



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
OCEANOGRAFIA AMBIENTAL



ECOHIDROLOGIA E GESTÃO INTEGRADA DE RECURSOS
HÍDRICOS EM UMA BACIA LACUSTRE COSTEIRA (LAGO
NOVA, LINHARES, ES)

MONICA AMORIM GONÇALVES

VITÓRIA,
27 DE FEVEREIRO DE 2015.

MONICA AMORIM GONÇALVES

ECOHIDROLOGIA E GESTÃO INTEGRADA DE RECURSOS
HÍDRICOS EM UMA BACIA LACUSTRE COSTEIRA (LAGO NOVA,
LINHARES, ES)

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental, Centro de Ciências Humanas e Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Oceanografia Ambiental.

Orientador: Gilberto Fonseca Barroso
Co-orientador: Luís Manuel Zambujal Chicharo

VITÓRIA,
27 DE FEVEREIRO DE 2015.

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. Gilberto Fonseca Barroso
Universidade Federal do Espírito Santo
Orientador

Prof. Dr. Camilo Dias Jr.
Universidade Federal do Espírito Santo

Prof. Dr. Francisco Antonio Rodrigues Barbosa
Universidade Federal de Minas Gerais

Dr^a. Juciene Andrade de Figueiredo
Fundação Espírito-Santense de Tecnologia

Prof^a. Dr^a. Valéria da Silva Quaresma
Universidade Federal do Espírito Santo

Dedicatória

Dedico este trabalho à Victória Heloise minha filha querida pelo amor verdadeiro, ao meu orientador e amigo Gilberto pela generosidade, aos meus sobrinhos Gustavo e Maria Flor pelas alegrias e aos meus pais, irmãos e amigos do Limnolab, PPGOAm e IEMA/AGERH pelo apoio e carinho

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) e ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental (PPGOAm) pela oportunidade de cursar o doutoramento.

Agradeço ao meu orientador Gilberto Fonseca Barroso por todos os ensinamentos para a pesquisa e para a vida, pela paciência, generosidade e gentileza que sempre demonstrou em todos os momentos ao longo do curso.

Agradeço ao meu co-orientador Luis Chícharo pela receptividade e gentileza com que respondeu à minha proposta de estudo e por tudo mais desencadeado a partir daquele primeiro contato.

Agradeço ao Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA), Secretaria de Estado da Agricultura, Abastecimento, Aquicultura e Pesca (SEAG), Associação dos Aquicultores de Linhares (AQUALIN) e Universidade Federal do Espírito Santo (UFES) que, através do Acordo de Cooperação N° 005/2011 para desenvolvimento do projeto “*Avaliação da capacidade de suporte para piscicultura em tanques-rede nas lagoas de Linhares*”, viabilizaram a logística necessária para a realização das atividades de campo.

Agradeço às professoras Mônica e Valéria por terem me acompanhado ao longo do curso.

Agradeço aos professores Camilo, Francisco, Juciene e Valéria por aceitaram fazer parte da banca examinadora.

Agradeço ao Luciano, secretário do PPGOAm pela simpatia com que sempre me ajudou a resolver todos os problemas com documentos e à Eliane pelo carinho e pelas muitas dicas sobre diversos assuntos.

Agradeço a todos os professores do PPGOAm por todo o aprendizado compartilhado.

Agradeço ao Geovane, Felipe, Fábio, Júlia, João Guilherme, Larissa, Ana Carolina, Lidiana, Jéssica, Thayana e Fellipe por todo auxílio à minha pesquisa nas suas mais diversas fases e especialmente pela amizade.

Agradeço ao professor Camilo, à Georgette e toda a equipe do LabFito pela ajuda nas análises de densidade das cianobactérias.

Agradeço ao Euder, Roque, Antonio, Neguinho, Cíntia e família pela simpatia com que nos disponibilizaram os barcos, combustível, motor, almoço e tudo que precisávamos para as nossas amostragens.

Agradeço ao Sr. Licélio, Sr. Manuel e demais funcionários por terem disponibilizado a chácara às margens do lago Nova como nossa base de apoio durante os trabalhos de campo.

Agradeço ao Rubens, Daniela, Ailton, Jailson, Ricardo e Gilcimar, colegas do IEMA que colaboraram com os nossos trabalhos de campo.

Agradeço aos meus amigos do Limnolab e do IEMA/AGERH por todo tipo de apoio e carinho.

Agradeço aos meus amigos do PPGOAm, de modo especial ao Júnio, Bruno, Camila, Stella, Mércia, Gabriela e Fabíola pela amizade, incentivo e apoio.

Agradeço à minha família pelo apoio, carinho e incentivo em todos os momentos e, de modo especial à Vic, por estar sempre comigo.

RESUMO

O lago Nova (15,5 km²) e sua bacia hidrográfica (394,6 km²) localizam-se nos municípios de Linhares e Rio Bananal (ES). O lago, cuja origem está associada às flutuações do nível relativo do mar e a processos neotectônicos, faz parte do distrito lacustre do Baixo Rio Doce que possui cerca de 90 ecossistemas ainda pouco conhecidos. O objetivo deste estudo foi avaliar a dinâmica dos fluxos hidrológicos e de nutrientes da bacia hidrográfica para o lago buscando entender as relações entre a morfometria, a ecologia aquática, a fisiografia e os fluxos hidrológicos quanto à eutrofização do lago a fim de propor estratégias de gestão para a bacia lacustre. O lago Nova possui padrão monomítico quente com estratificação no período úmido e quente e desestratificação no período seco e frio, corroboradas pelo número de *Wedderburn*. A ação do vento na coluna d'água atinge 7 m e o tempo teórico de retenção é de 13,4 anos. O lago apresenta transparência elevada e turbidez reduzida. Maiores concentrações de nutrientes e densidade de cianobactérias (máxima densidade de cianobactérias = 1945,6 Ind.mL⁻¹) foram registradas no período úmido e quente. As cianobactérias representaram 53% dos organismos fitoplancctônicos com duas espécies abundantes, *Limnothrix* sp. e *Sinechocystis aquatilis*, potenciais produtoras de toxinas. O índice de estado trófico qualificou o lago como oligotrófico. Bacia e subbacias possuem porte pequeno a médio, desenvolvimento de drenagem intermediário, formato alongado e irregular com baixa predisposição a enchentes e relevo ondulado. O rio Bananal (subbacia 2), principal afluente do lago, é responsável por 83,6% da descarga de água, 87,3% do fluxo de material em suspensão, 87,2% do fósforo total, 69,4% do fósforo solúvel reativo, 96,5% do nitrogênio total, 98,4% do nitrato, 80,5% do nitrito e 65,4% da amônia que entram no lago oriundos dos córregos afluentes. A abordagem DPSIR foi utilizada para a integração dos resultados da morfometria, ecologia lacustre, fisiografia e hidrologia da bacia como subsídio às respostas de gestão para controle e prevenção da eutrofização no lago. Agricultura, pecuária e captação de água foram identificados como os principais indutores na bacia desencadeando pressões como desmatamento, maior escoamento e fluxos de nutrientes e maiores densidades de cianobactérias. As respostas de gestão incluem estratégias de natureza regulatória, legislativa, corretiva, compensatória e preventiva. Os resultados deste estudo apontam que o lago e sua bacia apresentam boas condições ambientais. Contudo, a intensificação das pressões e impactos pode ocorrer caso medidas de gestão não sejam empreendidas.

SUMÁRIO

Capítulo 1	1
1. Apresentação	1
2. Introdução	2
3. Hipótese	5
4. Objetivos	6
Referências	6
Capítulo 2 – Lake Nova (Southeastern Brazil): morphometry and thermal features of a tropical lake	9
1. Introduction	9
2. Methods	10
2.1. Study area	10
2.2. Lake surface and watershed data	13
2.3. Hydrographic survey	13
2.4. Lake basin morphometry	13
2.5. Water column structures	16
3. Results	17
3.1. Bathymetric map	17
3.2. Lake size and form	17
3.3. Lake special factors	21
3.4. Water column structure	24
4. Discussion	27
5. Conclusions	30
References	31
Capítulo 3 – Ecologia aquática e estado trófico no lago Nova, Espírito Santo, Brasil	33
1. Introdução	33
2. Material e métodos	35
2.1. Área de estudo	35
2.2. Amostragem em campo, variáveis climáticas e variáveis físicas	36
2.3. Variáveis físico-químicas, hidroquímicas e hidrobiológicas e análise dos dados em laboratório	38
2.4. Índice de estado trófico	39
2.5. Análises estatísticas	40
3. Resultados	41
3.1. Variáveis climáticas e variáveis físicas	41
3.2. Variáveis físico-químicas e hidroquímicas	45

3.3. Variáveis hidroquímicas	57
3.4. Variáveis hidrobiológicas.....	59
3.5. Índice de estado trófico.....	79
4. Discussão	80
5. Conclusões.....	88
Referências.....	89
Capítulo 4 – Hidrologia e hidroquímica na bacia hidrográfica do lago Nova, Espírito Santo, Brasil	96
1. Introdução	96
2. Material e métodos	98
2.1. Área de estudo.....	98
2.2. Amostragem em campo e variáveis climáticas.....	99
2.3. Fisiografia da bacia hidrográfica	100
2.4. Variáveis físicas, físico-químicas e hidroquímicas e análises dos dados em laboratório	102
2.5. Análises estatísticas	104
3. Resultados	104
3.1. Variáveis climáticas.....	104
3.2. Fisiografia da bacia hidrográfica	106
3.3. Variáveis físicas, físico-químicas e hidroquímicas.....	112
4. Discussão	129
5. Conclusões.....	136
Referências.....	137
Capítulo 5 – Ecohidrologia e estratégias para gestão da eutrofização no lago Nova (Espírito Santo, Brasil) com base no método DPSIR	143
1. Introdução.....	143
2. Desenvolvimento da abordagem DPSIR para a eutrofização no lago Nova	147
2.1. Indutores	148
2.2. Pressões e Estado	150
2.3. Impactos	152
2.4. Respostas.....	153
3. Discussão.....	159
4. Conclusões	162
Referências	163
Capítulo 6 – Considerações finais	168

CAPÍTULO 1

1. Apresentação

A estrutura da presente tese de doutoramento compreende seis capítulos. Espera-se, que juntos, todos os capítulos constituam uma contribuição original e coerente ao tema escolhido para pesquisa.

O capítulo 1 se constitui de uma introdução geral sobre os temas abordados na pesquisa, a saber, a morfometria e o padrão de estratificação térmica e mistura em lagos, a ecologia lacustre, a fisiografia e fluxos hidrológicos em bacias hidrográficas e a abordagem DPSIR como método para a proposição de estratégias de gestão. O capítulo 1 também apresenta a hipótese da pesquisa e seus objetivos geral e específicos.

O capítulo 2 intitula-se “*Estudo morfométrico do lago Nova, Espírito Santo, Brasil*”. O capítulo trata da investigação sobre a batimetria e a morfometria do lago Nova e tem como objetivos realizar o mapeamento batimétrico e descrever as características morfométricas do lago visando contribuir com a compreensão da relação entre a morfometria e os padrões de mistura em lagos tropicais profundos no Brasil. O capítulo foi preparado como artigo científico e submetido para publicação ao periódico *Limnologica*, classificação Qualis B1 para área de Ciências Ambientais.

O capítulo 3 intitulado “*Ecologia aquática e estado trófico no lago Nova, Espírito Santo, Brasil*” trata da avaliação das principais características físicas, físico-químicas, hidroquímicas e hidrobiológicas e do estado trófico do lago. Também são analisadas as relações entre o estado trófico e a densidade da comunidade fitoplanctônica e de cianobactérias nos períodos seco e moderadamente frio e úmido e quente. O capítulo 3 será submetido para publicação no periódico *Limnologica*, classificação Qualis B1 para área de Ciências Ambientais.

O capítulo 4 tem como título “*Hidrologia e hidroquímica na bacia hidrográfica do lago Nova, Espírito Santo, Brasil*” e como objetivos determinar a rede hidrográfica e a área de drenagem da bacia hidrográfica do lago Nova; incorporar informações sobre o uso e ocupação da terra na bacia; caracterizar o regime hidrológico da bacia para o período seco e moderadamente frio e para o período úmido e quente e avaliar as condições de alteração de vazão e cargas de material particulado em suspensão e nutrientes em ambos os períodos. O capítulo 4 traz ainda os resultados dos fluxos de água, material

particulado em suspensão e nutrientes. Para validar os dados de vazão dos córregos tributários foram analisadas séries históricas de pluviosidade a fim de determinar a vazão a partir dos dados de pluviosidade, área e topografia das subbacias. O capítulo será submetido ao periódico *Freshwater Biology*, classificação Qualis A1 para área de Ciências Ambientais.

O capítulo 5 intitulado “*Ecohidrologia e estratégias para gestão da eutrofização no lago Nova, (Espírito Santo, Brasil) com base no método DPSIR*” tem como objetivos integrar as diferentes abordagens utilizadas na pesquisa para entender como as características morfométricas, ecológicas, fisiográficas e hidrológicas podem afetar o lago acelerando a eutrofização e intensificando a densidade de cianobactérias. Essas relações foram feitas a partir dos resultados da pesquisa através da abordagem DPSIR (*Driver, Pressure, State, Impact, Response*) utilizada como método para entender as relações de causa e efeito e subsidiar a proposição de estratégias de gestão. O capítulo será submetido para publicação ao periódico *Water Resources Management*, classificação Qualis A2 para área de Ciências Ambientais.

Por fim, no capítulo 6 são feitas as considerações finais integrando os resultados dos capítulos precedentes e apresentando recomendações e perspectivas para pesquisas futuras.

2. Introdução

A Ecohidrologia é definida como o estudo das inter-relações funcionais entre processos hidrológicos e ecológicos na escala de bacia hidrográfica (Zalewski et al, 1997). Trata-se de uma abordagem que busca alcançar a gestão sustentável dos ecossistemas aquáticos de maneira holística utilizando os processos ecológicos como ferramentas para a construção e o estabelecimento de estratégias de manejo (Zalewski, 2000; Zalewski, 2002). A Ecohidrologia admite, portanto, que o conhecimento dos processos hidrológicos e ecológicos nos ecossistemas aquáticos e em suas bacias hidrográficas é fundamental para subsidiar ações de gestão para a sustentabilidade, resistência e resiliência aos impactos humanos (Zalewski, 2000).

Em 1971 a Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO) inseriu os ecossistemas aquáticos no Programa Hidrológico Internacional (IHP), um projeto especial no âmbito do Programa Homem e a Biosfera (*Man and*

Biosphere Program - MAB) a fim de identificar as mudanças que ocorrem nos ecossistemas aquáticos decorrentes das atividades humanas. Posteriormente, outras temáticas foram sendo incorporadas ao Programa tais como, o uso da terra e seus impactos, as funções dos ecótonos, os processos biológicos do ciclo hidrológico e a busca de uma visão sistêmica sobre como utilizar as propriedades dos ecossistemas como ferramentas para o seu manejo e gestão (Zalewski et al., 1997; Zalewski, 2008).

A gestão integrada de recursos hídricos é um dos temas mais importantes e desafiadores da atualidade, recorrente nas agendas de diversos países e foco das políticas ambientais em nível global. Trata-se de um processo de desenvolvimento que ocorre através do gerenciamento da água, terra e recursos relacionados a fim de maximizar o bem-estar social e econômico de modo equitativo sem comprometer a sustentabilidade dos ecossistemas (GWP, 2000; Burton, 2003; Nakamura, 2003).

A Conferência sobre Água e Meio Ambiente, realizada em Dublin, Irlanda em 1992, mostrou a necessidade de mudanças nos modos pelos quais os recursos hídricos estavam sendo geridos, e fomentou o uso da bacia hidrográfica como unidade de gestão, propondo a descentralização do processo de tomada de decisões. Em conferências subsequentes (Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento - A Cúpula da Terra - no Rio de Janeiro em 1992, Reunião de Cúpula das Américas em Miami em 1994, Conferência Pan-Americana sobre Saúde e Meio Ambiente em Desenvolvimento Sustentável em Washington DC em 1995, Conferência sobre Desenvolvimento Sustentável em Santa Cruz, Bolívia em 1996) (McClain, 2002) tais propostas foram cada vez mais articuladas e amplificadas e muitos países, inclusive o Brasil (ANA, 2001), revisaram seus planos e legislações para incorporar os novos conceitos.

O impacto sobre a qualidade e a quantidade das águas, bem como a manutenção dos processos que garantem a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos está diretamente relacionado à ocupação e manejo do território da bacia hidrográfica, por isso, a gestão da água precisa estar inserida em processos amplos de gestão ambiental integrada cujo desafio inclui realizar as mudanças ambientais, econômicas e sociais rumo a uma situação de equilíbrio (Holling, 1995). Portanto, a gestão integrada dos recursos hídricos precisa considerar as interações sistêmicas na busca por respostas e soluções para problemas específicos.

Neste contexto, a Ecohidrologia, enquanto abordagem que almeja integrar os conhecimentos sobre processos hidrológicos e ecológicos, a fim de propor soluções para alcançar a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos (Zalewski, et al, 1997), considera a investigação da dinâmica do ecossistema no âmbito da bacia hidrográfica fundamental, pois considera rio, lago, estuário, planície de inundação, paisagens adjacentes e biota como um sistema integrado (Wolanski et al 2004; Wolanski et al, 2006; Agostinho et al, 2008; Chícharo et al, 2009) e, portanto, interdependente em suas relações.

Os lagos são ecossistemas de suma importância do ponto de vista hidrológico, ecológico, ambiental, econômico e social sendo intensamente utilizados pelas comunidades humanas do seu entorno. Entre os principais usos destacam-se abastecimento doméstico, irrigação, lazer e recreação, aquicultura e deposição de efluentes. Os lagos ocupam parte significativa das áreas costeiras em todo o mundo (Kjerfve, 1994) e, apesar de sua importância e dos múltiplos usos dos seus recursos, o desenvolvimento urbano e a intensa utilização dos ecossistemas lacustres, seus arredores e suas bacias hidrográficas tem levado a situações de contaminação das águas, eutrofização, introdução de espécies exóticas, destruição de habitats e conflitos pelo uso dos recursos ecossistêmicos (Gikas et al., 2006; Pereira et al., 2009).

Ao planejar a gestão dos lagos, deve-se considerar aspectos específicos desses ecossistemas que os diferenciam de outros ambientes, tais como a integração entre o sistema lacustre e sua bacia de drenagem, o longo tempo de residência da água, os padrões de estratificação e desestratificação, os aspectos morfométricos e a maior complexidade de suas respostas às alterações que causam degradação ambiental (ILEC, 2005).

Avanços científicos e técnicos recentes apontam que os lagos encontram-se intimamente conectados às suas bacias de drenagem e que questões importantes para o gerenciamento de lagos têm origem em suas bacias hidrográficas (ILEC, 2005). Ressalta-se também a importância do conhecimento sobre os aspectos morfométricos (Håkanson, 2004), a dinâmica dos fatores abióticos, os processos de eutrofização (Cotovicz Jr. et al., 2013), o uso da terra no entorno do lago e na bacia hidrográfica (Cooper et al., 2013) e a dinâmica dos fluxos de água, sedimentos e nutrientes (Ferreira, et al., 2011) para subsidiar a proposição de estratégias para a sustentabilidade dos ecossistemas lacustres.

O Brasil possui muitos lagos costeiros, inclusive alguns com profundidade moderada (Schwarzbold & Schãfer, 1984; Barrso et al., 2014). A distribuição dos lagos costeiros no Brasil coincide com áreas densamente populosas e, por isso, muitos ecossistemas lacustres brasileiros encontram-se sujeitos às influências das atividades humanas que colocam em risco a provisão de bens e serviços ecossistêmicos (Petruccio, 1998). Os estudos ecológicos dos ecossistemas lacustres brasileiros ainda são escassos (Esteves, et al., 2008) e, no estado do Espírito Santo, que possui 387 lagos costeiros (Barroso, 2007), a realidade é a mesma encontrada em nível nacional.

O lago Nova faz parte da Região do Baixo Rio Doce, localizada no município de Linhares, norte do Espírito Santo, região sudeste do Brasil e possui aproximadamente 90 ecossistemas lacustres (Barroso, 2007). Os estudos na região são ainda incipientes apesar das dimensões dos lagos, área superficial de 279 m² a 62 km², e ampla utilização pelas comunidades do entorno. O distrito lacustre da Região do Baixo Rio Doce compreende ecossistemas localizados nos vales fluviais inundados e na planície costeira, sendo os primeiros moderadamente profundos e com padrão de estratificação sazonal e os últimos rasos e com metabolismo dinâmico (Bozelli et al., 1992). A origem do lago Nova e dos demais lagos da Região do Baixo Rio Doce está associada às flutuações do nível relativo do mar durante o Quaternário (Suguió et al., 1982; Martin et al., 1996) e a processos neotectônicos (Hatushika et al., 2007).

O objetivo da presente pesquisa de tese de doutoramento foi avaliar a dinâmica dos fluxos hidrológicos e de nutrientes da bacia hidrográfica para o lago Nova e entender as relações entre a morfometria, a ecologia aquática, a fisiografia e os fluxos hidrológicos quanto à eutrofização do lago a fim de propor estratégias de gestão para a bacia lacustre. A abordagem DPSIR, foi utilizada para avaliar as relações de causa e efeito entre os fluxos hidrológicos e a eutrofização, incluindo a proposição de respostas de gestão.

3. Hipótese

As características morfométricas e suas relações com o padrão de estratificação térmica e mistura da coluna d'água, a ecologia lacustre, a fisiografia e os fluxos hidrológicos da bacia hidrográfica exercem influência sobre a eutrofização e a densidade de cianobactérias no lago Nova.

4. Objetivos

Objetivo Geral

Avaliar a dinâmica dos fluxos hidrológicos e de nutrientes da bacia hidrográfica para o lago Nova (Linhares/Rio Bananal, ES) buscando entender as relações entre a morfometria, a ecologia aquática, a fisiografia e os fluxos hidrológicos quanto à eutrofização do lago a fim de propor estratégias de gestão para a bacia lacustre.

Objetivos Específicos

- 1- Entender as relações entre a morfometria da bacia lacustre e o padrão de estratificação térmica e mistura da coluna d'água no lago Nova.
- 2- Avaliar a ecologia aquática e inferir sobre o estado trófico do lago Nova e suas relações com a densidade fitoplanctônica e de cianobactérias nos períodos seco e frio e úmido e quente.
- 3- Avaliar os fluxos hidrológicos da bacia hidrográfica do lago Nova quanto aos aportes de nutrientes em relação ao estado trófico do lago.
- 4- Analisar de modo integrado as relações de causa e efeito entre os fluxos hidrológicos e a eutrofização lacustre incluindo estratégias de gestão por meio da abordagem DPSIR.

Referências

- Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Pelicice, F.M., Souza-Filho, E.E. & Tomanik, E. A. 2008. Application of the ecohydrological concept for sustainable development of tropical floodplains: the case of the upper Paraná River basin. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 8(4): 205-223.
- ANA (Agência Nacional de Águas, Brasil). 2001. *A recente criação da Agência Nacional Brasileira de Água e a implementação da nova lei nacional das águas*. Disponível em <http://www.ana.gov.br>. Acesso em 10 de janeiro de 2011.
- Barroso, G.F. 2007. Coastal lagoons of the Espírito Santo: prospects for conservation. In: Menezes, L. F. T., Pires, F. R. Pereira, O.J. (eds.). *Coastal ecosystems of the Espírito Santo: conservation and restoration*. Vitória, EDUFES, 71-86. (In Portuguese).
- Barroso, G. F., Goncalves, M. A. & Garcia, F. C. 2014. The Morphometry of Lake Palmas, a Deep Natural Lake in Brazil. *PLoS ONE* 9(11): e111469.
- Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Roland, F. & Suzuki, M.S. 1992. Padrões de funcionamento das lagoas do Baixo Rio Doce: variáveis abióticas e clorofila *a* (Espírito Santo – Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 4: 13-21.

