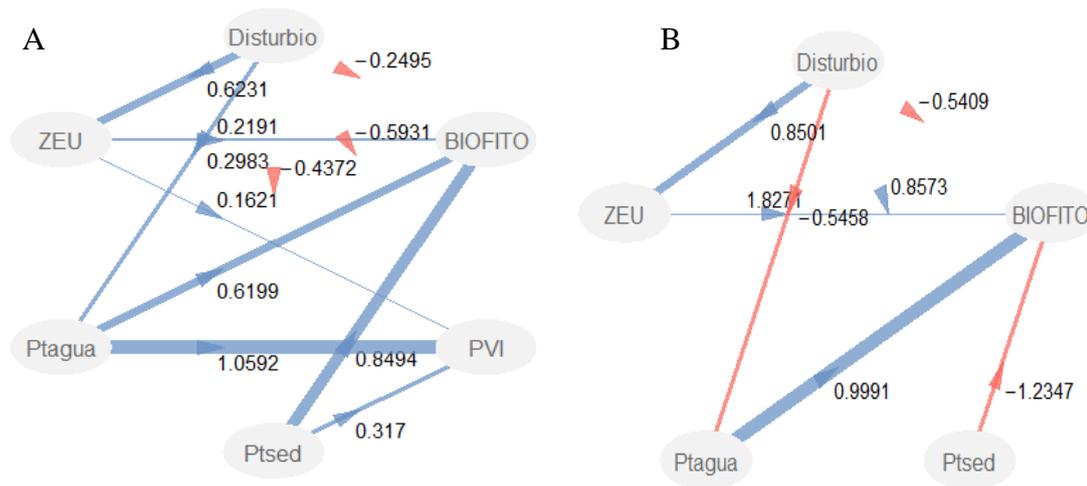


Figura 8. Diagrama das rotas que ilustra os efeitos diretos nas relações das variáveis abióticas e bióticas nos lagos Santa Lúcia (A) e Paó (B). Ao lado dos caminhos são dados os valores dos coeficientes. Linhas azuis são efeitos positivos e linhas vermelhas efeitos negativos. Linhas mais grossas indicam efeitos mais significativos.

A análise de trilha evidenciou a importância da presença das macrófitas submersas na manutenção do estado de águas claras. No lago do Paó, devido à ausência das macrófitas o efeito mais importante foi o fósforo total na água sobre a biomassa de fitoplâncton. Em Santa Lúcia o efeito do fósforo total na água foi mais importante no PVI, corroborando a importância das macrófitas na estabilização dos nutrientes, pois absorvidos e depositados nos sedimentos dos reservatórios pela comunidade de submersas (Zhang et al., 2016) que ajudam a reduzir os nutrientes da água, desempenhando um papel importante na qualidade do ecossistema, aumentando a resiliência (Jin e Ji, 2013).

8. CONCLUSÃO

Através das análises e das observações dos mapas de uso e cobertura do solo foi possível averiguar que os tipos de uso empregados no entorno afetam diretamente os estados tróficos dos ambientes, isso se intensificou onde há maior concentração de área urbanizada, aumentando a eutrofização através muitas vezes de fontes difusas e poluição, contribuindo diretamente para degradação da água.

Modelos criados para ambientes aquáticos em geral são difíceis de serem generalizados, a maioria apesar de não serem preditivos, mas, são importantes para o entendimento da dinâmica dos ambientes rasos, principalmente em nossa região, além de ser uma fonte para geração de novas hipóteses e trazendo resultados importantes para conservação e manejo de nossos recursos hídricos.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA-AWWA-WPCF. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 20th ed, American Public Health/ American Water Works Association/ Water Pollution Control Federation, Washington DC, USA, 1998.

ARAUJO, M F F; COSTA, I A S; CHELLAPA, N T. Comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais na Lagoa de Extremoz, Natal-RN, Brasil. **Acta Limnológica Brasileira**, v. 12, n. 1, p.127-140, 2000.