- Burton, J. 2003. *Integrated water resources management on a basin level*, UNESCO - Editions MultiMondes.
- Chícharo, L., Hamadou, R. B., Amaral, A., Range, P., Mateus, C., Piló, D., Marques, R., Morais, P. & Chícharo, M. A. 2009. Application and demonstration of the ecohydrology approach for the sustainable functioning of the Guadiana estuary (South Portugal). *Ecohydrology & Hidrobiologia*, 9(1): 55-71.
- Cooper, S. D., Lake, P. S., Sabater, S., Melack, J. M. & Sabo, J. L. 2013. The effects of land changes on streams and rivers in mediterranean climates. *Hydrobiologia*, 719: 383-425.
- Cotovicz Jr., L. C., Knoppers, B. A., Mizerkowski, B. D., Sterza, J. M., Ovalle, A. R. C. & Medeiros, P. R. P. 2013. Assessment of the trophic status of four coastal lagoons and one estuarine delta, eastern Brazil. *Environmental Monitoring Assessment*, 185: 3297-3311.
- Esteves, F. A., Caliman, A., Santangelo, J. M., Guariento, R. D., Farjalla, V. F., & Bozelli, R. L. 2008. Neotropical coastal lagoons: an appraisal of their biodiversity, functionings, threats and conservation management. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4): 967-981.
- Ferreira, J. G., Andersen, J. H., Borja, A., Bricker, S., Camp, J., Cardoso da Silva, M., Garces, E., Heiskanen, A. S., Humborg, C., Ignatiades, L., Lancelot, C., Menesguen, A., Tett, P., Hoepffner, N. & Claussen, U. 2011. Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 9(2): 117-131.
- Gikas, G. D., Yiannakopoulou, T., & Tsihrintzis, V. A. 2006. Water quality trends in a coastal lagoon impacted by non-point source pollution after implementation of protective measures. *Hydrobiologia*, 563: 385-406.
- GWP - Global Water Partnership. 2000. *Integrated Water Resources Management. TAC Background Paper 4*. Global Water Partnership, Estocolmo. Disponível em: <http://www.gwpforum.org/gwp/library/TACNO4.pdf>. Acesso em março de 2013.
- Håkanson, L. 2004. *Lakes: form and function*. Cladwell, The Blackburn Press.
- Hatshika, R. S., Silva, C. G. & Mello, C. M. 2007. High resolution seismic stratigraphy of Lake Juparanã as a basis for sedimentology and quaternary tectonics studies. *Revista Brasileira de Geofísica*. 25(4): 433-442. (in Portuguese).
- Holling, C.S. 1995. "What Barriers? What Bridges?" in *Barriers & Bridges to the Resenal of Ecosystems and Institutions*. Nova York: Gunderson, Holling and Light Columbia University Press, 15p.
- ILEC. 2005. *Managing lakes and their basins for sustainable use: A report for lake basins managers and stakeholders*. International Lake Environment Committee Foundation: Kusatsu, Japan.
- Kjerfve, B. 1994. Coastal lagoons. In: B. Kjerfve (Ed.), *Costal lagoon processes* (pp. 1-8). Amsterdam: Elsevier.
- Martin, L.; Suguio, K.; Flexor, J.M. & Archanjo, J. D. 1996. Coastal Quaternary formations of the Southern part of the state of Espírito Santo (Brazil). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 68: 389-404.

- McClain, M. E. 2002. The application of ecohydrological principles for better water resources management in South America. Chapter 11 in: *The Ecohydrology of South America Rivers and Wetlands* (ed. By M. McClain). IAHS Special Publication nº6.
- Nakamura, T. 2003. Ecosystem-based River Basin Management: its approach and policy-level application. *Hydrological Processes*, 17(14): 2711-2725.
- Pereira, P., Pablo, H., Vale, C., Franco, V. & Nogueira, M. 2009. Spatial and seasonal variation of water quality in an impacted coastal lagoon (Óbidos Lagoon, Portugal). *Environmental Monitoring and Assessment*, 153: 281–292.
- Petrucio, M. M. 1998. *Caracterização das Lagoas Imboassica, Cabiúnas, Comprida e Carapebus a partir da temperatura, salinidade, condutividade, alcalinidade, O2 dissolvido, pH, transparência e material em suspensão*. In: F. A. Esteves (Ed.), *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatibae do Município de Macaé (RJ)* (109–122). Rio de Janeiro: NUPEM/UFRJ).
- Schwarzbald, A. & Schäfer, A. 1984. Genesis and morphology of Rio Grande do Sul coastal lakes – Brasil. *Amazoniana*. 9(1): 87-104. (in Portuguese).
- Suguio, K., Martin, L. & Dominguez, J.M.L. 1982. Evolução da Planície Costeira do Rio Doce (ES) durante o Quaternário: Influência das flutuações do nível do mar. *Atas do IV Simpósio do Quaternário no Brasil*, 93-116.
- Wolanski, E., Boorman, L.A., Chícharo, L., Langlois-Saliou, E., Lara, R., Plater, A.J., Uncles, R.J. & Zalewski, M. 2004. Ecohydrology as a new tool for sustainable management of estuaries and coastal Waters. *Wetlands Ecology and Management*, 12: 236-276.
- Wolanski, E.J., Chícharo, L., Chícharo, M. A. & Morais, P. 2006. An ecohydrology model of the Guadiana Estuary (South Portugal). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 70: 132-143.
- Zalewski, M., Janauer, G.A. & Jolánkai, G. 1997. *Ecohydrology – A new paradigm for the sustainable use of aquatic resources*. International Hydrological Programme – IHP. UNESCO, Paris.
- Zalewski, M. 2000. Ecohydrology: the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources. *Guest Editorial Ecological Engineering*, 16: 1-8.
- Zalewski, M. 2002. Ecohydrology-the use of ecological and hydrological process for sustainable management of water resources. *Journal des Sciences Hydrologiques*, 47(5): 823-832.
- Zalewski, M. 2008. Ecohydrology, framework for implementation of ecological biotechnologies in integrated water resources management (IRWM). *Folia Geographica Physica*, 34: 53-62

CHAPTER 2

LAKE NOVA (SOUTHEASTERN BRAZIL): MORPHOMETRY AND THERMAL FEATURES OF A TROPICAL LAKE

Abstract

Lake Nova (15.5 km²) is the second largest lake in the Lower Doce River Valley (SE coast of Brazil). Its morphometric features were estimated from a hydrographic survey along 131.7 km of bathymetric tracks and 51,692 depth points. The subrectangular elongated basin has its form and size described by maximum length of 15.7 km, shoreline development index of 5.0, volume of 0.22 km³, volume development of 1.3, and maximum, mean and relative depths of 33.9 and 14.7 m and 0.7 %, respectively. As special morphometric factors the proportion of littoral and pelagic compartments, wave base depth, wind effects and volumes of mixing, anoxic bottom waters, euphotic layers were calculated. Water column profiles of temperature, photosynthetic active radiation were taken along the lake major axis during dry/cool and wet/warm seasons in order to assess lake stratification and its relationship with lake morphometry. Thermal stratification associated with anoxic bottom waters take place during wet and warm season, while lake mixing occurs during dry and cool season. This is in accordance to warm monomitic lake mixing pattern of deep tropical lakes. The mean annual fluvial inflow to Lake Nova is 0.54 m³.s⁻¹ and its theoretical retention time of 13.4 y.

Keywords: lake morphometry; bathymetry; tropical lakes; mixing pattern; geographic information system.

1. Introduction

Morphometric features of lake ecosystems control several aspects of lake physics chemistry, and ecology. Lake size and form are related to the dynamics of heat exchange with the adjacent atmosphere, and therefore with water column mixing pattern. Spatial and temporal hydrochemistry variability is also related to the distribution of nutrients and dissolved gases. Hydrodynamics of tributary rivers pondered with lake volume yield the retention time, which in turn control mass balance of substances, such as contaminants. Wind work on the lake basins may influence

mixing depths as well as sediments resuspension on shallow areas, reducing water transparency. Therefore, lake morphometry indirectly controls biological activity, primary and secondary productivity, and the overall lake trophic state (Håkanson, 2005).

In Brazil, lake morphometry studies are relative incipient with main emphasis on artificial lakes for management purposes. Regarding natural lakes very few studies were developed. Schwarzbold and Schäfer (1984) is the most concise lake morphometry study in Brazil, with 61 coastal lakes in the Rio Grande do Sul.

In the Middle Doce River Valley – MDRV (Minas Gerais) there is a lake district with 40 lakes with a great variety of size and form, with attention to Lake Dom Helvécio, a deep lake with Z_{\max} and Z_{mv} of 39.2 and 11.3 m, respectively (Bezerra-Neto and Pinto-Coelho, 2008). These deep Brazilian tropical lakes show a trend for typical warm monomitic systems with anoxic bottom waters during the stratification season (Henry et al., 1989). In the lower valley of the same river basin LDRV, at the Espírito Santo State, there is a lake district with 90 lakes ranging from 0.8 ha to 62.0 km² of surface area and distributed into a coastal plain and within alluvial valleys of Barreiras geological formation (Barroso, 2007). The alluvial valleys lakes can be considered deep, considering natural Brazilian lakes. Lake Palmas, for instance, has a maximum and mean depths of 50.7 and 21.3 m, respectively (Barroso et al., submitted).

The present study aims to contribute to the understanding of relationship between morphometry and mixing patterns of deep tropical lakes in Brazil.

2. Methods

2.1. Study area

Lake Nova is a tropical natural lake of the Lower Doce River Valley – LDRV (Linhares, ES, Brazil) (Figure 1). An alluvial plain, coastal plains and coastal plateaus characterize regional geomorphology. Planned plateaus features, Barreiras Formation (Tertiary period), are desiccated by alluvial valleys dammed by deposition of fluvial sediments, including by material deposited by Doce River (Martin et al., 1996). Recently, evidences of neotectonics have been found as fractures and faults to explain the regional geomorphology of Barreiras Formation (Hatushika et al., 2007; Bricalli and Mello, 2013).

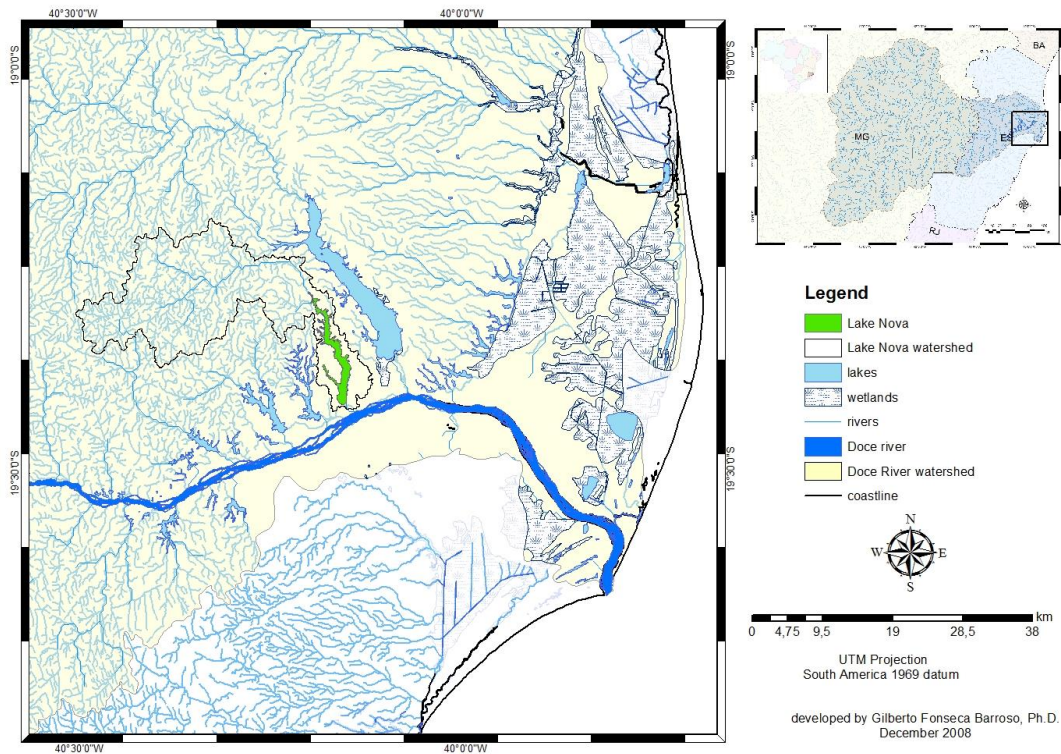


Figure 1: Lake District in the Lower Doce River Valley (Linhares, ES) and Lake Nova and its watershed.

Regional climate is characterized by *Aw* Köppen class with warm and wet summers and dry and cool winters (Figure 2): mean air temperatures of 24.8 ± 3.25 °C and mean monthly rainfall of 167.6 ± 32.2 mm and 21.8 ± 3.09 °C and of 46.1 ± 2.52 mm, respectively. Wind regime is characterized by wet/warm season associated with NE winds (Figure 3a), while dry/cool season is related to S-SE winds from cold fronts, blowing up to 11.1 m/s (Figure 3b).

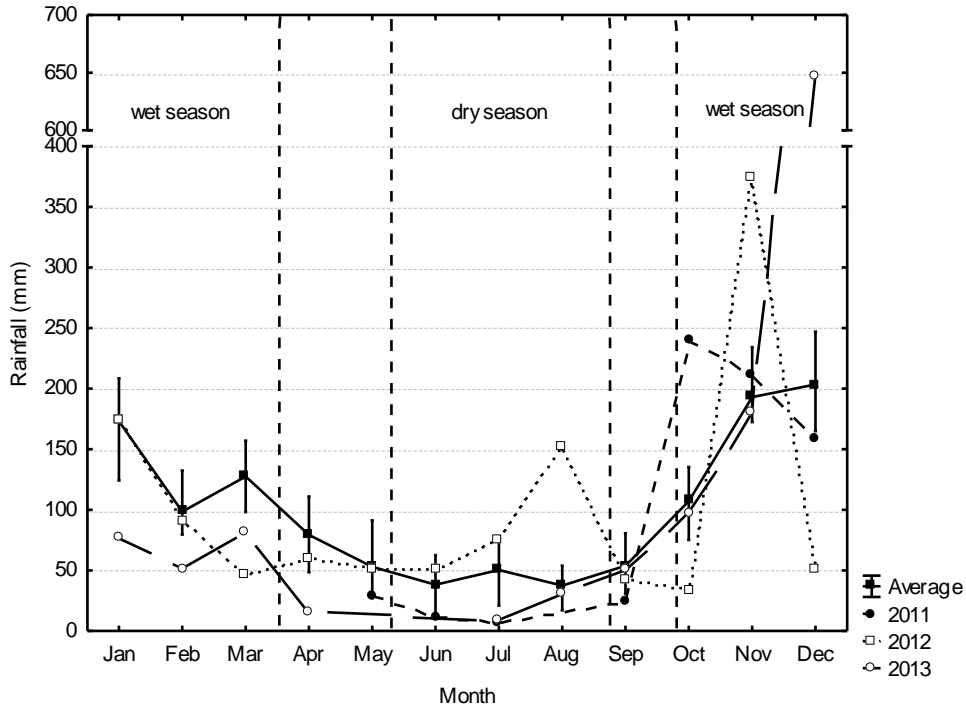


Figure 2: Regional average monthly rainfall based on 13 meteorological stations from 1947 and 2013, monthly rainfall of Linhares meteorological station (A614) for 2011, 2012 and 2013 (ANA, 2013) (Barroso et al., 2014).

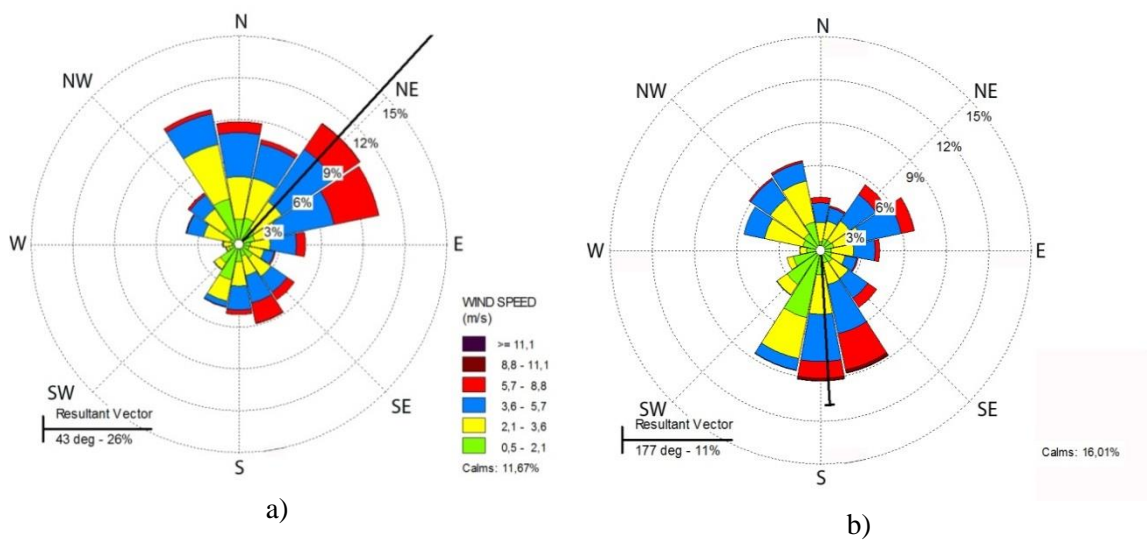


Figure 3: Wind roses for Linhares meteorological station (A614) based on hourly records for 2007 to 2009. a) wet and warm season and b) dry and cool season.

2.2. Lake surface and watershed data

A geographic information system (GIS) was developed to handle hydrographic and watershed data with ArcGIS 10.1 ESRI® and Universal Transverse Mercator - UTM and datum World Geodetic Datum - WGS 1984. Lake shoreline was screen digitized from an aerial photography, year 2008 in scale of 1:15,000, and spatial resolution of 1.0 m. A digital terrain model – DTM with 30 m of spatial resolution was created after interpolating elevation point data, extracted from a DTM raster from Shuttle Mission with 90 m of spatial resolution, using 3D tools of ArcGIS 10.1. Watershed delimitation was done considering clustered subbasins with Watershed tool of ArcGIS 10.1 Hydrological toolbox. The ratio between watershed area (W_A) and lake surface area (A) was calculated.

2.3. Hydrographic survey

Hydrographic survey was carried out in July 2011 with an Ohmex SonarMite BT and DGPS Trimble GeoXH with a real time correction with a Trimble Geobeacon on a grid, with transversal 300 m distances along the lake axis. Navigation on the sampling grid was oriented with GPS Trimble Juno receiver with ArcPad 7.0 ESRI® with speed under 5 km/h (2,7 knots). XYZ data (dxf file) with Easting, Northing and depth, respectively, were converted to a point shapefile, and then edited to remove spike data. Lake shoreline polygon was converted to a point file and each point was assigned as 0 depth. This file was later merged with the hydrographic survey point file. Simple kriging was applied to the point data as an interpolation method using Geostatistical Analyst 10.1 (ArcGIS 10.1, ESRI®). Semivariogram modeling, bivariate distribution and cross validation were evaluated according to Isaks and Srivastava (1989) and Burrough and MacDonnel (1998).

2.4. Lake basin morphometry

The accuracy of bathymetric map was evaluated according to Håkanson (2004). Overall, information value of the bathymetric map (I) is completely correct when $I = 1$. In order to determine I , one will need to define the correctly identified area (I'), the information number (I''). The latter is dependent from the number of contour lines in the bathymetric map. Assessment of I , I' and I'' were according to:

$$I = I' * I''$$

$$I = [A - 0,14 * L_r * L_d^2 * (1/(n+2))^{0,5} * \sum \sqrt{A_i}] / A$$

$$I'' = (e^{0,4\pi} - 1) / (e^{0,4\pi} + 0,02)$$

where:

A = lake area (km²)

A_i = cumulative area (km²) within the limits of an specific contour line;

L_r = ratio between lake area (A in km²) and the effective total distance surveyed (km) ($L_r = A / \sum L_i$);

D_L = shoreline development index;

e = the base for natural logarithm, e = 2.718.

Lake size, form and special factors were calculated according to Håkanson (2004), with the exception of A:V, Z_{mv}:Z_{max} ratios calculated according to Hutchinson (1957), and the index of basin permanence – IBP according to Kerekes (1977). Symbols for morphometric parameters were according to Hutchinson (1957).

Lake size factors, such as lake area (A), shoreline length (L₀), maximum length (L_{max}), maximum breadth (B_{max}), maximum depth (Z_{max}) and volume (V) were calculated from bathymetric data and from GIS routines. Among lake form factors were calculated mean depth $Z_{mv} = V/A$, relative depth $Z_r = \{50 * Z_{max} * [(\sqrt{\pi}) / (\sqrt{A})]\}$, shoreline development index $D_L = \{L_0 / [2 * (\sqrt{\pi} * A)]\}$, volume development index $V_d = [(3Z_{mv}) / Z_{max}]$ and mean slope S_{mv} according to

$$S_{mv} = \{(L_0 + 2 * L_{ctot}) * Z_{max} / [(2 * n * A)]\}$$

where,

L₀ = the normalized shoreline length in km;

L_{ctot} = the total normalized length for all contour lines in km excluding the shoreline;

Z_{max} = the maximum depth in m;

n = the number of contour lines;

A = the lake water surface area in km².

According to Hutchinson (1957) the ratio of lake area to volume (A:V) provides an indication of potential evaporation and thermal stability of water column, while the Z_{mv}:Z_{max} ratio describes the basin shape.

Among special factors were calculated wave base depth (Z_{wb}), effective fetch (L_{ef}) and wave height (H), volumes of epilimnion, littoral, pelagic, hypoxic and anoxic zones

(i.e., V_{ep} , V_{litt} , V_{pel} , V_{hypox} and V_{anox}), as well as the index of basin permanence and dynamic ratio.

Z_{wb} was determined according to $Z_{wb} = [45,7 * (\sqrt{A}) / (21,4 + \sqrt{A})]$, where A = lake area in km^2 . To calculate L_{ef} and H for NE (wet and warm season) and SE (dry and cool season) winds a grid of 112 points with a regular distance of 400 m was set on polygon GIS layer. L_{ef} in each site was calculated based on fetch distances from lake shore considering the predominant wind (0°) and every 6° up to 42° for both sides of the predominant wind. Distances were integrated according to $L_{ef} = \{\sum x_i \cos(a_i) / [(\sum \cos(a_i)) * SC']\}$, where $\sum \cos(a_i) = 13$, a = calculation constant, and SC' = scale constant. In this study a scale constant, based on a map with scale of 1:30,000, was 0.3. Wave height (H) were calculated with L_{ef} on each of the 112 points based on $H = (0,105 * \sqrt{F})$ (cm), where H is wave height and F is fetch. Surface models for NE and SE L_{ef} (km) and H (m) were interpolated in ArcGIS 10.1 using Spline with 0.01 weight, 3 neighborhood points, and cell size of 10.

Z_{wb} was considered to estimate the volume of epilimnion waters. Delimiting littoral and pelagic zones and their volumes were based on depth of euphotic zone (Z_{eu}). Volumes of anoxic and hypoxic (< 0.2 mg dissolved oxygen. L^{-1}) waters were based on the depth of water column vertical profiling in the wet and warm season. Cryptic depth (Z_c) and volume were calculated considering the elevation of lake surface above sea level. All volumes were determined in GIS.

The Index of Lake Basin Permanence – IBP (Kerekes, 1977) in $m^3.km^{-1}$, which indicate the influence of littoral zone lake volume, was calculated with the ratio of lake volume ($\times 10^6 m^3$) and lake shoreline (km), $IBP = V/L_0$. The dynamic ratio – DR, which indicate the influence of turbulence and resuspension of sediments due to wind and waves processes was calculated according to $DR = VA/Z_{mv}$ (Håkanson, 2004).

Lake water theoretical retention time (RT) was determined from the ratio of lake volume in m^3 by the mean annual flow (Q_{mean}) in $m^3.s^{-1}$, of the three tributary streams (Figure 6), $RT = V/Q_{mean}$. Q_{mean} was determined from discharge measurements (n = 24) during wet and dry seasons with a YSI Sontek FlowTracker Handheld – Acoustic Doppler Velocimeter (ADV).

2.5. Water column structure

During warm/wet and dry/cool seasons lake samplings were carried out in 4 sampling sites along Lake Nova axis (Figure 6). Vertical profiling for temperature (°C) and dissolved oxygen (mg.L⁻¹) were recorded with a Horiba U-53G with 30 m cable water quality probe. Mixing depth (Z_{mix}) was determined considering the maximum discontinuity of water column relative thermal resistance (RTR) (Dadon, 1995).

Thermal resilience of water column was calculated for each sampling site and sampling event using Wedderburn (W) number according to Imberger and Hamblin, (1982) and Reynolds (2006):

$$W = \{ [\Delta\rho_\omega * g * (h_m)^2] / [\rho_\omega * (u^*) * L]^{0,5} \}$$

where:

$\Delta\rho_\omega$ = difference of specific water mass from the upper and lower layers of thermocline in kg.m⁻³;

h_m = thermocline depth in m;

L: effective fetch in m;

u^* : wind friction velocity according:

$$u^* = \sqrt{\rho_{air} / \rho_{sur} * Cd * u^2}$$

where:

ρ_{air} : air specific mass in kg.m⁻³;

ρ_{sur} : specific water mass at lake surface in kg.m⁻³;

Cd : friction coefficient = 0,0014;

u : wind speed in m.s⁻¹.

When, $W > 1$ is stable and when $W < 1$ water column is unstable and susceptible to mixing by wind forces.

Water transparency was determined with a Secchi disk and the extension of euphotic zone (Z_{eu}) determined with an underwater light meter system LiCor LI-250A with a LI-193 spherical quantum sensor ($\mu\text{mol s}^{-1}.\text{m}^{-2}$). Light limitation for phytoplankton photosynthesis was determined with $Z_{eu}:Z_{mix}$ ratio (Jensen et al., 1994; Naselli-Flores, 2000) .

3. Results

3.1. Bathymetric map

After edition to remove spike data the hydrographic survey yielded 51,692 depth points, collected along 131.7 km as a total distance navigated. The intensity of hydrographic survey (L_r) was 0.11 km, which is suitable for relative small size lakes. Figure 4 shows the semivariogram for kriging interpolation of bathymetric data. The resulting bathymetric map produced on 1:60,000 with a spatial resolution of 22.6 m is shown on Figures 5 and 6.

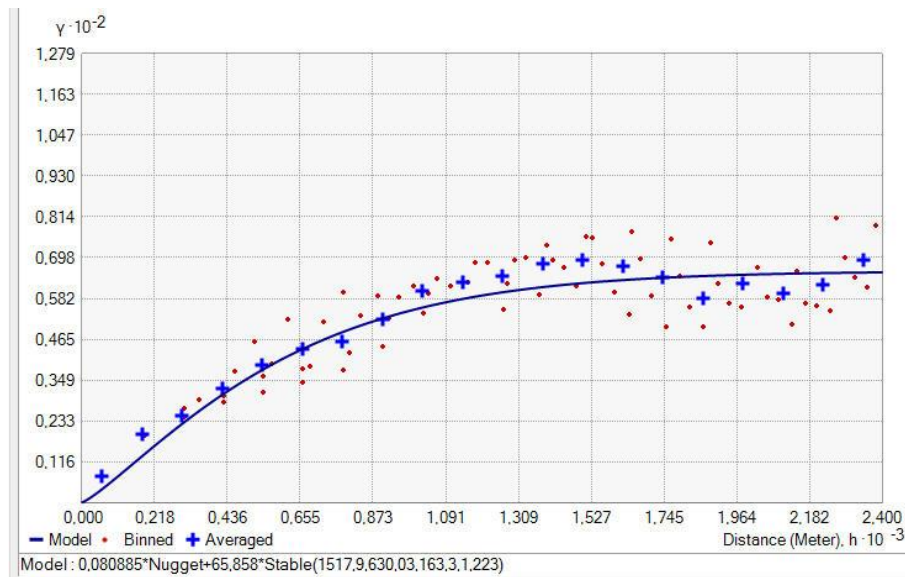


Figure 4: Semivariogram for simple kriging interpolation of bathymetric data.

The overall map accuracy based on an Information Value (I) of 0.82 was calculated considering a Correctly Identified Area (I') of 0.88 and an Information Number (I'') of 0.94. That means with a 5m interval of contours lines the percentage of correctly identified area was 88 %, with an error of 12% or 1.86 km².

3.2. Lake size and form

Lake Nova lies 22 m above mean sea level and has a surface area (A) of 15.51 km², maximum depth (Z_{max}) of 33.94 m and a volume (V) of 0.22 km³ (2.28×10^8 m³). The lake subrectangular elongated and slightly dendritic basin is oriented N-S, with three inflections towards SE, and three tributary streams on the upper part of the basin and a drainage stream at the southernmost shore (Figures 5 and 6). Table 1 show other lake size and form factors.

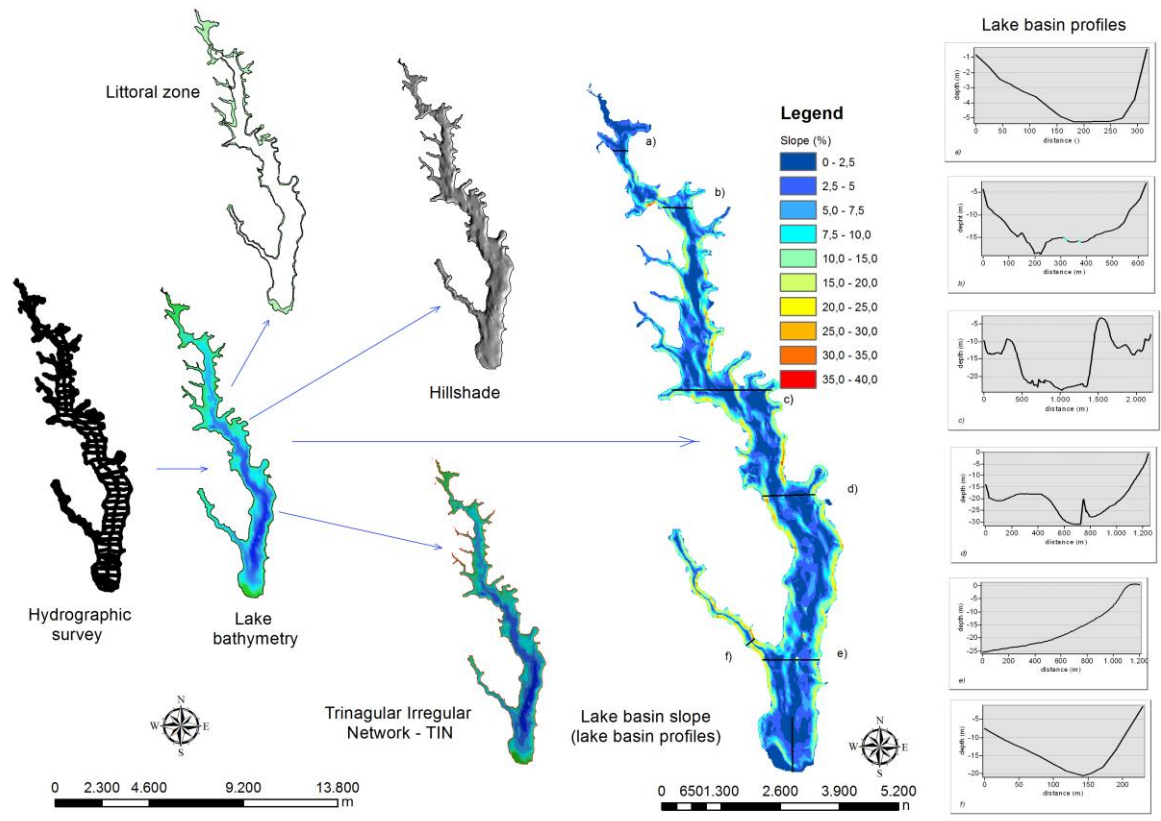


Figure 5: GIS *rasters* created from interpolation of depth point data: lake bathymetry, hillshade, triangular irregular network – TIN and basin slope.

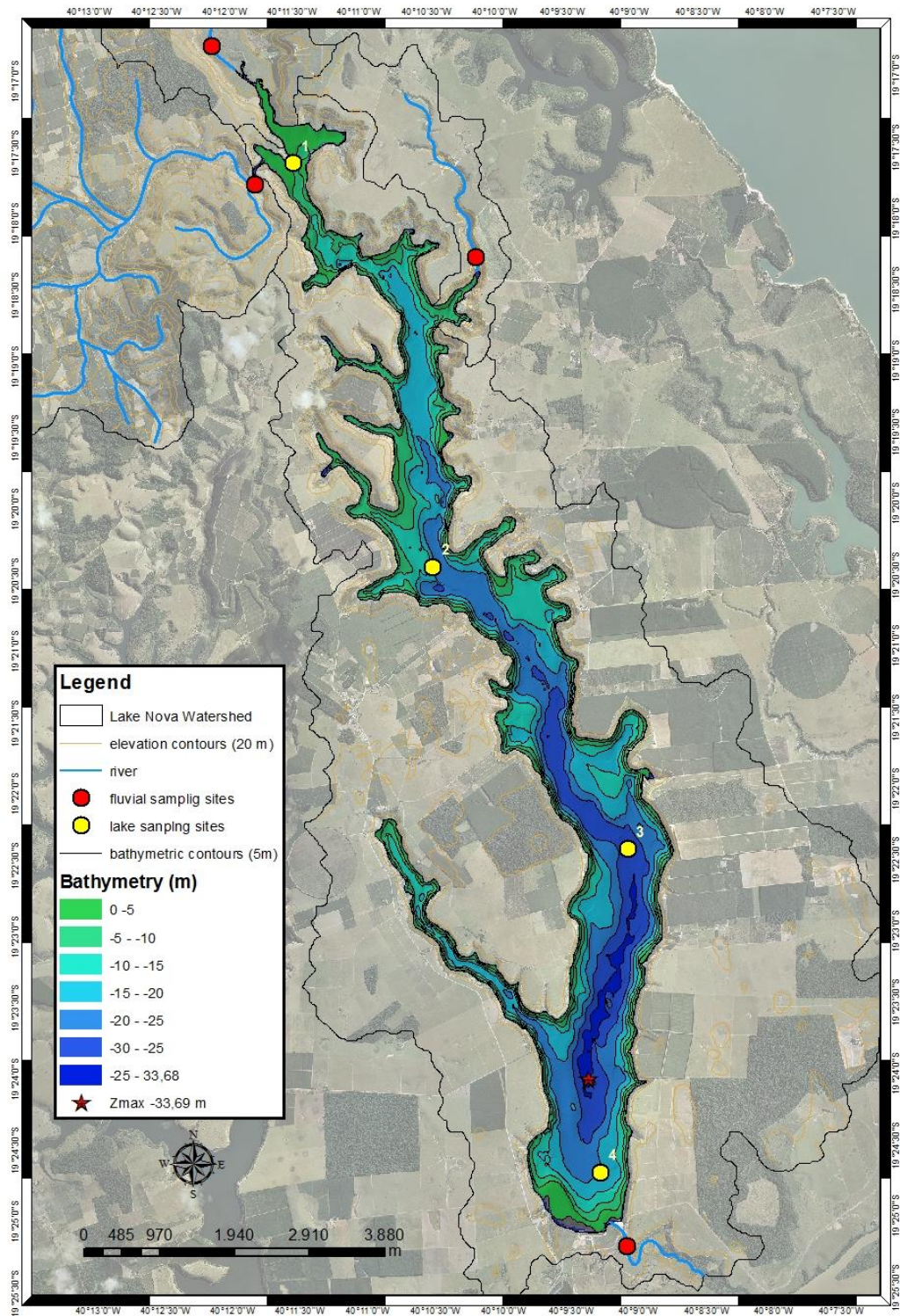


Figure 6: Bathymetric map of Lake Nova draped on an aerial photography and showing lake and fluvial sampling sites.

Hypsographic curves show the distribution of area and volume with lake depth. The relative deep and elongated shape of lake basin is described by the linear shape of area curve (7a) and by a slight concave volume curve (7b). These are corroborated by moderate values of shoreline and volume development indexes (Table 1).

Table 1. Lake Nova size and form factors.

Lake	A	L ₀	L _{max}	B _{max}	Z _{max}	V	Z _{mv}	Z _r	D _L	V _d	S _{mv}
Nova	(km ²)	(km)	(km)	(km)	(m)	(km ³)	(m)	(%)			(%)
	15.51	70.42	15.69 (S-N)	2.45 (E-W)	33.94	0.22	14.72	0.76	5.01	1.30	3.19

L_{max}: maximum length; B_{max} maximum breadth; Z_{max}: maximum depth; Z_{mv}: mean depth; Z_r: relative depth; D_L: shoreline development index; V_d: volume development index; S_{mv}: mean slope.

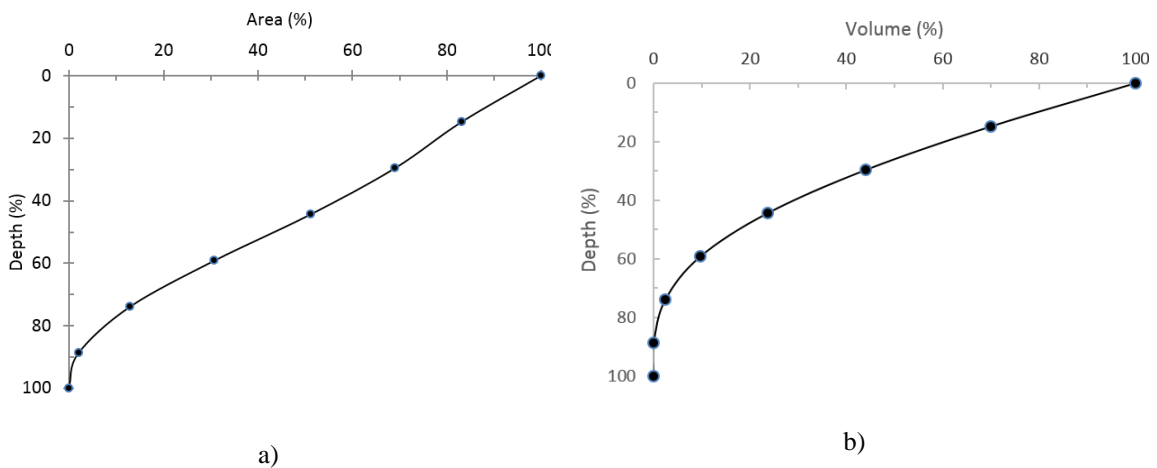


Figure 7: Hypsographic curves of area (a) and volume (b).

Alongside lake N-S axis there are 13 indentation with depths up to 5m, with the exception of SW embayment in lower section of lake, which is 3.6 km long and depths up to 20 m. In the riverine influence zone, located at the northernmost section of the lake, depths are limited to 5m. Shallow areas are also located in the southern shore, with bottom depths shallower than 2.0 m colonized by aquatic grass. Deep basins (> 20 m) are delimited by 20 m depth curve beginning from the second shoreline inflection, while

the 30 m depth contour begins from the third inflection and extending up to 1.5 km to the south shore.

The moderate mean slope (S_{mv}), 3.19 %, indicate a smooth topography, although in the slope map (Figure 5) steep slopes, up to 42 %, can be observed along parts of the shore with hills of Barreiras plateaus (~ 60 m) to the lake surface. While smooth slopes, Lake Nova basin can be considered as relative deep according to Z_r of 0.76 %, A/V ratio of 0.06, and Z_{max} 2.3 times Z_{mv} . And $Z_{mv}:Z_{max}$ ratio of 0.44 indicate a paraboloid bottom contour.

3.3. Lake special factors

The slight convex hypsographic volume curve (Figure 7b) show that about 76 % ($1.74 \times 10^8 \text{ m}^3$) of lake volume is within the first 10 m of depth, while less than 10 % ($0.49 \times 10^8 \text{ m}^3$) is below 20 m. Considering that lake surface is at 22 m above sea level, lake cryptic depth (Z_c) is 11.92 m, thus cryptic volume (V_c) correspond to 64 % ($1.47 \times 10^8 \text{ m}^3$) of lake volume. Besides of that, Lake Nova is a freshwater system.

Wind effects on lake surface measured with an effective fetch (L_{ef}) varied from 0.01 to 0.62 km for NE winds and 0.01 to 0.51 km for SE winds. The L_{ef} model for NE wind show higher influence on SW lake shores (Figure 8a), while during cold fronts, SE wind, most influenced areas are between the second and third shoreline inflection and at the entrance of the SW embayment (Figure 8b). Wave height pattern follow the same patterns (Figures 9a and b) with heights up to 0.5 to 0.8 m for NE and SE winds, respectively.

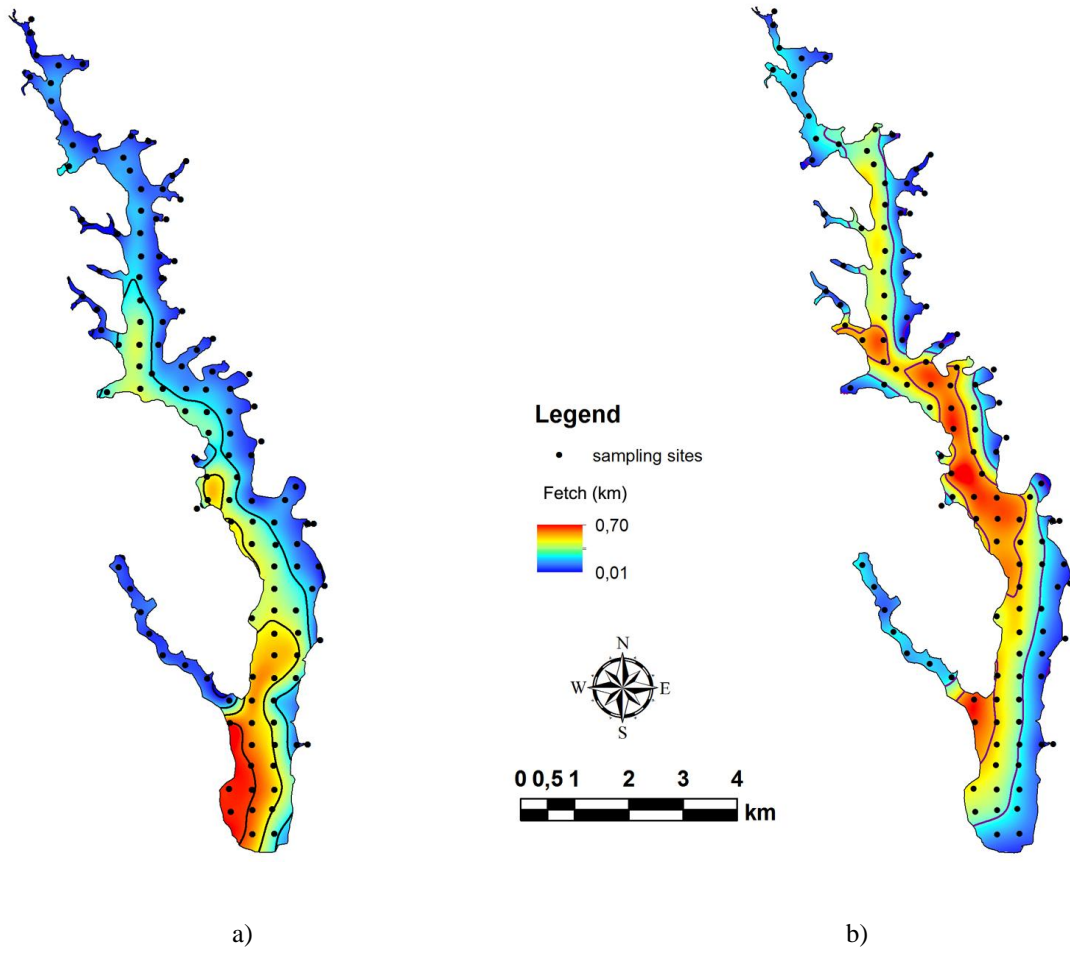


Figure 8: Fetch models: a) NE wind; b) SE wind.

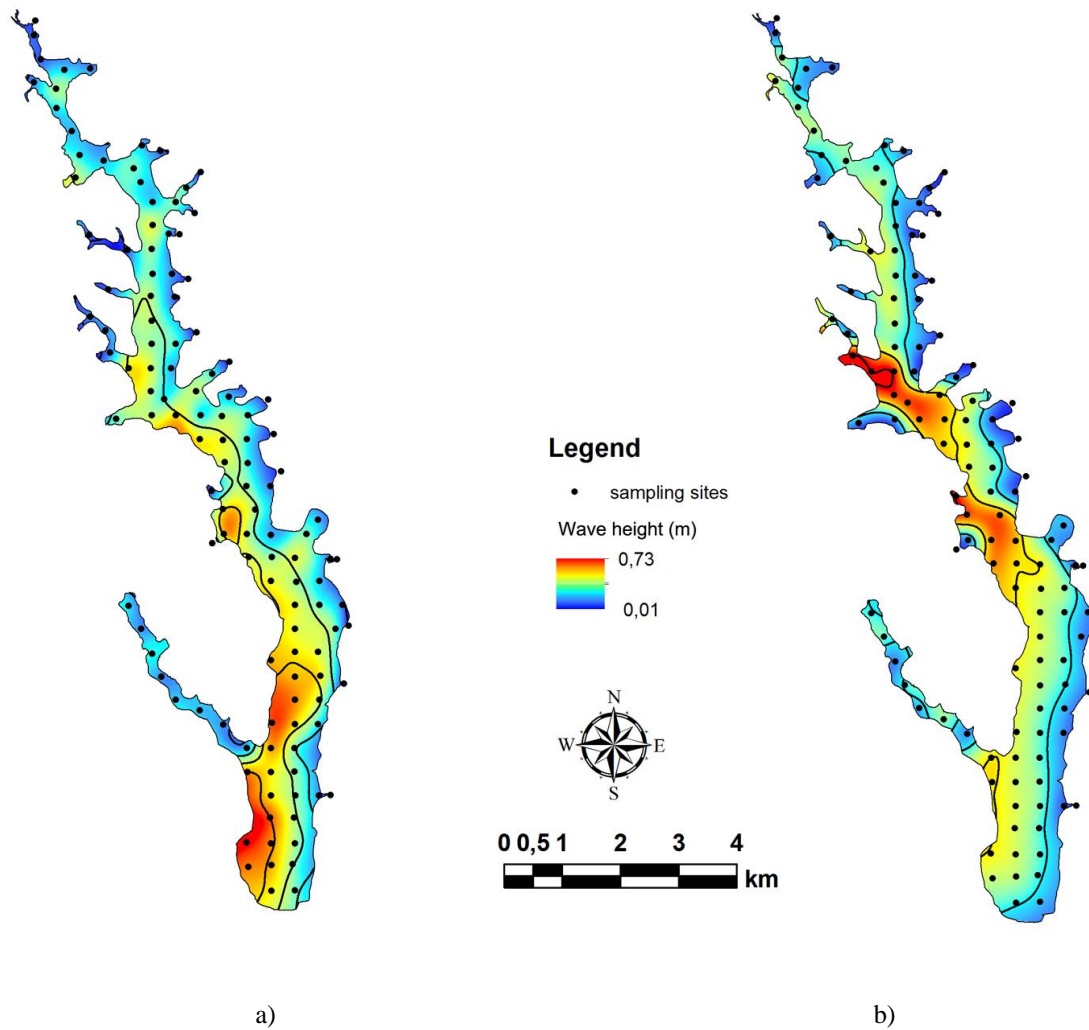


Figure 9: Wave height (m) models: a) NE Wind; and b) SE wind.

The dynamic ratio (DR) yield 0.26, which according to Håkanson (2004), implies that about 15 % of lake area is subjected to slope process with shoreline erosion and transport. The index of basin index – IBP of $3.24 \text{ m}^3 \cdot \text{km}^{-1}$ indicates that lake Nova is less willing to develop a littoral zone with rooted aquatic vegetation. Based on Z_{eu} of 9.0 m the area of littoral zone is 4.01 km^2 or 26 % of lake area, while pelagic area make 11.5 km^2 or 74 % (Figure 5). The volume of littoral zone (V_{lit}) is 4 % ($0.101 \times 10^8 \text{ m}^3$) while the pelagic volume (V_{pel}) holds 95 % ($2.18 \times 10^8 \text{ m}^3$)

Lake Nova watershed drains an area (W_A) of 394.6 km^2 , which may imply in significant inputs of nutrients to the lake, considering the reasonable $W_A:A$ ratio of 25.8. The mean annual discharge of the three tributary rivers $0.54 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, consequently the theoretical retention time (RT) of lake volume is 13.4 years. If mean discharges for dry/cool (0.49

$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) and wet/warm ($0.61 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) seasons were considered, RT would increase and decrease to 14.7 and 11.8 years, respectively.