ARAÚJO, G. M. **A degradação dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do Igarapé na mata fome, Belém - PA: uma consequência do processo de urbanização**. 2007. 93 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Serviço Social) - Centro Tecnológico, Universidade Federal do Pará, Belém, 2007.

BARBOSA, J.E.L. et al. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. **Acta Limnol. Bras.**, Rio Claro, v.24, n.1, 2012.

BARBOZA, G. C. **Monitoramento da qualidade e disponibilidade da água do córrego do Coqueiro no noroeste paulista para fins de irrigação**. 2010. 143 f. Dissertação (Mestrado em Sistemas de Produção) - Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2010.

BARBIER, E.B., ACREMAN, M., KNOWLER, D. Economic valuation of wetlands: a guide for policy makers and planners. *In: Ramsar Convention Bureau*, Switzerland. 1997.

BERTINI, M. A.; FUSHITA, A. T.; LIMA, M. I. S. Vegetation coverage in hydrographic basins in the central region of the State of São Paulo, Brazil. **Braz. J. Biol.**, [s.l.], v. 75, n. 3, p.709-717, ago. 2015

BLINDOW, I. ANDERSON, G. HARGEBY, A. & HANSSON, S. Long term pattern for alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. **Freshwater Biol.** v. 30, p. 159-167. 1993

BRAZ, V. M. N.; MELLO, V. A. A temporal study of water quality in the Guama river (Belem-Para). **Traços**, v.06, p31-38.2006.

CANFIELD, D.E., JR., J.V. SHIREMAN, D.E. COLLE, W.T. HALLER, C.E. WATKINS II, AND M.J. MACEINA. Prediction of chlorophyll a concentrations in lakes: The importance of aquatic macrophytes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 41:497-501.1984.

CANDIDO, H. G. **Degradação ambiental da bacia hidrográfica do Rio Uberaba - MG.** 2008. 96 f. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho - UNESP, Jaboticabal, 2008.

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

CHAVES, HENRIQUE M. L.; SANTOS, LOYANE B. Ocupação do solo, fragmentação da paisagem e qualidade da água em uma pequena bacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v. 13, n. 1, p. 922-930, maio 2009.

CHEN, J.; XIE, P.; GUO, L.; NI, L. Tissue distributions and seasonal dynamics of the hepatotoxic microcystins-LR and RR in freshwater snail (*Bellamya aeruginosa*) from a large shallow, eutrophic lake of subtropical China. **Environmental Pollution**. n 134, p. 423-430. 2005

CRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**, UNESP, Editora Edgard Blücker LTDA, p. 236. 2000.

COLE G. **Textbook of limnology**. London: The C.V. Mosby Co. 3 ed. p. 436, 1994.

CUNHA-SANTINO, M. B.; BUZELLI, G. M. Diagnosis and analysis of water quality and trophic state of Barra Bonita reservoir, SP. **Rev. Ambiente água**, [s.l.], v. 8, n. 1, p.186-205, 2013.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. do C.; LAMPARELLI, M. C.; MENEGON JR., N. Resolução CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005– 2009). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 159-168, 2013.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª ed. Rio de Janeiro: Interciência. p. 790, 2011.

FRASCARELI, D. BEGHELLI, F. G. S.; SILVA, S. C.; CARLOS, V. M. Heterogeneidade espacial e temporal de variáveis limnológicas no reservatório de Itupararanga associadas com o uso do solo na Bacia do Alto Sorocaba-SP. **Rev. Ambiente água**, [s.l.], v. 10, n. 4, p.770-781, 28 out. 2015.

HANSEL-WELCH, N.; BUTLER, M. G.; CARLSON, T. J. & HANSON, M. A. Changes in macrophyte community structure in Lake Christina (Minnesota), a large shallow lake, following biomanipulation. **Aquatic Botany**. n75. p 323–337. 2003.

HARPER, D. **Eutrophication of Freshwaters. Principles, problems and restoration**. Chapman & Hall. London, New York, Tokyo, Melbourne, Madras, p 327, 1992.