3.4. Water column structure

Forty-four profiles of temperature and dissolved oxygen and Secchi disk depths were recorded on four lake sampling sites on eleven sampling events. Table 2 shows the descriptive statistics, while Figure 10 show typical profiles for wet and warm season, and Figure 11 show usual profiles for dry and cool season.

Water column remain stratified for the wet and warm season with a temperature difference from surface to bottom up to $6.0 \text{ }^\circ\text{C}$, and mean thermal stability measured with a mean Wedderburn number of 3.5 ± 4.71 (Figure 10 and Table 2). Under this condition mean Z_{mix} was $6.9 \pm 3.4 \text{ m}$, which is very close to the depth of wave base (Z_{wb}) indicating the extension of water column subject to wave turbulence and sediments resuspension. Considering the mean Z_{mix} and Z_{wb} of 7.0 m the volume of epilimnetic waters (V_{ep}) contain 59 % of lake volume ($1.35 \times 10^8 \text{ m}^3$), while bottom volume hold the other 41% ($0.93 \times 10^8 \text{ m}^3$).

During wet and warm season the mean euphotic zone, delimited by 1% of subsurface light (Z_{eu}), spreads to the 9.0 m depth yielding an euphotic volume (V_{eu}) of 51 % of lake volume ($1.17 \times 10^8 \text{ m}^3$), while the other 49 % ($1.06 \times 10^8 \text{ m}^3$) holds the aphotic volume. For this season $Z_{\text{eu}}:Z_{\text{mix}}$ ratio was 1.31, while in the dry and cool season yields only 0.61. That implies in light limitation for phytoplankton primary productivity during the later season, as phytoplankton can be trapped in the dark.

Profiles of dissolved oxygen during wet and warm season show a clear trend to hypoxic ($< 2.0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) and anoxic bottom waters, with the decay of dissolved oxygen at the end of thermocline, 13 m depth. Considering this depth 35 % of lake volume ($0.8 \times 10^8 \text{ m}^3$) can be considered as poor or depleted in dissolved oxygen.

Throughout dry and cool season temperature profiles have shown low variability with Wedderburn numbers yielding zero value indicating mixing conditions (Table 2 and Figure 11). Dissolved oxygen profiles shown slight stratification but without bottom hypoxia.

Sampling site 1, which lies under the fluvial influence of River Bananal, the main tributary for Lake Nova, have shown through both seasons mixed water column

(Wedderburn number = 0.0). Homogeneous dissolved oxygen profiles and Z_{eu} extending to lake bottom were also registered throughout the sampling seasons.

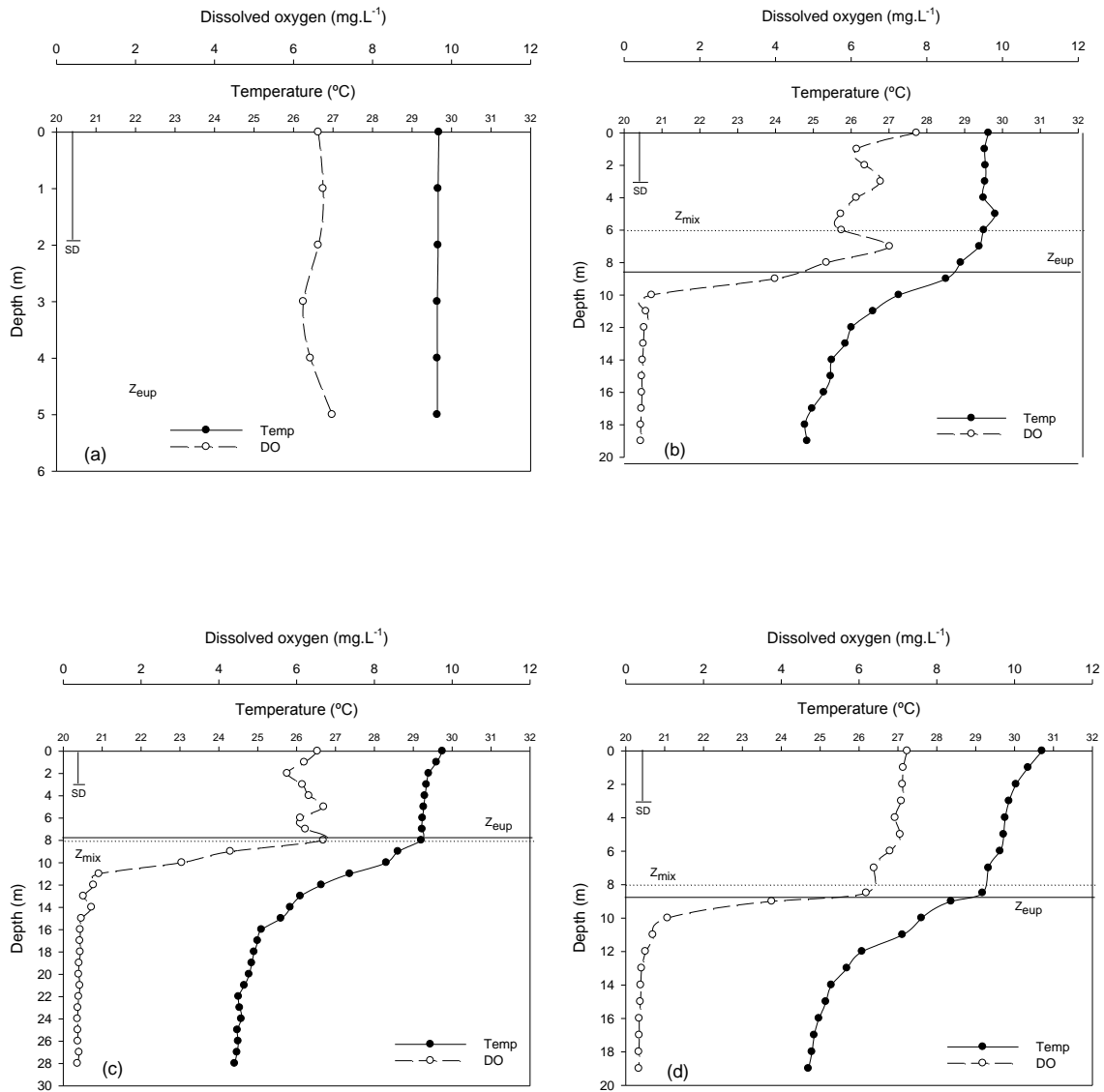


Figure 10: Vertical profiles of temperature ($^{\circ}\text{C}$) and dissolved oxygen (mg.L^{-1}) Secchi disk depth (m), mixing depth (Z_{mix}) and euphotic depth (Z_{eu}) in four sampling sites of Lake Nova, during wet and warm season (e.g, March 2012): a – sampling site 1; b – site 2; c – site 3; d – site 4. Note: different depth scales.

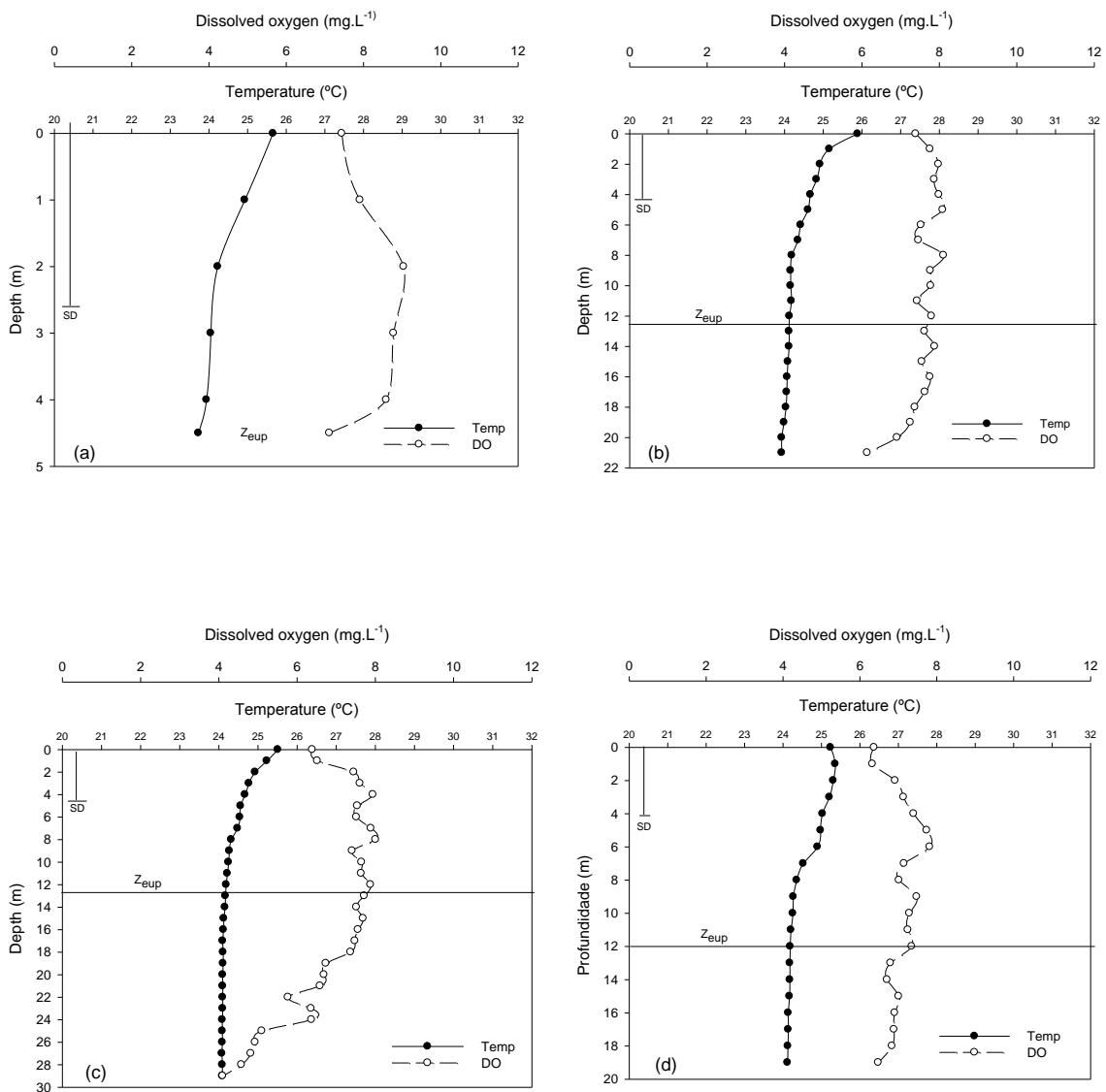


Figure 11: Vertical profiles of temperature (°C) and dissolved oxygen (mg.L⁻¹) Secchi disk depth (m), mixing depth (Z_{mix}) and euphotic depth (Z_{eu}) in four sampling sites of Lake Nova, during dry and cool season (e.g. July 2012): a – sampling site 1; b – site 2; c – site 3; d – site 4. Note: different depth scales.

Table 2. Descriptive statistics for physical and physic-chemical variables in water column.

	Temp (°C)	Z _{mix} (m)	W	SD (m)	Z _{eu} (m)	DO (mg.L ⁻¹)
Wet and warm season						
Average	26.6	6.9	3.5	3.1	9.1	4.6
Min	22.4	1.0	0.0	1.2	3.6	0.3
Max	30.9	14.0	23.1	4.8	14.5	10.0
Range	8.6	13.0	23.1	3.6	10.9	9.8
SD	0.8	3.4	4.71	0.9	3.5	1.1
VC (%)	2.9	50.1	134.4	29.8	38.5	24.4
Dry and cool season						
Average	22.7	16.2	0.0	3.5	9.9	10.0
Min	21.2	3.0	0.0	1.8	4.0	4.1
Max	25.9	29.0	0.0	4.8	14.4	18.9
Range	4.7	26.0	0.0	3.0	10.4	14.8
SD	1.4	8.8	0.0	0.8	3.4	2.0
VC (%)	6.0	54.1	0.0	23.1	33.7	19.8

Temp: temperature; Z_{mix}: mixing depth; W: Wedderburn number; SD: Secchi disk in m; Z_{eu}: euphotic depth; DO: dissolved oxygen.; SD: standard deviation; VC: variation coefficient.

4. Discussion

The accuracy of bathymetric map estimated by $I = 0,82$ is a result of the intensity of hydrographic survey, lake size and form, and of the number of depth contours. In this later subject it is clear that with a minimum contour lines bottom features are simplified, than greater is I . Tests with contours lines from 3 to 13 to represent bathymetric features of Lake Nova have shown that 6 contours, with interval of 5 m was the best balance, while the increase on number of contours imply in an greater error in identifying areas, and creating irrelevant bottom features.

The subretangular elongated shape, N-S oriented, slightly dendritic with several indentations, and a linear bottom hypsography with moderate slope is in accordance to its fluvial and neotectonic genesis of alluvial lakes in the LDRV. The former process is related with the damming of Bananal River (Martin et al., 1996), while the later may explain the overdeepened valley, such as the case of Lakes Palmas and Nova, which may be associated with tectonic faults (Hatushika et al., 2007; Bricalli and Mello, 2013). Among shape morphometric factors, D_L of 5.01 for Lake Nova is in the

intermediate range for the LDRV Lakes such as Terra Alta, Juparanã, Palmas and Palminhas, with 3.1, 3.9, 4.3 and 8.1, respectively (Barroso et al., 2012).

The values of Z_{\max} (33.79 m) and Z_{mv} (14.72) of Lake Nova are significant in relation to Brazilian lakes. Among 61 coastal lakes of Rio Grande do Sul State, south of Brazil, the deepest two lakes shown Z_{\max} of 11.0 m. Comparing with the two deepest natural lake in Brazil, Lake Palmas (Z_{\max} of 50.7 m and Z_{mv} of 21.4 m) at the LDRV (Barroso et al., submitted), and Lake Dom Helvécio (Z_{\max} of 39.3 m and Z_{mv} of 11.3 m) at the MDRV (Bezerra-Neto & Pinto-Coelho, 2008), Lake Nova is the third in Z_{\max} , but the second one considering Z_{mv} . This is also correct considering lake volumes. Interesting, Lake Nova Z_r is about half of Lakes Palmas and Dom Helvécio.

Hypsographic curves with a linear shape for area and slightly convex for volume, likewise moderate Z_r , V_d , $Z_{\text{mv}}:Z_{\max}$, IBP and DR, low A/V ratio, and Z_{\max} 2.3 times Z_{mv} describe a relative deep basin. As a result, the basin has a relative small littoral zone, with 26 % of lake area corresponding to only 4% of lake volume.

Moderate steep shores of Barreiras plateaus as indicated by paraboloid bottom contour, may overcome turbulence process by wind and wave, prevailing process of erosion and transport of sediments. As overall indicator for the depth for sediment resuspension (Håkanson, 2004) Z_{wb} of 7.0 m prevent turbidity and improve water clarity in most of Lake Nova (mean Secchi disk depths of 3.1 ± 0.9 m).

This configuration of a relative deep basin with limited littoral effect on basin volume complies with thermal stability of water column, as it has been shown with thermal profiles during the wet and warm season. Water column stability is very strong for the wet and warm season. Even though high L_{ef} for this season, predominant NE wind work was not effective to promote a deep turbulence in water column. Wedderburn numbers, calculated for each sampling site at every sampling event, were very high indicating a strong resistance to mixing. Under these conditions Z_{wb} , as an indicator to distinguish surface waters from deep waters, corresponds to Z_{mix} , which was estimated with the density discontinuity of RTR. As a consequence, about 41% of lake volume in the mixing layer receives most of thermal energy.

Chemical stratification is also a common feature for the stratified condition. Hypoxic/anoxic conditions start at the end of thermocline, at the depth of 13 m, representing up to 35 % of lake volume. This implies into a key process of solubility of

nutrients from sediment porewater to hypolimnetic waters. As the water column stability may last for the transition seasons of autumn and spring the areal hypolimnetic oxygen deficit may become a key control for nutrient internal loading to Lake Nova.

During dry and cool season water column is unstable with lake mixing as a consequence of atmosphere cooling and increasing incidence of cold fronts with S-SE winds, which causes high L_{ef} and wave height (H). The homogeneous water column distributes dissolved oxygen in bottom waters, thus preventing diffusion of nutrients to bottom waters owing to oxidizing surface sediments porewater.

Lake Nova show a warm monomitic mixing pattern as it has been characteristic to other Brazilian deep tropical lakes such as Lakes Palminhas, Terra Alta (Bozelli et al., 1992; Barroso et al., 2012), Palmas (Barroso et al., submitted) in the LDRV and Lakes Dom Helvécio and Carioca (Bezerra-Neto et al., 2010; Maia-Barbosa et al., 2010) in the MDRV.

Regarding the influence of drainage basin on Lake Nova, the ratio $W_A:A$ of 25.8 is relative high compared to other LDRV Lakes such as Palminhas (8) and Palmas (18), but lower in contrast to Terra Alta (37) and Juparanã (39) (Barroso et al., 2012). This has major implications on lake structure and functioning, mainly in relation to fluvial tributary inputs of water and dissolved and suspended materials. With a mean annual fluvial input of $0.54 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ Lake Nova theoretical retention time (RT) is estimated in 13.4 yrs. This seems to be a long RT compared with the average of 5.55 ± 17.9 yrs for 310 European lakes (Nöges, 2009). According to this later work, in general, higher $W_A:A$ ratios imply in higher fluvial inputs, so lake water tend to be reach in nutrients and organic matter, with high pH, conductivity and alkalinity. However, in deep basin lakes with longer retention time, chlorophyll content is lower and water clarity is higher. This seems to be the case of Lake Nova in which mean chlorophyll is $1.5 \pm 0.7 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$.

Lake morphometry, climate factors and hydrological inputs are key controllers of lake metabolism. In the case of Lake Nova watershed, which can be considered well drained basin (drainage density of $1.48 \text{ km} \cdot \text{km}^{-2}$), the intensive water and land use may exert significant controls on fluvial inputs. According to Barroso and Mello (2013) about 70 % of lake watershed is composed by seminatural systems (i.e., cropland, pastureland and forestry), nonetheless if 30 m and 100 m buffer areas along river channels and lakeshore were considered seminatural compartment increase to 77 and 80 %, respectively.

respectively. Besides the intensive land use 44 impoundments (0.3 km² of impoundments), most of them for irrigation uses, are located in the Lake Nova watershed. Therefore, the compromised natural vegetation buffer of rivers and lake in addition to the river network fragmentation and regularization can drive hydrological changes in quantity, quality and timing of fluvial inputs, which in turn reduce lake flushing capacity. This scenario of environmental changes may be chiefly severe under extreme hydrological events.

Knowledge about lake structure regarding its morphometry and mixing process and pattern, besides watershed physiography and hydrology, as well as the understanding about climate factors as controller of system hydrodynamics is crucial for effective management plans.

5. Conclusions

Lake Nova basin is a subrectangular elongated and relatively deep, with limited littoral influence on pelagic processes. The deep basin favors water column thermal stability with a warm monomitic mixing pattern with stratification on wet and warm season, and mixing during dry and cool season. This pattern is with agreement of other deep tropical Brazilian lakes. During the stratification season bottom waters become hypoxic and anoxic holding 35% of lake volume. Wind work is restricted to 7 m depth and water column turbulence and sediment resuspension appears to be limited. The relative long theoretical retention time of 13.4 yrs and the relative deep basin, which considering mean depth can be considered the second deepest natural lake in Brazil, keep an oligotrophic condition. Although land and water uses in watershed may induce environmental changes in terms of hydrological flows to the lake.

The morphometric and physical knowledge of lake morphometry and thermal structures will contribute to the understanding of the system hydrodynamics. Thus, this knowledge is an important basis for lake management approaches.

References

- ANA (National Water Agency). 2013. Available at <<http://www.hidroweb.ana.gov.br>>. Access in January 2013.
- Barroso, G.F. 2007. Coastal lagoons of the Espírito Santo: prospects for conservation. In: Menezes, L. F. T., Pires, F. R. Pereira, O.J. (eds.). *Coastal ecosystems of the Espírito Santo: conservation and restoration*. Vitória, EDUFES, 71-86. (In Portuguese).
- Barroso, G. F., Garcia, F. C., Gonçalves, M. A., Martins, F. C. O., Venturini, J. C., Sabadini, S. C., Azevedo, A. K., Freitas, A. C. T., Delazari-Barroso, A. & Bertoldi, L. 2012. Integrated studies in Lake System Lower Doce River (Espírito Santo). In: National Seminary Sustainable Management of Aquatic Ecosystems: Complexity, Interactivity and Eco-Development, COPPE/UFRJ. (In Portuguese)
- Barroso, G.F. & Mello, F.A. de O. (2013). Landscape compartments and indicators of environmental pressures on fluvial and lacustrine ecosystems of the Lower Doce River Valley. Proceedings of the 15th Brazilian Symposium of Applied Physical Geography. Vitória, UFES, 158-165p. available at <http://www.xvsbgfa2013.com.br/anais/> (In Portuguese).
- Barroso, G. F., Goncalves, M. A. & Garcia, F. C. 2014. The Morphometry of Lake Palmas, a Deep Natural Lake in Brazil. *PLoS ONE* 9 (11): e111469. doi:10.1371/journal.pone.0111469.
- Bezerra-Neto, J.F. & Pinto-Coelho, R.M. 2008. Morphometric study of lake Dom Helvécio, Parque Estadual do Rio Doce (PERD), Minas Gerais, Brazil: a re-evaluation. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 20(2) 161-167.
- Bezerra-Neto, J. B., Briguenti, L. S., Pinto-Coelho, R. M. 2010. A new morphometry study of Carioca lake, Parque Estadual do Rio Doce (PERD), Minas Gerais State, Brazil. *Acta Scientiarum*. Biological Sciences 32(1) 49-54.
- Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Roland, F. & Suzuki, M.S. 1992. Padrões de funcionamento das lagoas do Baixo Rio Doce: variáveis abióticas e clorofila *a* (Espírito Santo – Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 4: 13-21
- Bricalli, L.L. & Mello, C.L. 2013. Lineament patterns related to lithostructural and neotectonic fracturing (State of Espírito Santo, Southeastern Brazil). *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 14: 301-311 (In Portuguese).
- Burrough, P.A. and MacDonnell, R.A. 1998. *Principles of geographical informations systems*. Oxford, Oxford University Press.
- Dadon, J. R. 1995. Calor y temperatura em cuerpos lenticos. In: Lopretto, E. C. and Tell, G. *Ecosistemas de aguas continentales: metodologias para su estudio*. La Plata, Ediciones SUR. 1: 47-56.
- Håkanson, L. 2004. *Lakes: form and function*. Cladwell, The Blackburn Press.
- Håkanson, L. 2005. The importance of lake morphometry and catchment characteristics in limnology – ranking based on statistical analyses. *Hydrobiologia*. 541(1): 117-137.
- Hatushika, R. S., Silva, C. G. & Mello, C. M. 2007. Sismoestratigrafia de alta resolução no lago Juparanã, Linhares (ES-Brasil) como base para estudos sobre a sedimentação e tectônica quaternária. *Revista Brasileira de Geofísica*, 25(4): 433-442.

- Henry, R., Pontes, M. C. F. & Tundisi, J. G. 1989. O déficit de oxigênio no Lago Dom Helvécio (Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais). *Brasilian Journal Biology*, 49 (1): 251-260.
- Hutchinson, G.E. 1957. *A treatise on limnology*. Volume I: Geography, physics and chemistry. New York, John Wiley & Sons, Inc.
- Imberger J. & Hambling P. F. 1982. Dynamics of lakes, reservoirs and cooling ponds. *Annual Reviews of Fluid Mechanics*, 14: 153–87.
- Isaaks, E.H. & Srivastava, R.M. 1989. *Applied geostatistics*. Oxford, Oxford University Press.
- Jensen, P., Jeppesen, E., Olrik, K. & Kristensen. 1994. Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 1692-1699.
- Kerekes, J. 1977. The index of lake basin permanence. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*. 62(2) :291 293.
- Maia-Barbosa, P. M., Barbosa, L. G., Brito, S. L., Garcia, F. Barros, C. F. A. Souza, M. G. B. Mello, N., Guimarães, A. S. & Barbosa, F. A. R. 2010. Limnological changes in Dom Helvécio Lake (South-East Brazil) natural and anthropogenic causes. *Brazilian Journal of Biololy*, 70(3): 795-802.
- Martin, L. Suguio. K. Flexor, J.M. Archanjo, J. D. (1996). Coastal Quaternary formations of the Southern part of the state of Espírito Santo (Brazil). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 68: 389-404.
- Naselli-Flores, L. 2000. Phytoplankton assemblages in twenty-one sicilian reservoirs: relationships between species composition and environmental factors. *Hydrobiologia*, 424: 1-11.
- Nõges, T. 2009. Relationships between morphometry, geographic location and water quality parameters of European lakes. *Hydrobiologia*, 633:33-43.
- Reynolds, C.S. 2006. *The Ecology of Phytoplankton* (Ecology, Biodiversity and Conservation). Cambridge University Press, Cambridge, 537 p.
- Schwarzbold, A. and Schäfer, A. 1984. Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul – Brasil. *Amazoniana*. 9(1): 87-104.

CAPÍTULO 3

ECOLOGIA AQUÁTICA E ESTADO TRÓFICO NO LAGO NOVA, ESPÍRITO SANTO, BRASIL

Resumo

O lago Nova, segundo maior lago da Região do Baixo Rio Doce, possui área de 15,51 km². Este trabalho teve como objetivo avaliar a ecologia aquática e inferir sobre o estado trófico do lago e suas relações com a densidade fitoplanctônica e de cianobactérias nos períodos seco e frio e úmido e quente. Foram selecionadas quatro estações de amostragem para averiguação de profundidade, transparência, zona eufótica, zona de mistura, número de *Wedderburn*, temperatura, oxigênio dissolvido, turbidez, condutividade, nutrientes totais e dissolvidos, fitoplâncton e IET. O lago apresentou elevada transparência, turbidez reduzida, perfil térmico desestratificado no período seco e frio e estratificado no período úmido e quente. Com exceção da amônia, concentrações mais elevadas de nutrientes foram registradas no período úmido e quente quando ocorreram as maiores razões NT/PT e NID/PID e maiores densidades fitoplanctônica e de cianobactérias. 53% dos organismos fitoplanctônicos foram representados por Cyanophyceae sendo *Limnothrix* sp. e *Synechocystis aquatilis* as espécies mais abundantes, ambas potenciais produtoras de toxinas. As concentrações de clorofila a foram reduzidas e não mostraram correlação com a densidade de cianobactérias sugerindo a ocorrência de outros pigmentos como as ficocianinas. O IET classificou o lago como oligotrófico. Contudo, as atividades na bacia hidrográfica podem comprometer o estado ecológico do lago e propostas de gerenciamento, prevenção e controle da eutrofização devem ser estabelecidas considerando a bacia hidrográfica em sua totalidade.

Palavras-chave: Lagos tropicais, ecologia aquática, estado trófico, fitoplâncton, cianobactérias

1. Introdução

Os lagos são ecossistemas ecologicamente e economicamente importantes, intensamente utilizados pelas comunidades humanas para usos diversos, tais como, irrigação, abastecimento, lazer, recreação, aquicultura e deposição de efluentes. Apesar dos seus múltiplos usos e dos bens e serviços ecossistêmicos oferecidos, em muitas

regiões do mundo, os lagos vêm perdendo sua capacidade de abastecimento de populações, manutenção da vida aquática e recreação, principalmente em decorrência da eutrofização artificial (Palmer, et al., 2011).

A eutrofização constitui o resultado do aumento das entradas de nutrientes, nitrogênio e fósforo, os quais regulam o estado trófico em corpos d'água interiores e costeiros. O conhecimento dos processos que envolvem a disponibilidade de nutrientes e a quantificação de suas concentrações no ecossistema auxilia o entendimento da eutrofização e suas consequências em ecossistemas aquáticos (De Zayas, et al., 2013).

O longo tempo de residência da água, a integração entre o lago e sua bacia de drenagem e os padrões de estratificação e desestratificação conferem aos lagos intensa vulnerabilidade à eutrofização de origem antropogênica, uma das mais importantes questões ambientais no Brasil e no mundo (ILEC, 2005; Cotovicz Jr. et al., 2013). A situação atual e as diversas atividades realizadas nas bacias hidrográficas, tais como, as atividades agrícolas e o uso de fertilizantes, o crescimento da população, a disposição de efluentes sem tratamento, o desenvolvimento industrial e o aumento da utilização de combustíveis fósseis (Ferreira, et al., 2011; Palmer et al, 2011) representam importantes indutores da eutrofização em ecossistemas lacustres que podem levar à proliferação de organismos fitoplactônicos potencialmente tóxicos como algumas espécies de cianobactérias.

A classificação do estado trófico dos corpos d'água também é uma importante ferramenta para o gerenciamento dos ambientes aquáticos, pois permite comparações com outros ambientes e mostra o grau da eutrofização cultural sofrida pelo ecossistema (Carlson, 1977) possibilitando o estabelecimento de relações entre os diferentes componentes do ambiente em estudo e a proposição de estratégias para a sua gestão e recuperação.

No Brasil, muitos lagos costeiros encontram-se em áreas populosas, o que faz com que muitos ecossistemas lacustres brasileiros estejam sujeitos aos impactos das atividades humanas que levam à degradação de seus bens e serviços e ao comprometimento dos seus múltiplos usos. A situação torna-se ainda mais grave quando consideramos que os estudos sobre os lagos brasileiros ainda são muito escassos (Esteves et al., 2008).

O estado do Espírito Santo possui 387 lagos (Barroso, 2007) estando a maioria deles localizados na Região do Baixo Rio Doce, município de Linhares, norte do Espírito

Santo, onde encontram-se cerca de 90 lagos e lagoas, entre os maiores ecossistemas lacustres do estado (Barroso, 2007). A origem dos lagos do Baixo Rio Doce está relacionada às flutuações do nível relativo do mar durante o Quaternário (Suguio & Kohler, 1992; Martin et al., 1996) e a processos neotectônicos (Hatushika et al., 2007).

O lago Nova é o segundo maior lago da Região do Baixo Rio Doce e, assim como os demais lagos, é amplamente utilizado pelas comunidades do entorno e da bacia hidrográfica com a maior parte da área da bacia coberta por atividades agrícolas e de pastagem (Barroso & Mello, 2013).

Este trabalho tem como objetivo avaliar a ecologia aquática e inferir sobre o estado trófico do lago Nova e as suas relações com a densidade fitoplanctônica e de cianobactérias nos períodos seco e moderadamente frio e úmido e quente.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

O lago Nova é um lago natural que integra o complexo lacustre da Região do Baixo Rio Doce, município de Linhares/ES (Brasil), sendo o segundo maior ecossistema lacustre da região (Figura 1). Trata-se de um lago natural com área de 15,51 km². Sua bacia de drenagem com 394,6 km² compõe a bacia hidrográfica do rio Bananal ou bacia hidrográfica do lago Nova, que abrange os municípios de Linhares e Rio Bananal e possui três tributários diretos, entre eles o rio Bananal que apresenta a maior área de drenagem (Figura 2).

O lago Nova localiza-se na Planície de Tabuleiros (Terciário) sobre os sedimentos da formação Barreiras (Suguio et al., 1982) e, de acordo com Bozelli et al., (1992), possui metabolismo intermitente associado à sazonalidade. O uso da terra no entorno de 100 metros do lago compreende pastagens, áreas de cultivo, construções de veraneio e florestas (Barroso e Mello, 2013). Entre os usos do lago destacam-se a irrigação de culturas, recreação, lazer e pesca.

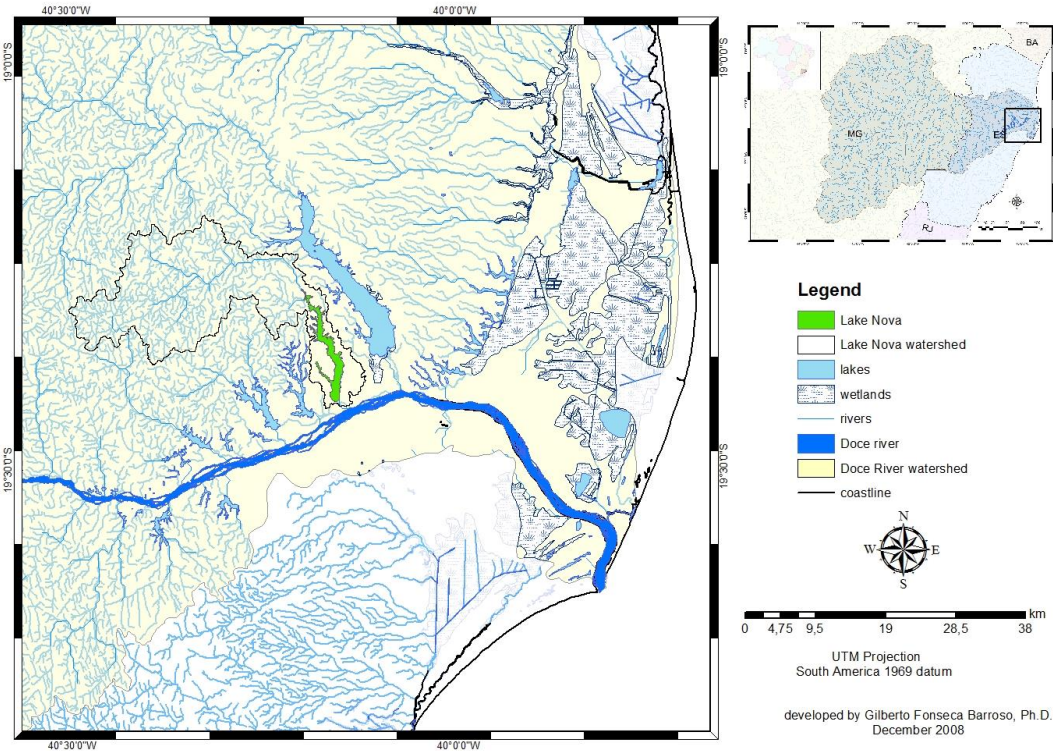


Figura 1. Sistema lacustre da Região do Baixo Rio Doce (Linhares, ES).

A região possui verões úmidos e quentes (dezembro a março) e invernos secos e moderadamente frios (junho a setembro), sendo enquadrada na classificação *Aw* de Köppen.

A origem do lago Nova está associada às flutuações do nível relativo do mar durante o Quaternário, quando ocorreu o afogamento de paleotributários e a colmatção da superfície escavada dos vales (Suguio & Kohler, 1992; Martin et al., 1996) e a processos neotectônicos (Hatushika et al., 2007; Bricalli & Mello, 2013).

2.2. Amostragem em campo, variáveis climáticas e variáveis físicas

Foram realizadas campanhas amostrais no período seco e moderadamente frio (julho/2011, julho/2012, julho, agosto e setembro/2013) e no período úmido e quente (dezembro/2011, janeiro, março, novembro e dezembro/2012 e março/2013), em quatro estações de amostragem no lago Nova (Figura 2).

A pluviosidade média mensal de séries históricas e do período de estudo (maio/2011 a 2013) e a precipitação média anual foi analisada através dos dados de 13 estações meteorológicas localizadas na bacia e no entorno da bacia hidrográfica do lago Nova (ANA, 2013). Foram considerados meses secos ou de estiagem os que apresentaram

precipitação abaixo de 50 mm (junho - agosto) e meses úmidos ou chuvosos aqueles nos quais foram registradas pluviosidades acima de 100 mm (outubro - janeiro). Meses com pluviosidade entre 50 e 100 mm foram considerados como períodos de transição (abril e setembro). Também foi calculada a pluviosidade total 5 dias antes de cada amostragem.

A temperatura média anual e as temperaturas médias para os períodos úmido e quente e seco e frio durante o período de estudo foram analisadas através dos dados da estação meteorológica de Linhares A- 614 (INMET) (maio/2011 a 2013).

Utilizando dados horários de velocidade e direção de ventos obtidos da estação meteorológica de Linhares-A614 (INMET) (2007 a 2009), distante cerca de 20 km a NE do lago Nova, foram elaboradas rosas dos ventos para o período úmido e quente e para o período seco e moderadamente frio.

Para determinar a transparência da coluna d'água foi utilizado o disco de Secchi (DS) e, a partir do valor de transparência, foi estimada a profundidade da zona eufótica ou a atenuação da luz subaquática até a profundidade de 1% de luz ($DS \times 2,7$) (Cole, 1994). A partir de março de 2012 a profundidade da zona eufótica foi determinada com um sistema LiCor com medidor de luz LI-250A e sensor esférico PAR.

Em cada campanha amostral foram obtidos perfis verticais de temperatura ($^{\circ}C$), oxigênio dissolvido ($mg.L^{-1}$), pH, condutividade elétrica da água ($\mu S.cm^{-1}$) e turbidez (UNT) por meio de uma sonda Horiba modelo U-53G com cabo de 30 m. A profundidade da camada de mistura (Z_{mix}) foi determinada considerando o valor máximo e a maior descontinuidade da resistência térmica relativa (RTR) da coluna d'água (Dadon, 1995).

Para estimar a ocorrência de limitação de luz para o fitoplâncton foi calculada a razão $Z_{eu}:Z_{mix}$ (Jensen et al., 1994; Naselli-Flores, 2000).

A resiliência da estrutura térmica da coluna d'água no lago para cada estação amostral em cada amostragem foi avaliada pelo número adimensional de *Wedderburn* (W) (Imberger & Hamblin, 1982; Reynolds, 2006). Nos resultados, quando $W > 1$, a coluna d'água encontra-se estável, e quando $W < 1$, a coluna d'água encontra-se susceptível a modificações pela força do vento.

2.3. Variáveis físico-químicas, hidroquímicas e hidrobiológicas e análise dos dados em laboratório

Foram coletadas amostras de água na superfície, no limite inferior da zona eufótica (1% de luz) e próximo ao fundo para a análise dos nutrientes.

As amostras para análises das concentrações de fósforo total (PT) e nitrogênio total (NT) foram coletadas, mantidas congeladas em frascos de polietileno e analisadas de acordo com Baumgarten et al., (2010). As amostras para análises das concentrações dos nutrientes dissolvidos, a saber, fósforo solúvel reativo ($P-PO_4^-$), nitrato ($N-NO_3^-$), amônia ($N-NH_4^-$) e nitrito ($N-NO_2^-$), foram previamente filtradas, mantidas congeladas em frascos de polietileno e analisadas conforme Carmouze (1994).

As concentrações de nitrato ($N-NO_3^-$), amônia ($N-NH_4^-$) e nitrito ($N-NO_2^-$) foram utilizadas para o cálculo do nitrogênio inorgânico dissolvido (NID). As concentrações de fósforo solúvel reativo ($P-PO_4^-$) foram consideradas como fósforo inorgânico dissolvido (PID). Utilizando as concentrações de nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo inorgânico dissolvido foram calculados as razões NT/PT e NID/PID, respectivamente.

As concentrações de clorofila a foram analisadas utilizando-se filtros de fibra de vidro com extração em acetona 90% e leitura em fluorímetro (Welschmeyer, 1994).

As amostras para as análises da densidade do fitoplâncton foram coletadas na superfície e na profundidade de 1% de luz com uma garrafa de Niskin e, posteriormente fixadas com lugol acético 5% (Uthermöl, 1958). A densidade foi determinada através do método de sedimentação em câmaras, segundo Uthermöl (1958), em microscópio invertido Nikon Eclipse TS 100 em aumento de 400 vezes através de campos aleatórios (Uelinger, 1964). Para a contagem, cada célula, colônia ou filamento foi considerado como um único indivíduo. Foram contados vinte e cinco campos para todas as amostras e utilizadas câmaras de sedimentação de 25 mL.

A identificação dos organismos fitoplanctônicos em classes foi realizada de acordo com Bourrelly (1966; 1968; 1970) e a identificação das cianobactérias foi feita de acordo com as características morfológicas e morfométricas dos organismos e utilizando como referência Komárek & Anagnostidis (1989; 1999; 2005), Huszar et al., (1994), Azevedo et al.,

(2003), Sant'Anna et al., (2004), Komárek, (2005), Moustaka-Gouni et al. (2007) Komárková et al., (2010), Santos & Sant'Anna (2010) e Nogueira et al. (2011).

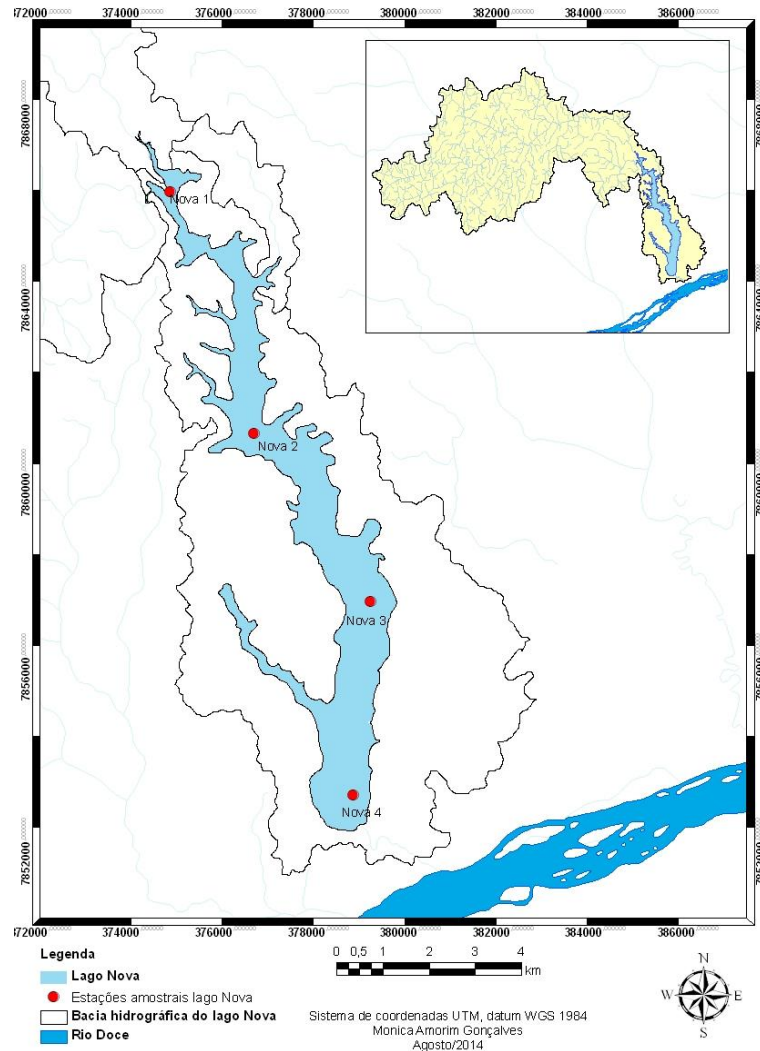


Figura 2. Estações de amostragem no lago Nova e bacia hidrográfica.

2.4. Índice de estado trófico (IET)

Foi realizada análise visando à determinação do estado trófico do lago por meio dos dados obtidos com base nos limites definidos por classes de estado trófico a partir da integração dos dados de fósforo total (PT), fósforo solúvel reativo ($P-PO_4^-$), clorofila a e transparência, conforme o índice de estado trófico proposto por Carlson (1977) e modificado por Toledo et al. (1983). As seguintes equações foram utilizadas:

$$IET(S) = 10 \{6 - [0,64 + \ln S / \ln 2]\}$$

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

$$IET (PO_4) = 10 \{6 - [\ln (80,32 / PO_4) / \ln 2]\}$$

$$IET (Cl) = 10 \{6 - [(2,04 - 0,695 \ln Cl) / \ln 2]\}$$

$$IET (M\u00e9dio) = IET (S) + 2 \{IET (P) + IET (PO_4) + IET (Cl) / 7\}$$

Onde:

S = transpar\u00eancia do disco de Secchi em m;

P = concentra\u00e7\u00e3o de f\u00f3foro total na superf\u00edcie da \u00e1gua em $\mu\text{g/L}^{-1}$;

PO₄ = concentra\u00e7\u00e3o de fosfato na superf\u00edcie da \u00e1gua em $\mu\text{g/L}^{-1}$;

Cl = concentra\u00e7\u00e3o de clorofila *a* na superf\u00edcie da \u00e1gua em $\mu\text{g/L}^{-1}$;

ln = logaritmo natural

A partir do IET M\u00e9dio foi poss\u00edvel estabelecer em que grau de trofia se encontra o ambiente. Para a classifica\u00e7\u00e3o do \u00edndice de estado tr\u00f3fico foram adotados os estados de trofia: oligotr\u00f3fico, mesotr\u00f3fico, eutr\u00f3fico e hipereutr\u00f3fico, conforme elencado no Quadro1 (Toledo et al., 1983).

Quadro1. Limites para os diferentes n\u00edveis de estado tr\u00f3fico.

Cr\u00edterio	Estado Tr\u00f3fico
$IET \leq 44$	Oligotr\u00f3fico
$44 < IET \leq 54$	Mesotr\u00f3fico
$54 < IET \leq 74$	Eutr\u00f3fico
$IET > 74$	Hipereutr\u00f3fico

Para efeito de compara\u00e7\u00e3o foi calculado o \u00edndice de estado tr\u00f3fico com os dados de Bozelli et al., (1992).

2.5. An\u00e1lises estat\u00edsticas

Os perfis de temperatura e oxig\u00eanio dissolvido na coluna d' \u00e1gua e os dados de profundidade do disco de Secchi (transpar\u00eancia), zona euf\u00f3tica (Zeu) e zona de mistura (Zmix) foram plotados em gr\u00e1ficos.

Para todas as vari\u00e1veis abi\u00f3ticas, clorofila *a*, densidade total do fitopl\u00e2ncton e densidade de cianobact\u00e9rias foram realizadas an\u00e1lises estat\u00edsticas descritivas e testes de normalidade. Sendo constatada a n\u00e3o normalidade dos dados e, para a compara\u00e7\u00e3o dos

resultados obtidos, foi aplicado o teste estatístico não paramétrico de *Kruskal Wallis*, considerando os resultados para as quatro estações amostrais no período seco e moderadamente frio e no período úmido e quente e com o objetivo de verificar diferenças significativas das variáveis estudadas entre os períodos seco e frio e úmido e quente foi aplicado o teste *Mann Witney*.

Gráficos do tipo Box-Plot foram confeccionados para os dados de densidade total do fitoplâncton e das cianobactérias registrando diferença significativa quando $p < 0,05$.

Com o objetivo de avaliar as correlações entre as variáveis abióticas e o fitoplâncton bem como entre todas as variáveis foram realizadas correlações de *Spearman*.

A análise de componente principal (ACP) foi realizada com os resultados das variáveis abióticas obtidas nas profundidades de superfície e 1% de luz com o objetivo de ordenar as amostras e selecionar as variáveis ambientais a serem utilizadas na análise de correspondência canônica (ACC). As variáveis descritoras da ACP foram as variáveis físicas, físico-químicas, hidroquímicas e a clorofila a.

A análise de correspondência canônica (ACC) foi realizada com as variáveis abióticas selecionadas a partir da ACP e os dados de densidade do fitoplâncton a fim de determinar as variáveis ambientais importantes na distribuição da comunidade fitoplanctônica. Foram consideradas na ACC a densidade das classes Cyanophyceae, Chlorophyceae, Zygnemaphyceae e Bacillariophyceae, as quais apresentaram as maiores contribuições para a densidade total.

Para a realização da correlação de *Spearman*, da ACP e da ACC os dados foram logaritmizados ($\text{LN}_{(x+3)}$)

3. Resultados

3.1. Variáveis climáticas e variáveis físicas

As pluviosidades mensais a partir das séries históricas e a pluviosidade mensal do período de estudo estão apresentadas na Figura 3. As séries históricas mostram que os meses de outubro a março são chuvosos enquanto os meses de abril a agosto são secos. As pluviosidades médias mensais no período de estudo seguem padrão semelhante ao apresentado pelas séries históricas. A precipitação média anual foi de 1.027,5 mm. Para

o período úmido e quente a precipitação média foi $167,6 \pm 32,2$ mm e para o período seco e frio foi de $46,1 \pm 2,52$ mm.