HAUSCHILD, M.; DÖLL, P. Water availability and vulnerability of ecosystems and society in the Northeast of Brazil – Modeling and Scenarios Analysis. **Report A0003 Brazilian-German Cooperation Program (CNPq – BMBF)**. p. 77, 2000.

HERNANDEZ, F. B. T. **Planejamento integrado dos recursos hídricos para a irrigação na microbacia do córrego Três Barras no município de Marinópolis - SP**. Coordenador Fernando Braz Tangerino Hernandez. Julho 2007. 94 p. Disponível em: <www.agr.feis.unesp.br/irrigacao.php>. Acesso: 22.dez.2015.

HILLEBRAND, H.; DURSELEN, C. D.; KIRSCHTEL, D.; POLLUNGHER, U.; ZOHARY, T. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology**, v. 35, n. 2, p. 403-424, 1999.

HORBE, A. M. C.; GOMES, I. L. F.; MIRANDA, S. F.; SMITH, M. S. R. Contribution to the hydrochemistry of drainages in the municipality of Manaus-AM. **Acta Amazonica**, v.35, p.119 – 124. 2005.

HU, REN et al. Tracking management-related water quality alterations by phytoplankton assemblages in a tropical reservoir. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 763, n. 1, p.109-124, 20 jun. 2015.

HUNSAKER, C. T.; JACKSON, B. L.; SIMCOCK, A. Regional assessment for watershed management in the Mid-Atlantic states. In: REIMOLD, R.D. (ed.): **Watershed management: Practice, policy and coordination**. New York: McGraw-Hill, 1998. p.11-34

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Contagem da população 2007. Brasília: IBGE, 2007. s.p.

IBELINGS, B.W., PORTIELJE, R., LAMMENS, E., NOORDHUIS, R., VAN DEN BERG, M.S., JOOSSE, W., MEIJER, M.L., Resilience of Alternative Stable States during the Recovery of Shallow Lakes from Eutrophication: Lake Veluwe as a Case Study. **Ecosystems**, [s.l.], v. 10, n. 1, p.4-16, fev. 2007.

JIN, KANG-REN; JI, ZHEN-GANG. A long term calibration and verification of a submerged aquatic vegetation model for Lake Okeechobee. **Ecological Processes**, [s.l.], v. 2, n. 1, p.2-23, 2013.

LUND, J.W.G., KIPLING, C.D. AND LE CREN, E. The Inverted microscope method of estimating algal numbers and statistical basis of estimations by counting. **Hydrobiologia**, v.11, p. 143-170, 1958.

MAY, R. M. Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states. **Nature**. 269:471 – 477. 1977

MAY, C. W.; HORNER, R. R.; KARR, J.R.; MAR, B. W.; WELCH, E. B. Effects of urbanization on small streams in the Puget Sound ecoregion. **Watershed Protection Techniques**, v. 2, n.4, p.483-494, 1999

MEERHOFF, M & JEPPESEN, E. Lakes and reservoirs: pollution, management and services. Pp. 343-375. In: LIKENS, G.E. (ed). **Lake Ecosystem Ecology**. Elsevier. 463p. 2010.

MOSS, B. Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components. **Hydrobiologia**, v. 275/276, p. 1-14. 1990.

MULDERIJ, G., ALFONS, J., SMOLDERS, P. & ELLEN, V. Allelopathic effect of aquatic macrophyte, *Stratiotes aloides* on natural phytoplankton. **Freshwater Biology**. v. 51, p. 554-561, 2006.

NASELLI-FLORES, L., PADISÁK, J., DOKULIL, M.T., CHORUS, I. Equilibrium/steady-state in phytoplankton ecology. **Hydrobiologia** 502: 395-403. 2003.

NASCIMENTO, W. M., VILLAÇA, M. G. Bacias Hidrográficas: planejamento e gerenciamento. **Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros - Seção Três Lagoas**, v. 5, n.7, p.102-121, 2008.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações**. São Paulo: Edgard Blucher, p. 308, 2008.