A análise da chuva acumulada cinco dias antes de cada amostragem mostra que não ocorreram precipitações nos dias que antecederam as amostragens no mês de julho (2011, 2012 e 2013) e no mês de dezembro (2012). Ocorreram precipitações nos dias que antecederam as amostragens realizadas em dezembro de 2011 (52 mm), janeiro de 2012 (25,2 mm), março de 2012 (22,8 mm), novembro de 2012 (67,8 mm), março de 2013 (7,2 mm), agosto de 2013 (0,4 mm) e setembro de 2013 (1,8 mm).

A temperatura média anual no período de estudo foi de $25,0$ °C. A temperatura média para o período úmido e quente foi de $24,8 \pm 3,25$ °C e a temperatura média no período seco e frio foi de $21,8 \pm 3,09$ °C. A variação da temperatura média mensal nos períodos seco e frio e úmido e quente ao longo do estudo podem ser verificadas na Figura 4.

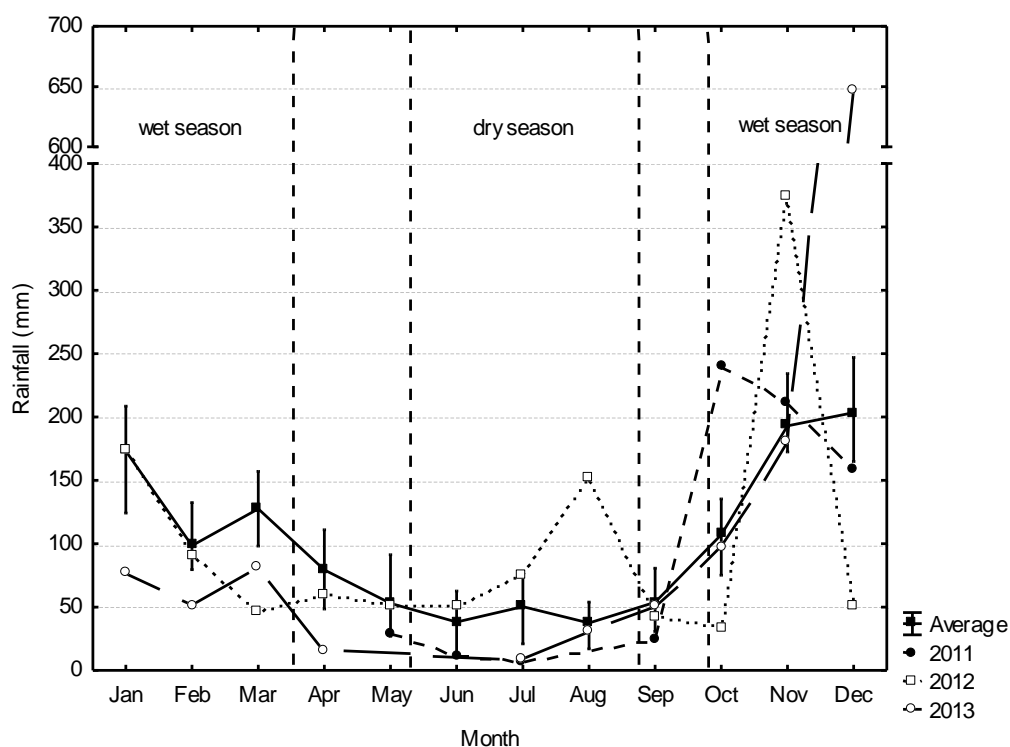


Figura 3. Médias históricas mensais de pluviosidade na região de estudo (13 estações meteorológicas da Agência Nacional de Águas - ANA (1947 – 2013)) e pluviosidade mensal no período de estudo (maio/2011 a 2013) (estação meteorológica Linhares-A614 do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET) (Barroso, et al, 2014).

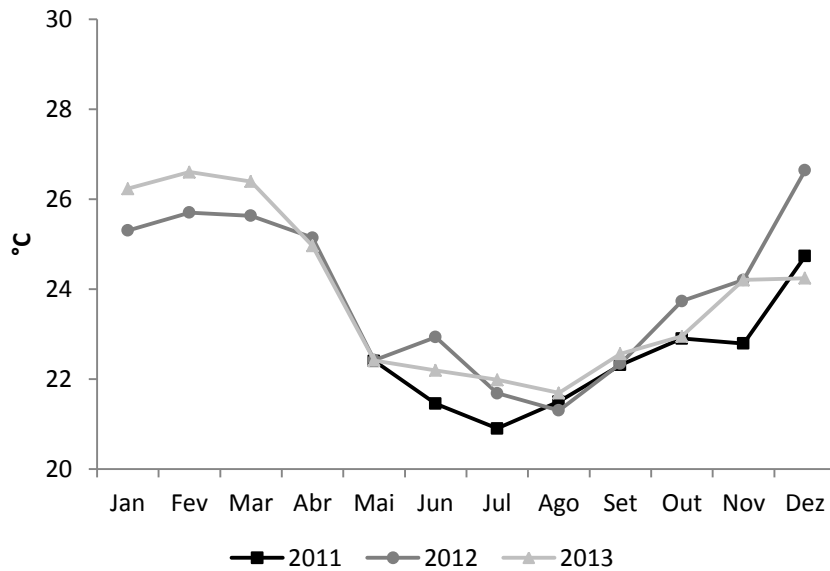


Figura 4. Médias mensais de temperatura no período de estudo (maio/2011 a 2013) (estação meteorológica Linhares-A614 do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET).

As Figuras 5a e 5b mostram as rosas dos ventos elaboradas com os dados de velocidade e direção dos ventos. A Figura 5a mostra o vetor resultante para o período úmido e quente quando há predominância de ventos do quadrante Nordeste – NE (43°). Na Figura 5b observa-se a predominância de ventos do quadrante Sul-Sudeste (177°), comuns em eventos de frentes frias podendo alcançar a intensidade de 11,1 m.s⁻¹.

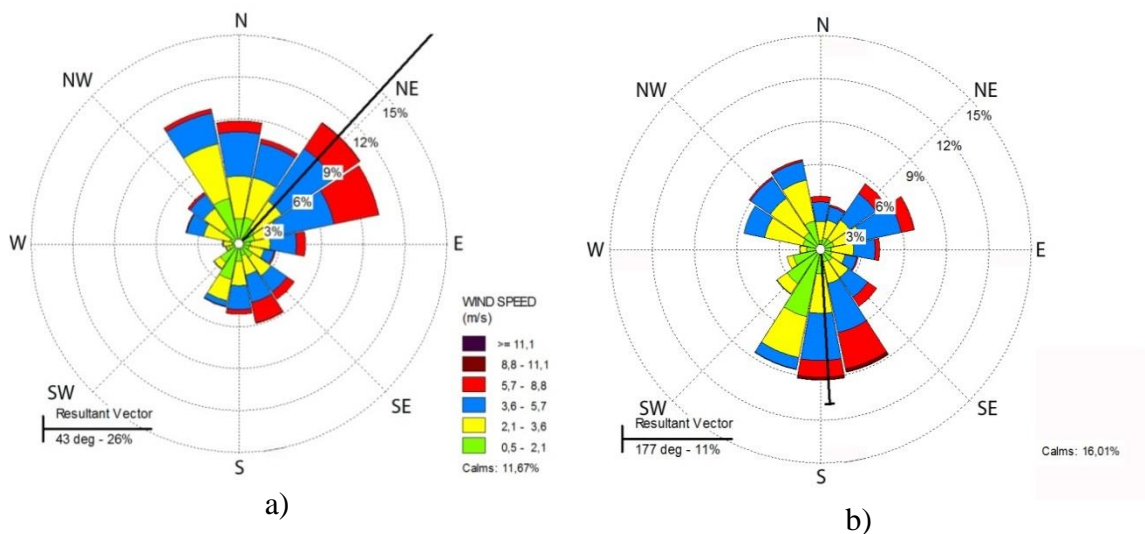


Figura 5. Rosas dos ventos para a região de estudo. Série histórica média dos anos 2007-2009 para o período úmido e quente (a) e para o período seco e frio (b) (estação meteorológica Linhares-A614 do Instituto Nacional de Meteorologia - INMET) (Barroso, et al, 2014).

A transparência da água no lago Nova mostrou valores elevados principalmente no período seco a moderadamente frio ($3,5 \pm 0,8$ m) (Tabela 1, Figuras 6 a 10). No período úmido e quente os valores registrados foram menores ($3,1 \pm 0,9$ m) (Tabela 1, Figuras 11 a 16).

Para a turbidez foram registrados valores iguais a 0,0 UNT em ambos os períodos amostrais. Os valores médios foram de $2,2 \pm 1,5$ UNT no período seco e frio e de $4,7 \pm 2,3$ UNT no período úmido e quente. Mesmo os valores do período úmido podem ser considerados reduzidos (Tabela 1). Os valores de turbidez apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os períodos seco e frio e úmido e quente.

Os maiores valores para a profundidade da zona eufótica foram registrados no período seco e frio ($9,9 \pm 3,4$ m) (Tabela 1, Figuras 6 a 10). No período úmido e quente a média da profundidade da zona eufótica foi de $9,1 \pm 3,5$ m (Tabela 1, Figuras 11 a 16).

A temperatura da água apresentou média de $22,7 \pm 1,4$ °C (Tabela 1, Figuras 6 a 10) no período seco e frio e média de $26,6 \pm 0,8$ °C (Tabela 1 e Figuras 11 a 16) no período úmido e quente. Valores mais elevados ocorreram na superfície da coluna d'água durante o período úmido. A diferença de temperatura entre a superfície e o fundo variou de 0,0 a 1,96 °C com média de $0,64 \pm 0,63$ °C no período seco e frio e de 0,04 a 6,01 °C com média de $3,54 \pm 1,76$ °C no período úmido e quente. As maiores diferenças entre a superfície e o fundo no período seco e frio foram registradas na estação amostral 2 (1,96 °C) e no período úmido e quente na estação amostral 4 (6,01 °C). As menores diferenças foram registradas na estação 1 em ambos os períodos amostrais.

A profundidade média da camada de mistura variou de $6,9 \pm 3,4$ m no período úmido e quente a $16,2 \pm 8,8$ m no período seco e frio (Tabela 1, Figuras 6 a 16).

A razão $Z_{eu}:Z_{mix}$ variou de 0,4 a 1,7 com média de $0,8 \pm 0,3$ no período seco e frio e de 0,8 a 5,0 com média de $1,6 \pm 1,0$ no período úmido e quente. Os valores médios mostram que pode ocorrer limitação de luz para o fitoplâncton durante o período seco e frio.

A resiliência da estrutura vertical da coluna d'água no lago, avaliada pelo número adimensional de *Wedderburn*, apresentou valores iguais a 0,0 em todas as campanhas durante o período seco e frio. Nos meses úmidos e quentes foram encontrados valores maiores que 1 nas estações 2, 3 e 4. Os perfis de temperatura obtidos neste estudo mostram valores homogêneos durante o período seco e frio e variações no período

úmido e quente, os quais, associados aos valores encontrados para o número de *Wedderburn* indicam que o lago encontrava-se desestratificado no período seco e frio e estratificado termicamente nos meses chuvosos e quentes (Tabela 1).

3.2. Variáveis físico-químicas e hidroquímicas

A condutividade elétrica da água, durante o período seco e frio, apresentou valores médios de $86,6 \pm 3,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, homogêneos na coluna d'água. No período úmido e quente os gradientes encontrados foram um pouco maiores e os valores de condutividade ficaram entre 77,0 e $104,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ com média de $87,1 \pm 2,6 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ sendo os maiores valores registrados no hipolímnio do lago nas estações 2, 3 e 4 (Tabela 1). Os valores da condutividade elétrica da água apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os períodos seco e frio e úmido e quente.

Os perfis verticais de oxigênio dissolvido mostraram leve estratificação entre superfície e fundo nas amostragens realizadas no período seco e frio com variação entre 4,1 e $18,9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e média de $10,0 \pm 2,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Tabela 1, Figuras 6 a 10) O valor máximo de $18,9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ corresponde a 220,3 em porcentagem de saturação de OD indicando hipersaturação. No período úmido e quente ocorreram diferenças maiores entre a superfície e o fundo da coluna d'água com concentrações de 0,25 a $10,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e média de $4,6 \pm 1,1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (Tabela 1, Figuras 11 a 16). Assim, no período úmido e quente ocorreu estratificação química sendo verificada oxiclina nas estações 2, 3 e 4 a partir de 5 metros de profundidade e condições de hipóxia ($\text{OD} < 2,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) nas mesmas estações a partir de 10 metros de profundidade. As concentrações de oxigênio dissolvido apresentaram diferenças significativas entre os períodos seco e frio e úmido e quente ($p < 0,01$).

Os valores médios de pH foram neutros para ambos os períodos estudados sendo de $7,1 \pm 0,4$ no período seco e frio e $7,0 \pm 1,3$ no período úmido e quente (Tabela 1).

A estação amostral 1 apresentou tendências de mistura da coluna d'água (*Wedderburn* = 0,0), perfis homogêneos de oxigênio dissolvido e zona eufótica ao longo de toda coluna d'água em ambos os períodos amostrais (Tabela, Figuras 6 a 16).

Tabela 1. Valores médios, mínimos e máximos, amplitude, desvio padrão e coeficiente de variação (%) da transparência (m), turbidez (UNT), zona eufótica (m), temperatura (°C), zona de mistura (m), razão Zeu:Zmix, *Wedderburn*, condutividade elétrica da água ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e pH no lago Nova.

		Tran (m)	Turb (UNT)	Zeu (m)	Temp (°C)	Zmix (m)	Zeu:Zmix	W	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	OD (mg/L)	pH
Seco e frio	Méd	3,5	2,2	9,9	22,7	16,2	0,8	0,0	86,6	10,	7,1
	Mín	1,8	0,0	4,0	21,2	3,0	0,4	0,0	80,0	4,1	5,3
	Máx	4,8	17,2	14,4	25,9	29,0	1,7	0,0	92,0	18,9	8,7
	Amp	3,0	17,2	10,4	4,7	26,0	1,3	0,0	12,0	14,8	3,5
	DP	0,8	1,5	3,4	1,4	8,5	0,3	0,0	3,0	2,0	0,4
	CV %	23,1	81,1	33,7	6,0	52,7	43,6	0,0	3,4	19,8	5,4
Úmido e quente	Méd	3,1	4,7	9,1	26,6	6,9	1,6	3,5	87,1	4,6	7,0
	Mín	1,2	0,0	3,6	22,4	1,0	0,8	0,0*	77,0	0,3	4,0
	Máx	4,8	18,7	14,5	30,9	14,0	5,0	23,1	104,0	10,0	9,8
	Amp	3,6	18,7	10,9	8,6	13,0	4,3	23,1	27,0	9,8	5,8
	DP	0,9	2,3	3,5	0,8	3,4	1,0	4,71	2,6	1,1	1,3
	CV %	29,8	48,6	38,5	2,9	49,0	66,5	134,4	3,0	24,4	18,6

Tran: transparência; Turb: turbidez; Zeu: profundidade da zona eufótica; Temp: temperatura; Zmix: profundidade da camada de mistura; Zeu:Zmix: razão zona eufótica e zona de mistura; W: número de *Wedderburn*; Cond: condutividade elétrica da água; OD: oxigênio dissolvido. Para Tran, Zeu, Zmix, Zeu:Zmix e W, $n = 20$ no período seco e frio e $n = 24$ no período úmido e quente. Para Turb, Temp, Cond, OD e pH, $n = 342$ no período seco e frio e $n = 451$ no período úmido e quente.

*O valor mínimo de $W = 0,0$ no período úmido e quente refere-se à estação amostral 1.

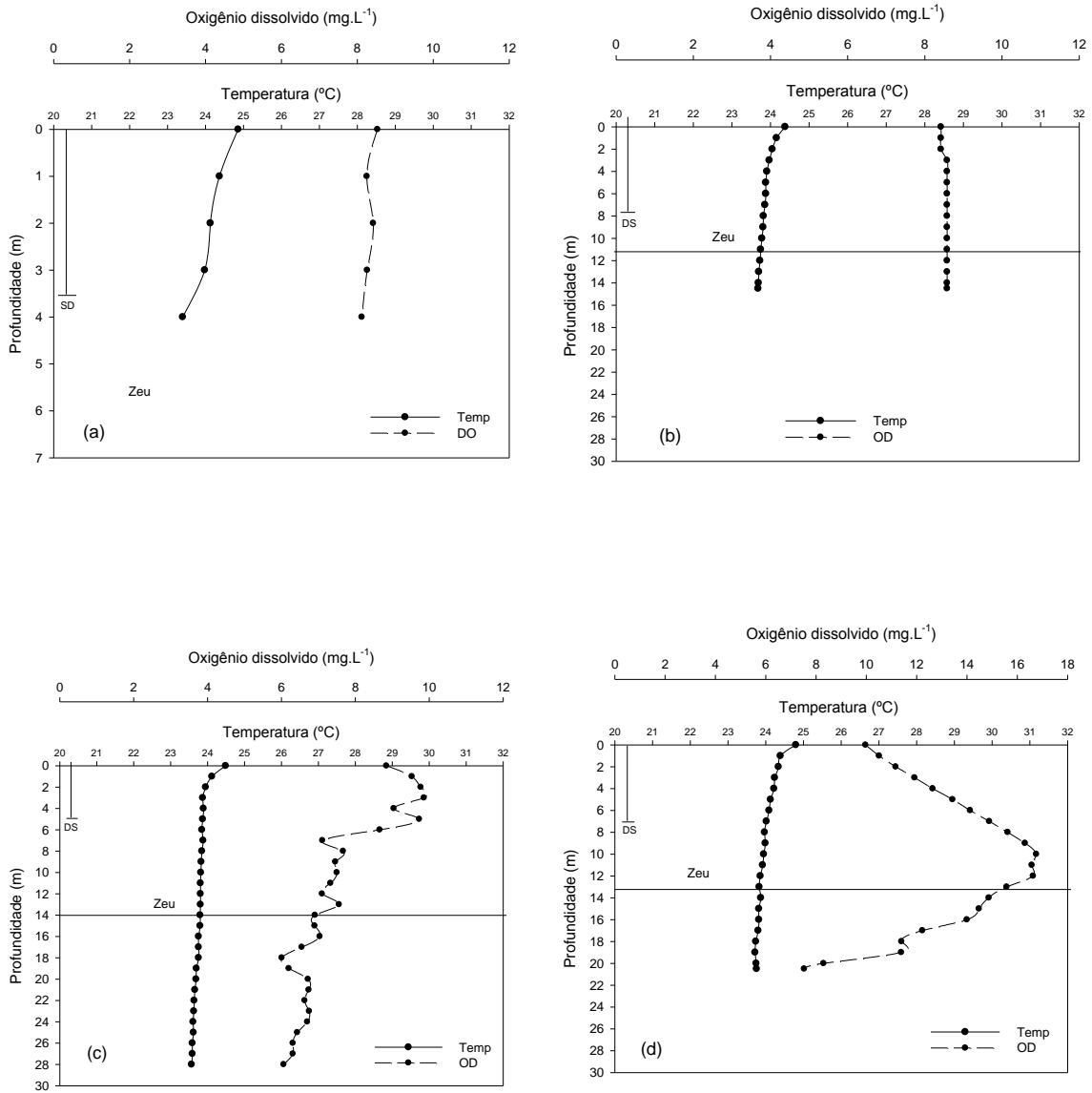


Figura 6. Perfis de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), profundidade do disco de Secchi (DS) (m) e da zona eufótica (Zeu) (m) nas quatro estações amostrais (a- estação 1; b- estação 2; c- estação 3 e d- estação 4) no lago Nova no período seco e frio (julho/2011). Escalas diferentes para profundidade.

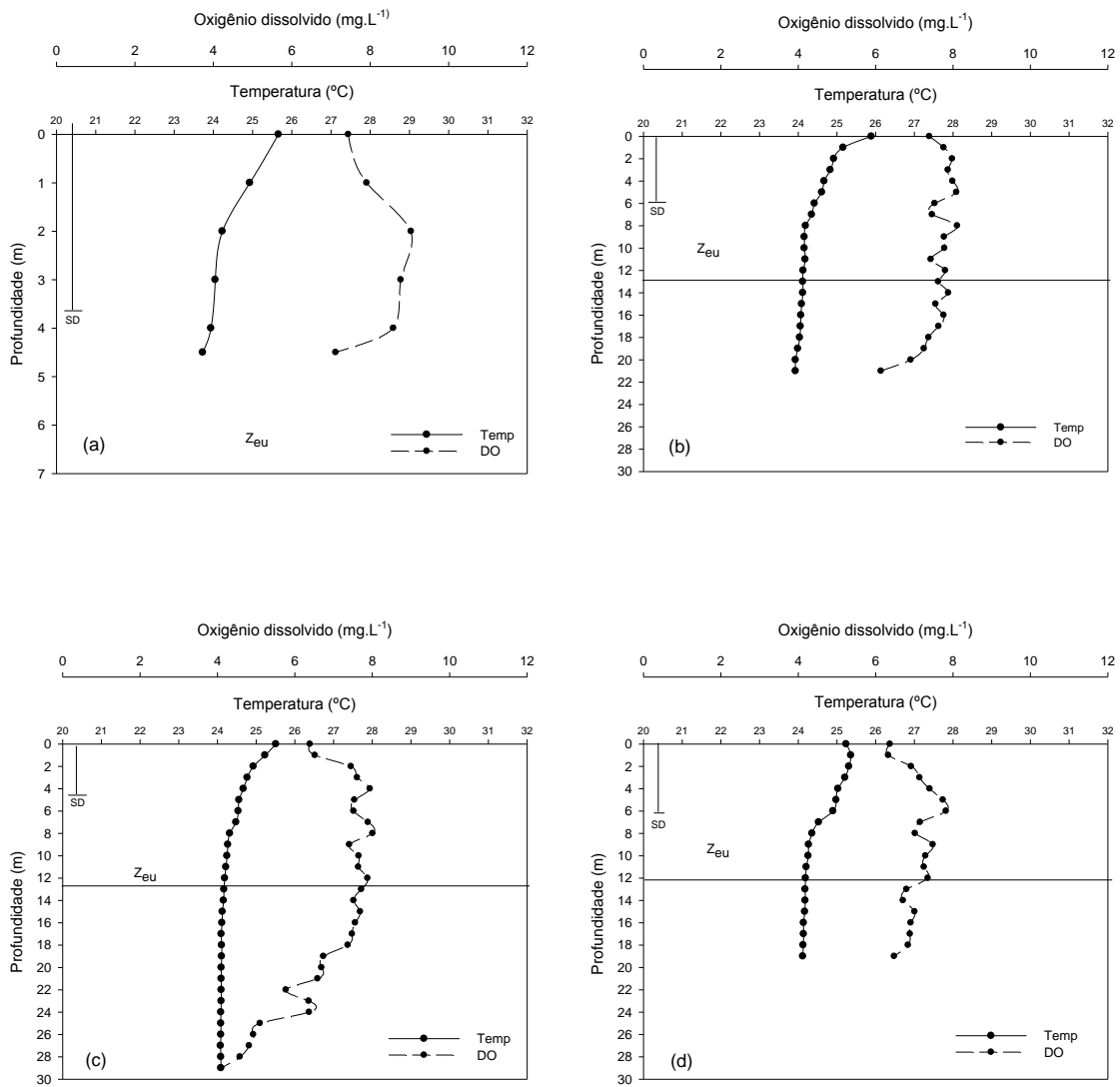


Figura 7. Perfis de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), profundidade do disco de Secchi (DS) (m) e da zona eufótica (Zeu) (m) nas quatro estações amostrais (a- estação 1; b- estação 2; c- estação 3 e d- estação 4) no lago Nova no período seco e frio (julho/2012). Escalas diferentes para profundidade.

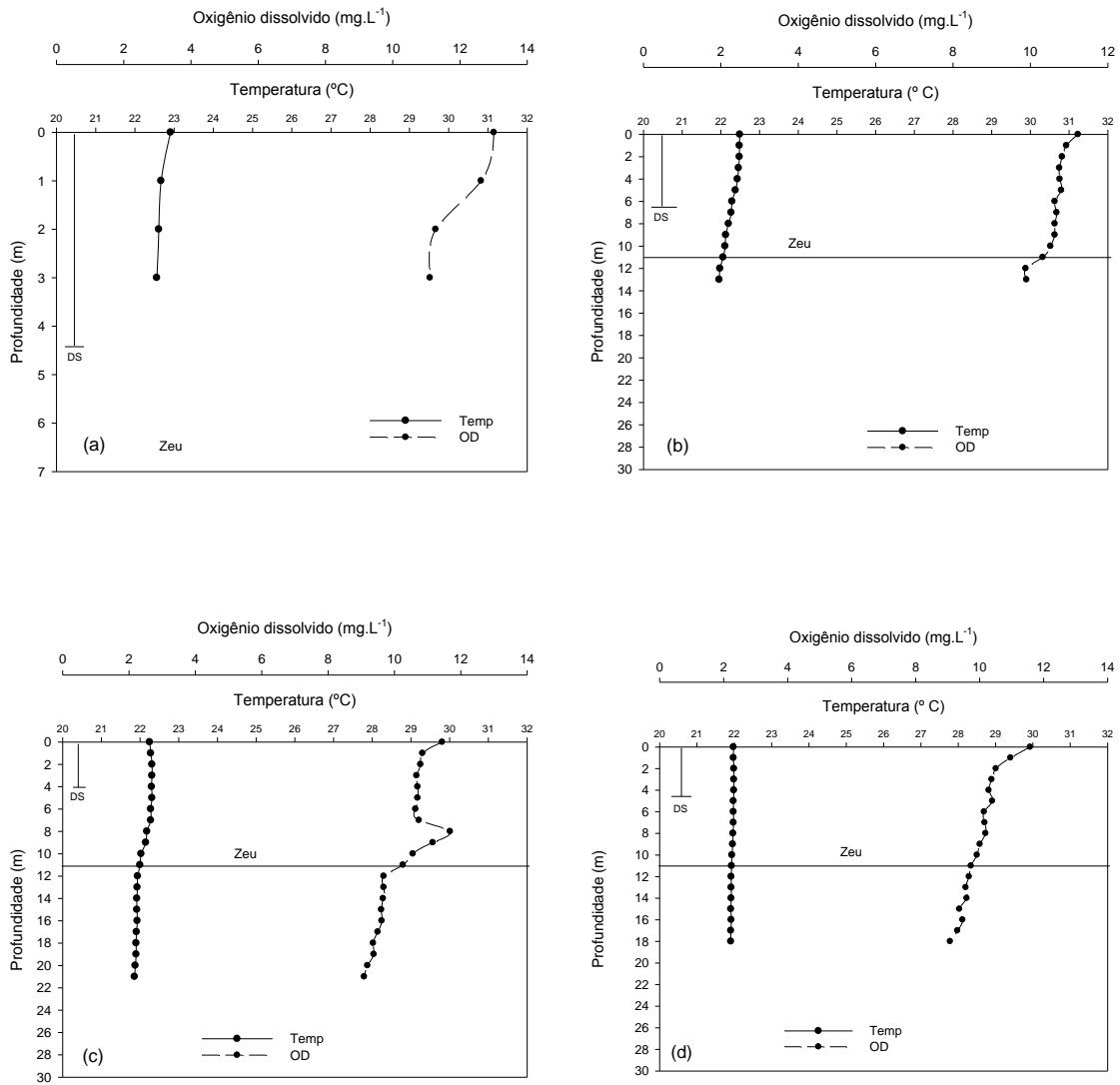


Figura 8. Perfis de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), profundidade do disco de Secchi (DS) (m) e da zona eufótica (Zeus) (m) nas quatro estações amostrais (a- estação 1; b- estação 2; c- estação 3 e d- estação 4) no lago Nova no período seco e frio (julho/2013). Escalas diferentes para profundidade.

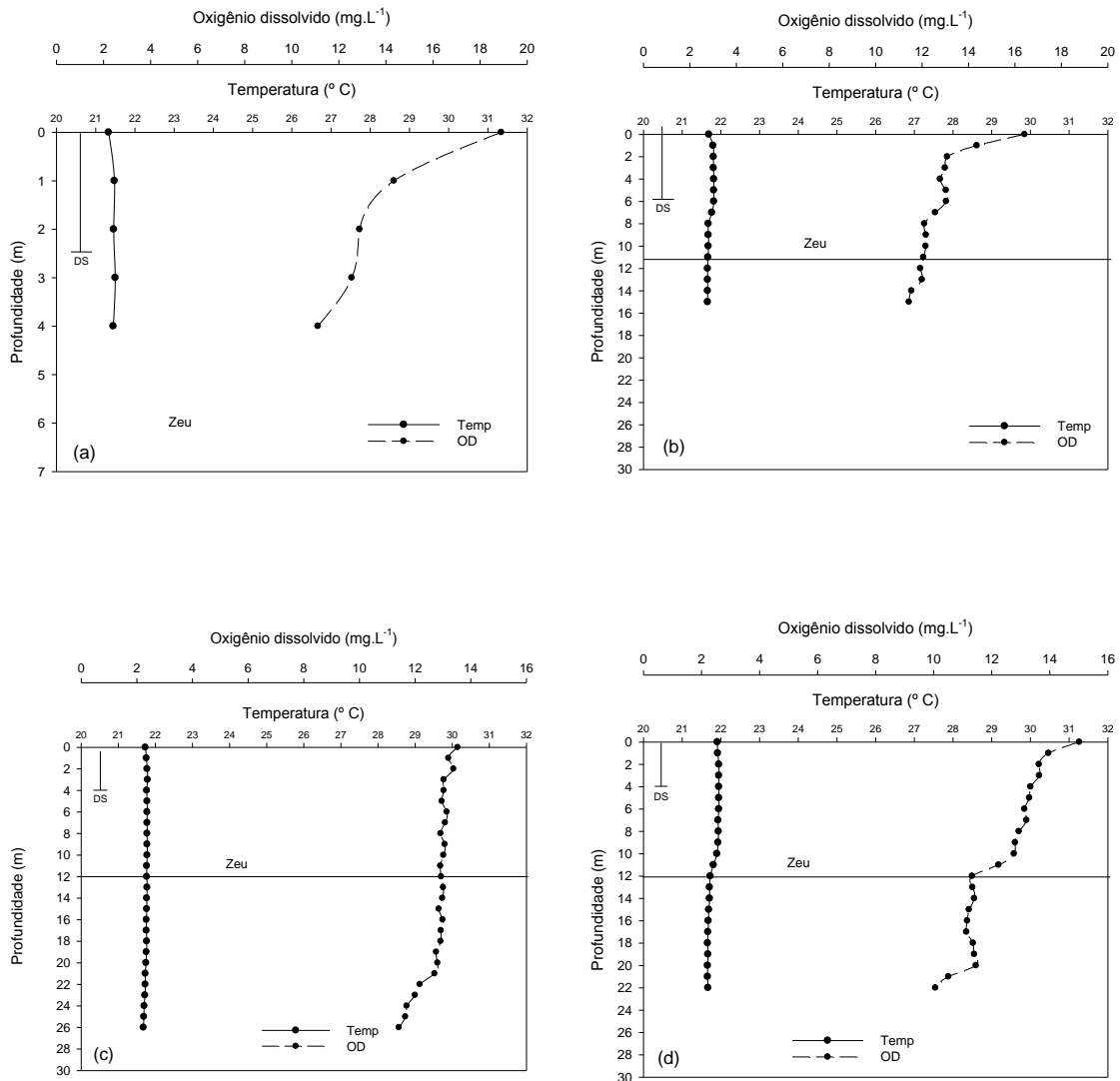


Figura 9. Perfis de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), profundidade do disco de Secchi (DS) (m) e da zona eufótica (Zeu) (m) nas quatro estações amostrais (a- estação 1; b- estação 2; c- estação 3 e d- estação 4) no lago Nova no período seco e frio (agosto/2013). Escalas diferentes para profundidade.

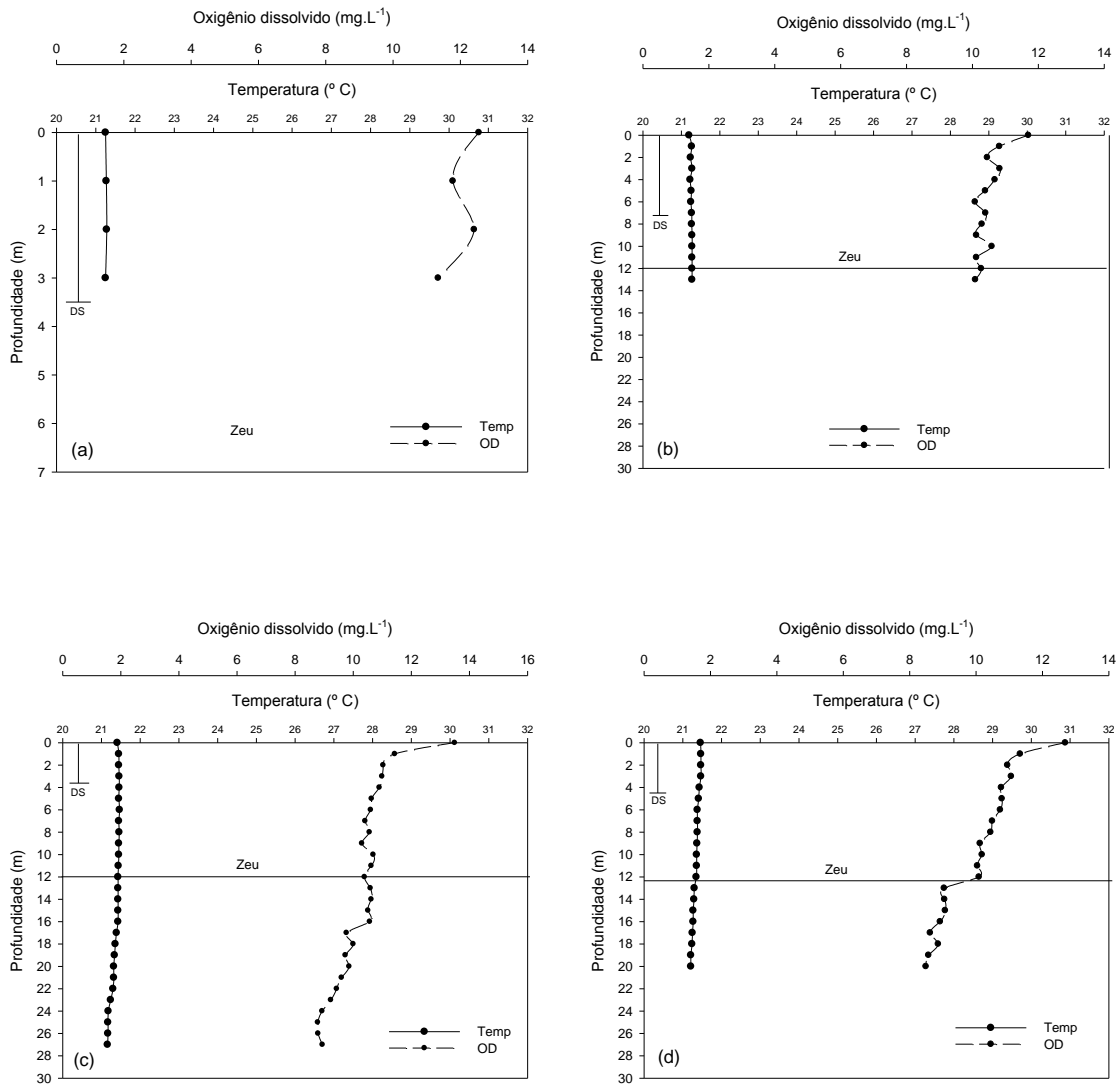


Figura 10. Perfis de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), profundidade do disco de Secchi (DS) (m) e da zona eufótica (Zeu) (m) nas quatro estações amostrais (a- estação 1; b- estação 2; c- estação 3 e d- estação 4) no lago Nova no período seco e frio (setembro/2013). Escalas diferentes para profundidade.

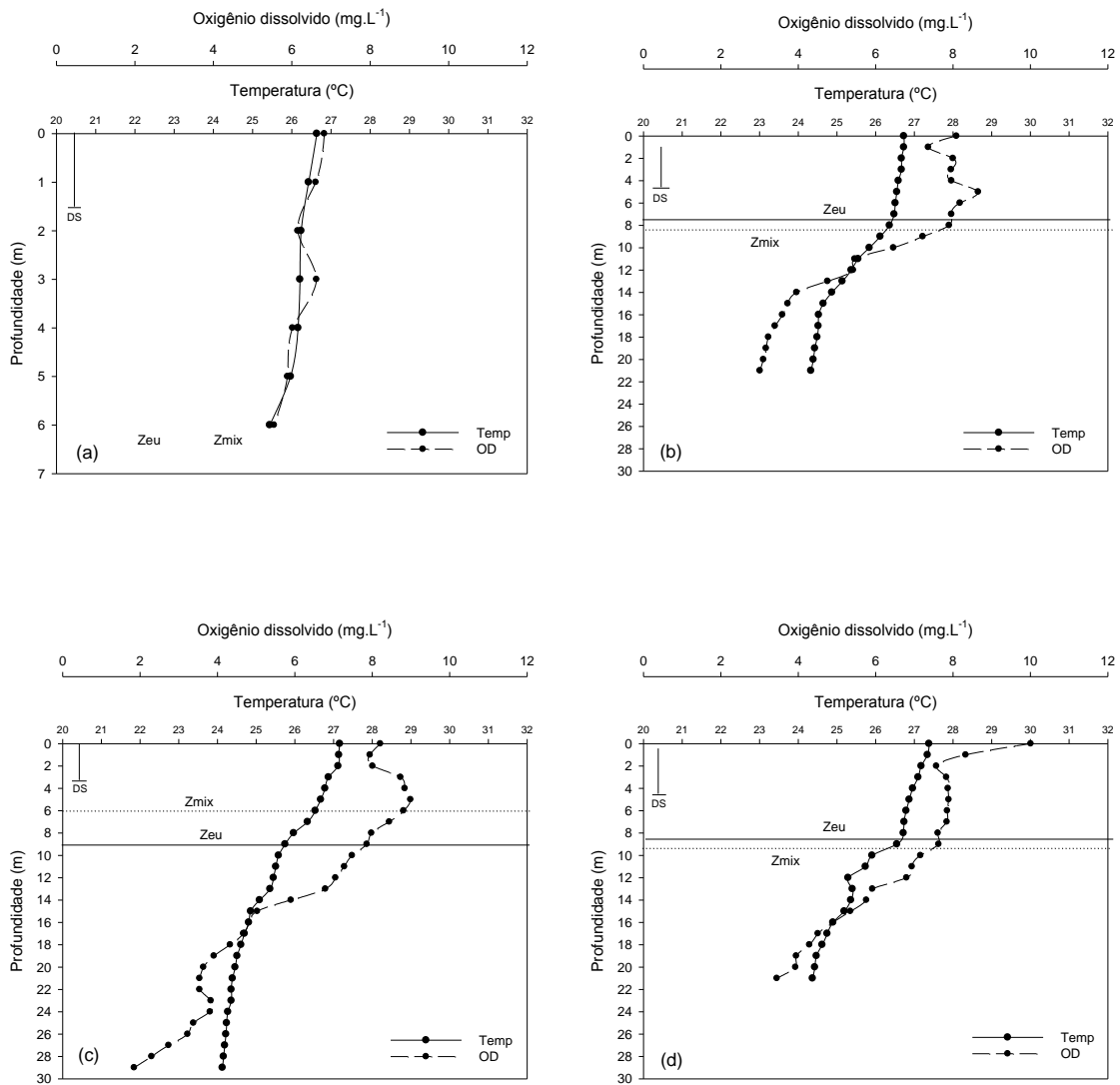


Figura 11. Perfis de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), profundidade do disco de Secchi (DS) (m), zona eufótica (Zeu) (m) e zona de mistura (Zmix) (m) nas quatro estações amostrais (a- estação 1; b- estação 2; c- estação 3 e d- estação 4) no lago Nova no período úmido e quente (dezembro/2011). Escalas diferentes para profundidade.

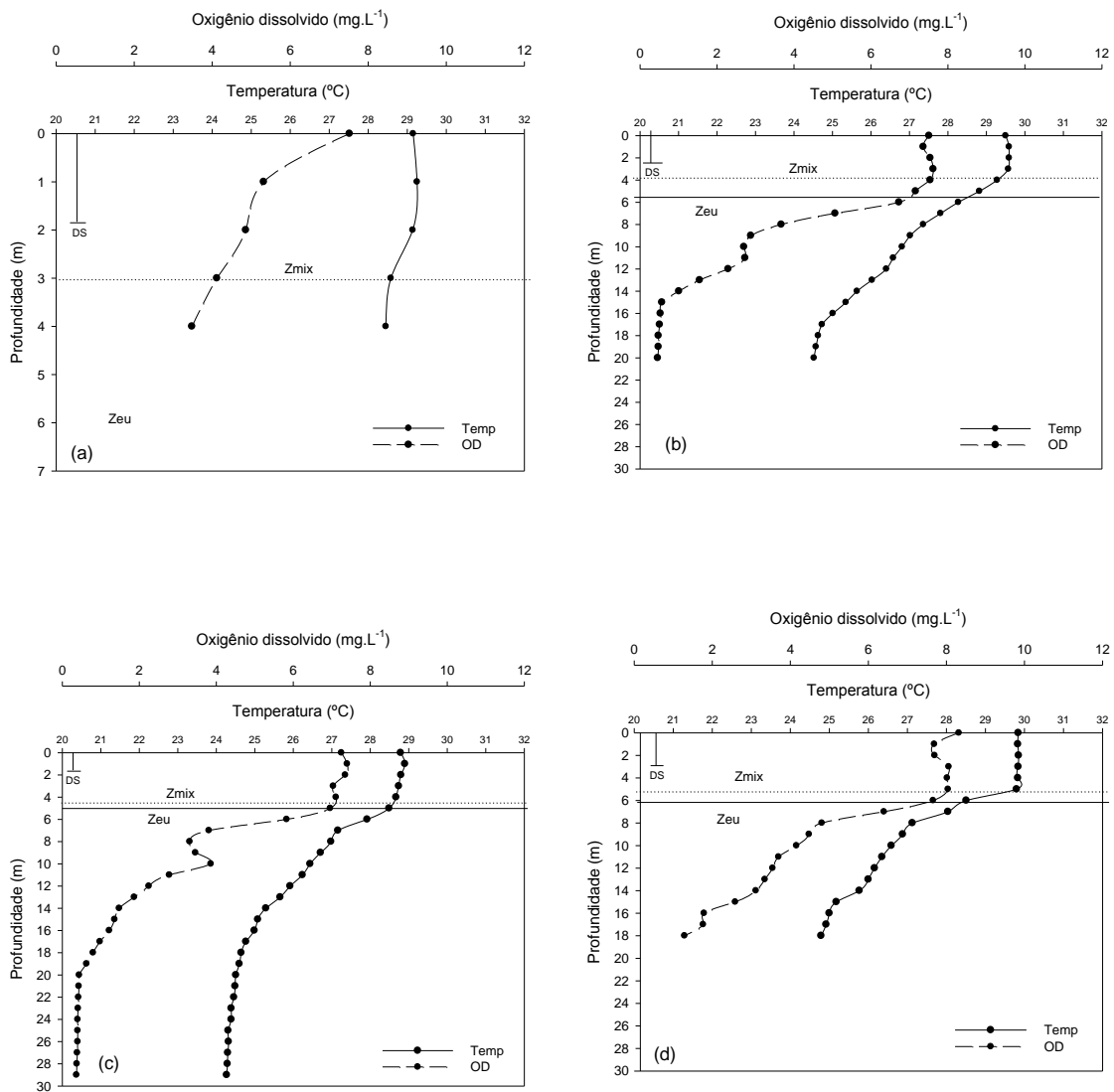


Figura 12. Perfis de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), profundidade do disco de Secchi (DS) (m), zona eufótica (Zeu) (m) e zona de mistura (Zmix) (m) nas quatro estações amostrais (a- estação 1; b- estação 2; c- estação 3 e d- estação 4) no lago Nova no período úmido e quente (janeiro/2012). Escalas diferentes para profundidade.

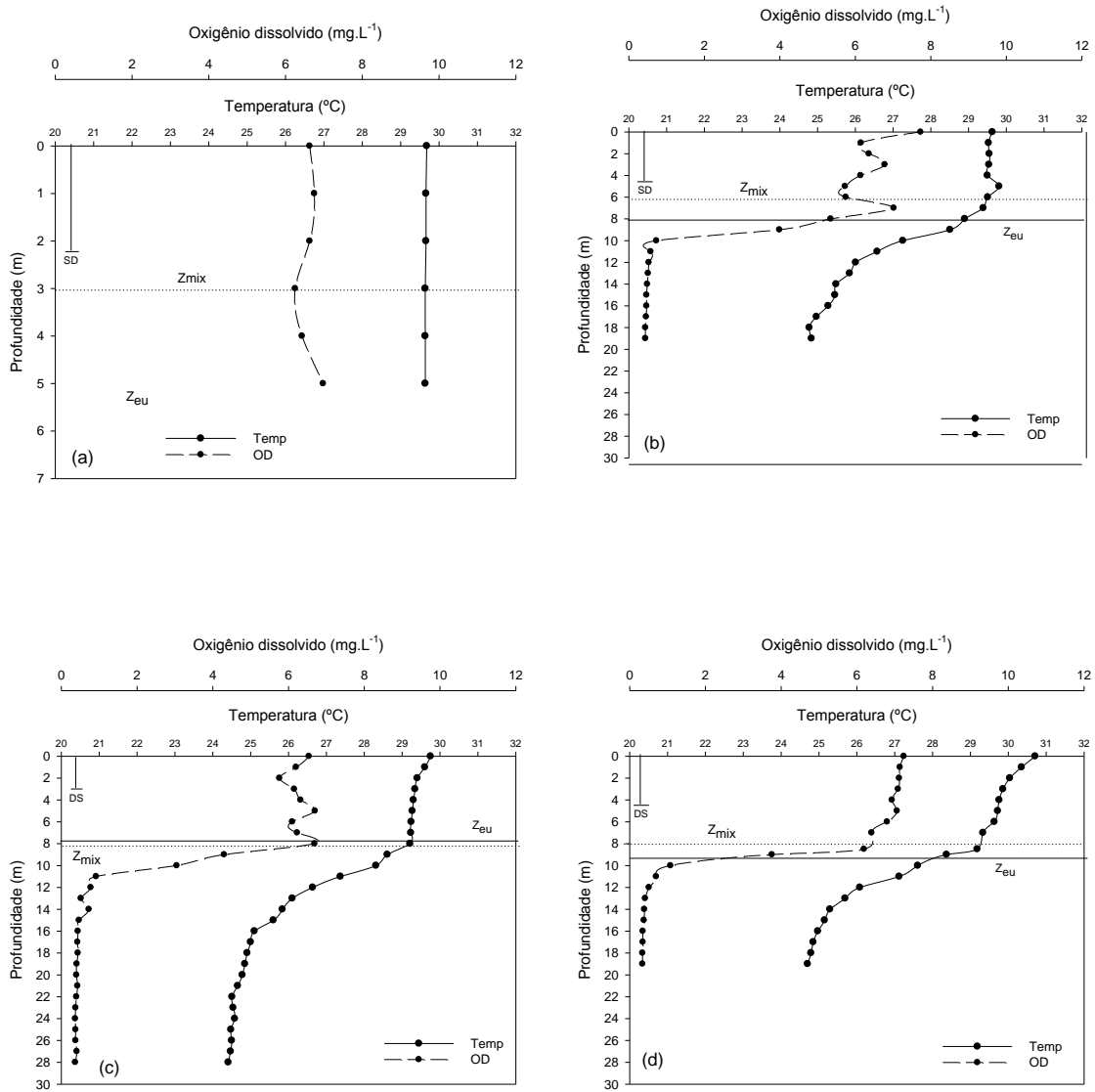


Figura 13. Perfis de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), profundidade do disco de Secchi (DS) (m), zona eufótica (Zeu) (m) e zona de mistura (Zmix) (m) nas quatro estações amostrais (a- estação 1; b- estação 2; c- estação 3 e d- estação 4) no lago Nova no período úmido e quente (março/2012). Escalas diferentes para profundidade.