OLIVEIRA-BITTENCOURT, M.C.; MOLICA, R. Cianobactéria invasora. **Revista Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento**, n. 30, p. 82-90. 2003. Disponível em: <http://www.biotecnologia.com.br/revista/bio30/cianobacteria.pdf>

PERH - Plano Estadual de Recursos Hídricos. Resumo estendido. João Pessoa: Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba, AESA. – Consórcio TC/BR – Concremat, 2006. 112p.

PRADO, R. B.; NOVO, E. M. L. M. Modeling pollution potential input from the drainage basin into Barra Bonita reservoir, São Paulo – Brazil. **Braz. J. Biol.**, [s.l.], v. 75, n. 2, p.314-323, 2015.

POOLE, H. H. & ATKINS, W. R. G. Photo-electric measurements of submarine illumination throughout the year. **Journal of the Marine Biological Association of India** v. 16 p. 297-324. 1929.

QUEIROZ, M.M.A.; HORBE, A.M.C.; SEYLER, P.; MOURA, C.A.V. Le Solimões river hydrochemistry between Manacapuru and Alvaraes - Amazonas-Brazil. **Acta Amazonica**. v. 39, n. 4, p. 943-952, 2009.

R DEVELOPMENT CORE TEAM.R Foundation For Statistical Computing. **R : A Language and Environment for Statistical Computing**. Viena, Áustria. 2006. ISBN: 3-900051-07-0. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 09 out. 2015.

RIEMANN, R.; RIVA-MURRAY, K.; MURDOCH, P. Effects of forest fragmentation and urbanization on stream conditions: The development of relevant landscape parameters and source data sets for effective monitoring. **Proc. of the 2003 Convention of the Society of American Foresters**, 2004, Buffalo Anais...Buffalo: CSAF, p.234-235, 2004.

SANCHEZ, G. 2013. **PLS Path Modeling with R**. Berkeley: Trowchez Editions.

SÁNCHEZ, P. S. O processo de ocupação em áreas de preservação permanente aos mananciais: conflito com a lei e a responsabilidade social na região metropolitana de São Paulo. In: MARTINS, R. C.; VALENCIO, N. F. L. da S. (Org.). **Uso e gestão dos recursos hídricos no Brasil: desafios teóricos e político - institucionais**. São Carlos: RIMA, v.2, p. 203-221, 2003.

SANTOS, O. G.; HERNANDEZ, B. T. F. Uso do solo e monitoramento dos recursos hídricos no córrego do Ipê, Ilha Solteira, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 60–68, 2013.

SCHEFFER, M., S. H. HOSPER, M. L. MEIJER, B. MOSS & E. JEPPESEN. Alternative equilibria in shallow lakes. **Trends in Ecology and Evolution** v 8, p. 275–279, 1993.

SCHEFFER, M. Ecology of Shallow Lakes. **London: Chapman & Hall**. p. 357, 1998.

SCHEFFER, M.; CARPENTER, S. R. "Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation". **Trends in Ecology and Evolution** 18 (12): 648–656. 2003.

SHARPLEY, A. N.; DANIEL, T.; SIMS, A.; LEMUNYON, R.; STEVENS, R.; PARRY, R. **Agricultural phosphorus and eutrophication**. Ohio: United States Department of Agriculture. Agricultural Research Service, p. 36, 1999.

SHARPLEY, A. N.; SMITH, S. J.; JONES, O. R. et al. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.21, p.30-35, 1992.

SIDAGIS, C.G; ABE, D. S. Disponibilidade, poluição e eutrofização das águas. In: Bicudo, C.E.M.; Tundisi, J.G.; Scheuenstuhl, M.C.B. (Org.). **Águas do Brasil - Análises Estratégicas**. 1 ed. São Paulo: Instituto de Botânica:165-174. 2010.

SILVA, A.E.P.; ANGELIS, C.F.; MACHADO, L.A.T.; WAICHAMAN, A.V. Impacts of precipitation on the water quality of the Purus River. **Acta Amazonica**, v. 38, p. 733 – 742. 2008.

SILVINO, R. F.; BARBOSA, F. A. R. Eutrophication potential of lakes: an integrated analysis of trophic state, morphometry, land occupation, and land use. **Braz. J. Biol.**, [s.l.], v. 75, n. 3, p.607-615, ago. 2015.

SPOLJAR, M., DRAZINA, T., SARGAC, J., BOROJEVIC, K.K., ZUTINIC, P. Submerged macrophytes as a habitat for zooplankton development in two reservoirs of aflow-through system (Papuk Nature Park, Croatia). **Ann. Limnol.** v.48, p. 161–175, 2012.

SUN, J.; LIU, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. **Journal of Phytoplankton Research**, v. 25, n. 2, p. 1331-1346, 2003.

SØNDERGAARD, M; JEPPESEN, E.; PENSEN, J. P.; LAURINDSEN, T. Lake restoration in Denmark. **Lakes & reservoirs: Research and Management**, v.5, p.151-159, 2000.

TOLEDO, Jr. A. P. **Informe preliminar sobre os estudos para obtenção de um índice para avaliação simplificada do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais.** Relatório técnico. CETESB, São Paulo. p.12, 1990.

TUCCI,C.E.M.; HESPANHOL,I.;CORDEITO,O.M. **Gestão da água no Brasil.** Brasília: UNESCO, 2001. 192 p.

TUCCI, C.E.M., **Inundações Urbanas.** Porto Alegre: ABRH/RHAMA. 2007, 393 p.

TUNDISI, J. G. **Água no Século XXI: enfrentando a escassez.** São Carlos: RiMa, IIE, 2003. 246 p.

UTERMÖHL, M. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. **Mitteilungen Internationale Vereinigung Limnologie.** v. 9, p. 1-38, 1958.

OMETO, J. P.; MARTINELLI, L. A.; BALLERSTER, M. A.; GESSNER, A.; KRUSCHE, A. V.; VICTORIA, R. L.; WILLIAMS, M. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, Brazil. **Freshwater Biology**, v.44, p.327-337, 2000

REYNOLDS, C.S. The ecology of phytoplankton. **Cambridge University Pres,** Cambridge, 535 pp. 2006.

ROY, A. H.; RESEMOND, M. J.; PAUL, M. J.; LEIGH, D. S.; WALLACE, J. B. Stream macroinvertebrate response to catchment urbanization (Georgia, USA). **Freshwater Biology**, v.48, p.329-346, 2003

RHODES, A. L.; NEWTON, T. M.; PUFALL, A. Influences of land use on water quality of a diverse New England watershed. **Environmental Science and Technology**, v.35. p. 3640-3645, 2001

VAN NES, E. H., SCHEFFER, M., VAN DEN BERG, M. & COPPS, H. Charisma: a spatial explicit simulation model of submerged macrophytes. **Ecol. Model.** n 159, p. 103-116, 2003.

VILAÇA, M. F.; GOMES, I.; MACHADO, M. L; VIEIRA, E. M.; SIMÃO, M. L. R. Bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão: o estudo de caso do Ribeirão Conquista no município de Itaguara - MG. *In: **Simpósio Brasileiro de Geografia Física e Aplicada.*** 2009, Viçosa - MG. Resumos..., Viçosa - MG: [s.n.], v.1, p.42- 43, 2009.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. **Departamento de engenharia sanitária e ambiental.** Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 243p. 1996

XAVIER, C. F. **Avaliação da influência do uso e ocupação do solo e de características geomorfológicas sobre a qualidade das águas de dois reservatórios da região metropolitana de Curitiba – Paraná.** 2005. 167 f. **Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência do Solo, Universidade Federal do Paraná,** Curitiba, 2005.

WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E.. *Limnological Analyses.* 3rd Edition. **Springer-Verlag,** New York. 429 p. 2000.

ZHANG, C. et al. Modeling nutrients, oxygen and critical phosphorus loading in a shallow reservoir in China with a coupled water quality – Macrophytes model. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 66, p.212-219, jul. 2016.