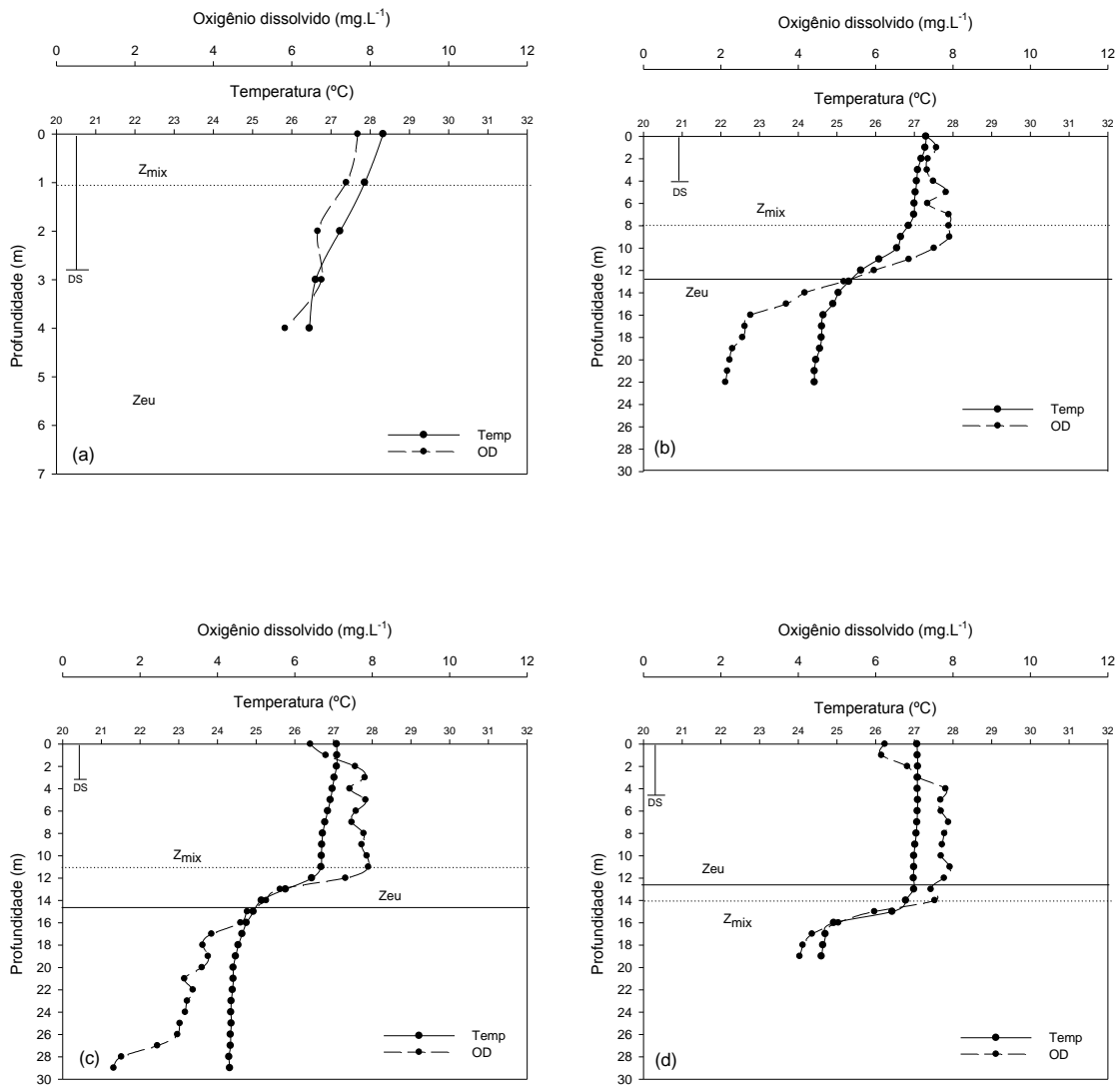


Figura 14. Perfis de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), profundidade do disco de Secchi (DS) (m), zona eufótica (Zeu) (m) e zona de mistura (Zmix) (m) nas quatro estações amostrais (a- estação 1; b- estação 2; c- estação 3 e d- estação 4) no lago Nova no período úmido e quente (novembro/2012). Escalas diferentes para profundidade.

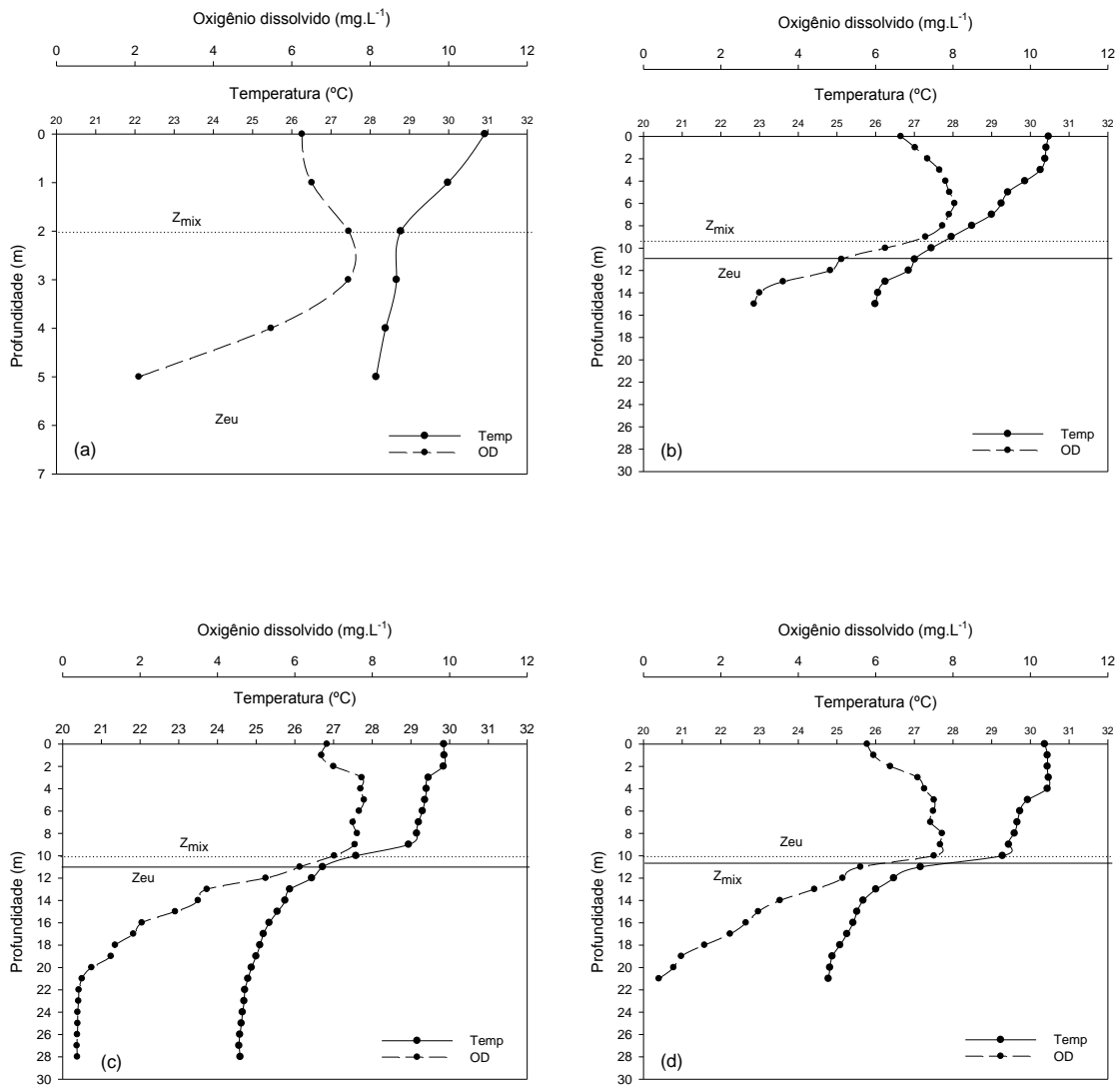


Figura 15. Perfis de temperatura (°C) e oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹), profundidade do disco de Secchi (DS) (m), zona eufótica (Zeu) (m) e zona de mistura (Z_{mix}) (m) nas quatro estações amostrais (a- estação 1; b- estação 2; c- estação 3 e d- estação 4) no lago Nova no período úmido e quente (dezembro/2012). Escalas diferentes para profundidade.

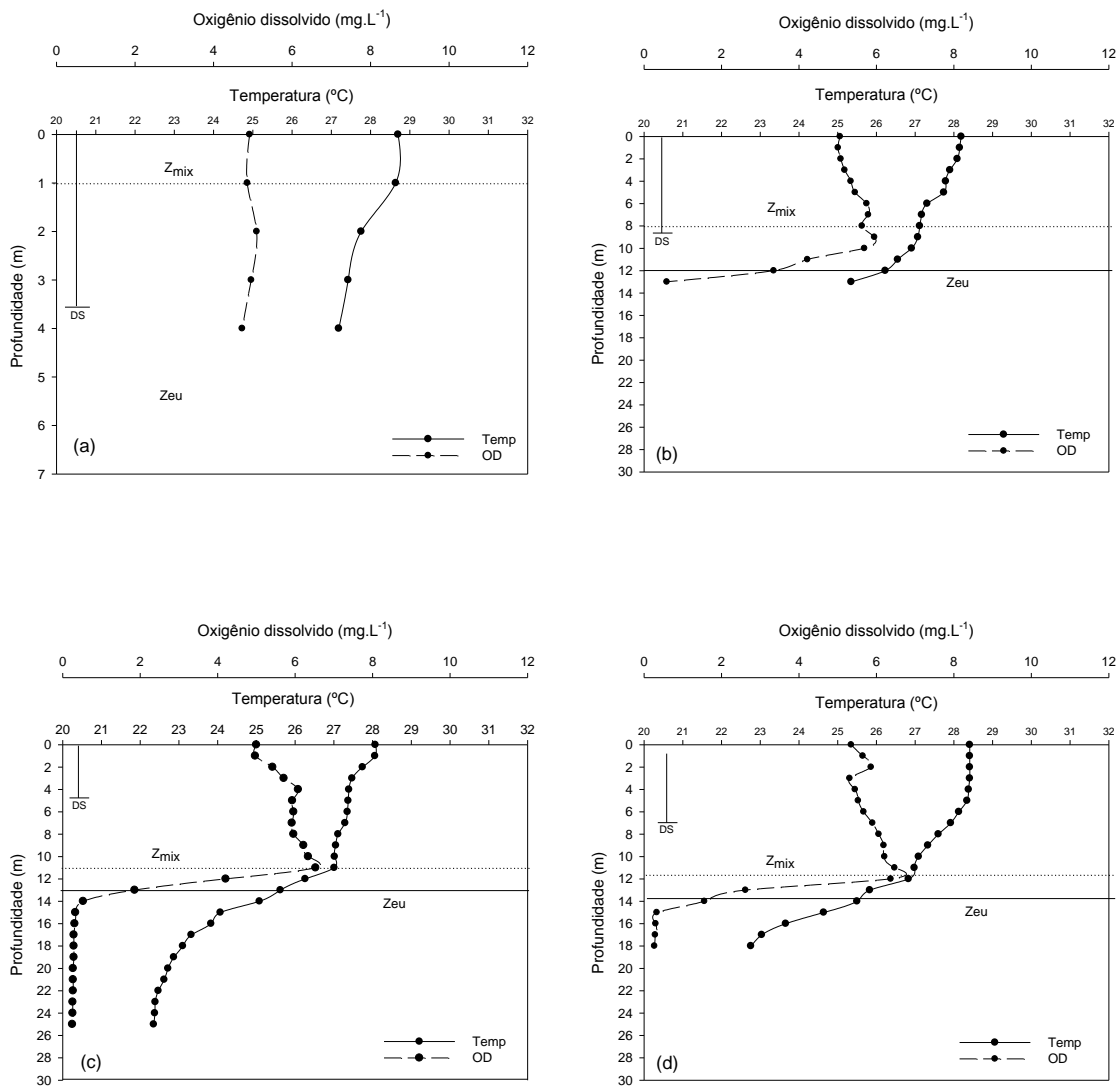


Figura 16. Perfis de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}), profundidade do disco de Secchi (DS) (m), zona eufótica (Zeu) (m) e zona de mistura (Zmix) (m) nas quatro estações amostrais (a- estação 1; b- estação 2; c- estação 3 e d- estação 4) no lago Nova no período úmido e quente (março/2013). Escalas diferentes para profundidade.

3.3. Variáveis hidroquímicas

3.3.1. Nutrientes totais e razão NT:PT

As concentrações de fósforo total (PT) variaram de $8,8$ a $59,8 \mu\text{g.L}^{-1}$ com média de $16,8 \pm 2,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ no período seco e frio e de $3,7$ a $389,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ com média de $29,7 \pm 22,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ no período úmido e quente (Tabela 2).

As concentrações de nitrogênio total (NT) variaram de 1,3 a 263,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ com média de $80,2 \pm 54,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ no período seco e frio e de 1,4 a 6616,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$ com média de $600,4 \pm 767,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ no período úmido e quente (Tabela 2).

A razão NT/PT variou de 0,1 a 19,2 com média de $5,5 \pm 3,8$ no período seco e frio e de 0,1 a 1723,0 com média de $93,6 \pm 166,4$ no período úmido e quente (Tabela 2).

Os valores de PT, NT e NT/PT não apresentaram diferenças significativas entre os períodos seco e frio e úmido e quente.

3.3.2. Nutrientes inorgânicos dissolvidos e razão NID:PID

O fósforo solúvel reativo (P- PO_4) variou de 0,2 a 32,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$ com média de $5,8 \pm 6,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ no período seco e frio e de 0,0 a 67,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$ com média de $10,8 \pm 10,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ no período úmido e quente (Tabela 2). A análise estatística mostrou diferenças significativas ($p < 0,05$) nas concentrações de fósforo solúvel reativo entre os períodos seco e frio e úmido e quente.

Os valores de nitrato (N- NO_3^-) variaram de 47,0 a 263,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ com média de $127,6 \pm 45,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ no período seco e frio e de 72,0 a 684,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$ com média de $227,7 \pm 141,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ no período úmido e quente (Tabela 2).

As concentrações de amônia (N- NH_4^-) variaram de 0,0 a 26,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$ com média de $3,8 \pm 2,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ durante o período seco e frio e de 0,0 a 18,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$ com média de $3,3 \pm 1,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ durante o período úmido e quente (Tabela 2). Os valores máximos de amônia foram registrados no fundo da coluna d'água no período úmido e quente.

Os valores de nitrito (N- NO_2^-) foram muito baixos em todas as amostragens com variações de 0,0 a 2,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ e média de $0,2 \pm 0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ durante o período de estudo (Tabela 2).

As concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), calculada a partir das concentrações de nitrato, amônia e nitrito, variaram de 0,4 a 267,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ com média de $60,5 \pm 47,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ no período seco e frio e de 0,4 a 686,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$ com média de $117,0 \pm 103,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Tabela 2).

A razão NID/PID variou de 0,2 a 1123,6 com média de $47,3 \pm 60,9$ no período seco e frio e de 0,1 a 725,5 com média de $74,2 \pm 88,7$ no período úmido e quente (Tabela 2).

As concentrações de nitrato, amônia, nitrito, NID e a razão NID/PID não apresentaram diferenças significativas entre os períodos seco e frio e úmido e quente.

Tabela 2. Valores médios, mínimos e máximos, amplitude, desvio padrão e coeficiente de variação para fósforo total, fósforo solúvel reativo, nitrogênio total, nitrato, nitrito, amônia, nitrogênio inorgânico dissolvido, razão NT/PT e razão NID/PID no lago Nova.

		PT ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	P- PO_4^- ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	NT ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	N- NO_3^- ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	N- NO_2^- ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	N- NH_4^- ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	NID ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	NT/ PT	NID/ PID
Seco e frio	Méd	16,8	5,8	80,2	127,6	0,2	3,8	60,5	5,5	47,3
	Min	8,8	0,2	1,3	47,0	0,0	0,0	0,4	0,1	0,2
	Máx	59,8	32,4	263,0	263,0	1,4	26,9	267,3	19,2	1123,6
	Amp	51,0	32,2	261,7	216,0	1,4	26,9	266,9	19,1	1123,4
	DP	2,9	6,6	54,0	45,5	0,3	2,3	47,9	3,8	60,9
	CV %	17,5	113,7	67,3	35,6	223,6	60,5	79,1	70,6	128,8
Úmido e quente	Méd	29,7	10,8	600,4	227,7	0,3	3,3	117,0	93,6	74,2
	Min	3,7	0,0	1,4	72,0	0,0	0,0	0,4	0,1	0,1
	Máx	389,7	67,9	6616,4	684,0	2,3	18,8	686,6	1723,0	725,5
	Amp	386,0	67,9	6615,0	612,0	2,3	18,8	686,1	1722,9	725,4
	DP	22,2	10,5	767,4	141,6	0,7	1,4	103,0	166,4	88,7
	CV %	76,4	97,0	127,8	62,2	223,6	43,4	88,0	177,7	119,7

PT: fósforo total; P- PO_4^- : fósforo solúvel reativo; NT: nitrogênio total; N- NO_3^- : nitrato; N- NO_2^- : nitrito; N- NH_4^- : amônia; NID: nitrogênio inorgânico dissolvido; NT/PT: razão NT/PT; NID/PID: razão NID/PID. N=60 no período seco e moderadamente frio e n=72 no período úmido e quente.

3.4. Variáveis hidrobiológicas

3.4.1. Clorofila a

As concentrações de clorofila a no lago Nova variaram, no período frio e seco, de 0,5 a 3,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ com média de $1,8 \pm 0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ e no período úmido e quente de 0,1 a 3,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ com média de $1,1 \pm 0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$. Os valores de clorofila a foram reduzidos em todo o período de estudo sendo as maiores concentrações registradas na superfície e na profundidade de 1% de luz (Tabela 3).

3.4.2. Densidade fitoplanctônica

As classes fitoplanctônicas encontradas nas amostras quantitativas do lago Nova foram representadas por Cyanophyceae, Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Zygnemaphyceae, Euglenophyceae, Dinophyceae e Chrysophyceae. Considerando os valores médios obtidos para cada classe ao longo do período de estudo, observa-se que 53% dos organismos são representados por cianobactérias (Figura 17).

A densidade total do fitoplâncton no lago Nova variou de 287,40 a 3.131,16 Ind.mL⁻¹ com média de 1.000,03 ± 562,96 Ind.mL⁻¹. No período seco e frio a média foi de 744,41 ± 291,42 Ind.mL⁻¹ e no período úmido e quente a média foi de 1.217,57 ± 641,73 Ind.mL⁻¹ (Tabela 3).

Foram observadas diferenças significativas ($p < 0,01$) na densidade total do fitoplâncton entre os períodos seco e frio e úmido e quente (Figura 18). Entre as estações de amostragens no lago não foram verificadas diferenças significativas (Figuras 19 e 20).

Nas Figuras 21, 22, 23 e 24 observa-se a contribuição percentual de cada classe na densidade total do fitoplâncton nas quatro estações de amostragem na superfície e na profundidade de 1% de luz em todas as campanhas realizadas. Em todas as amostras analisadas verificou-se a ocorrência de algas das classes Cyanophyceae, Chlorophyceae e Zygnemaphyceae com os maiores percentuais representados pelas Cyanophyceae. No período seco e frio o percentual das Cyanophyceae variou de 25,9 a 63,9% e no período úmido e quente a variação foi de 34,0 a 82,9%.

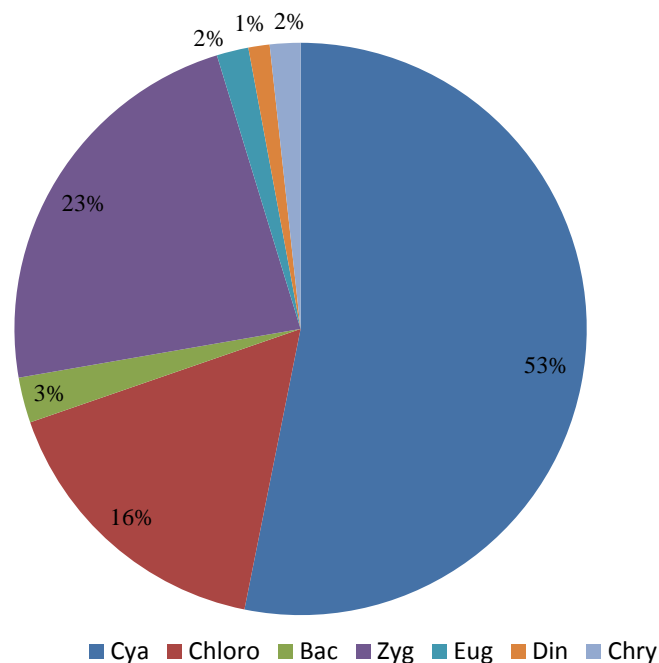


Figura 17. Contribuição percentual média das classes de organismos fitoplanctônicos no lago Nova. Cya: Cyanophyceae; Chloro: Chlorophyceae; Bac: Bacillariophyceae; Zyg: Zygnemaphyceae; Eug: Euglenophyceae; Din: Dinophyceae; Chry: Chrysophyceae.

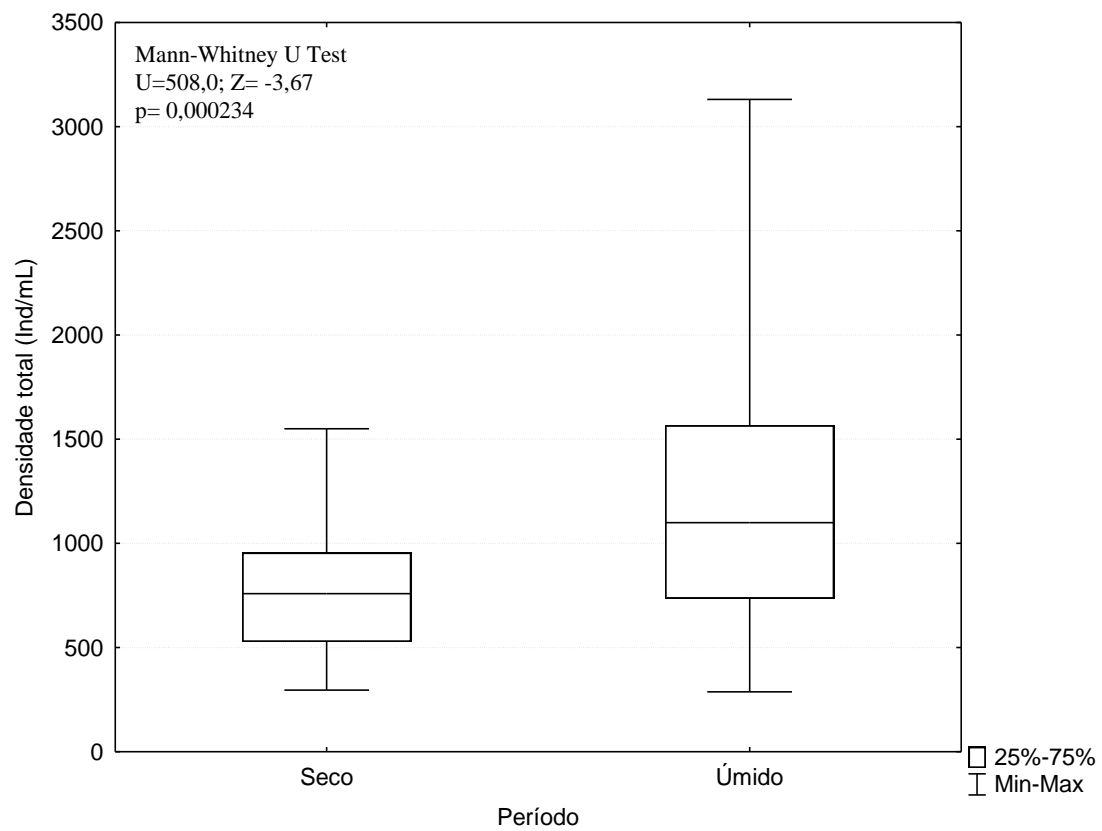


Figura 18. Box-Plot para densidade total do fitoplâncton (Ind. mL^{-1}) nos períodos seco e frio (à esquerda) e úmido e quente (à direita).

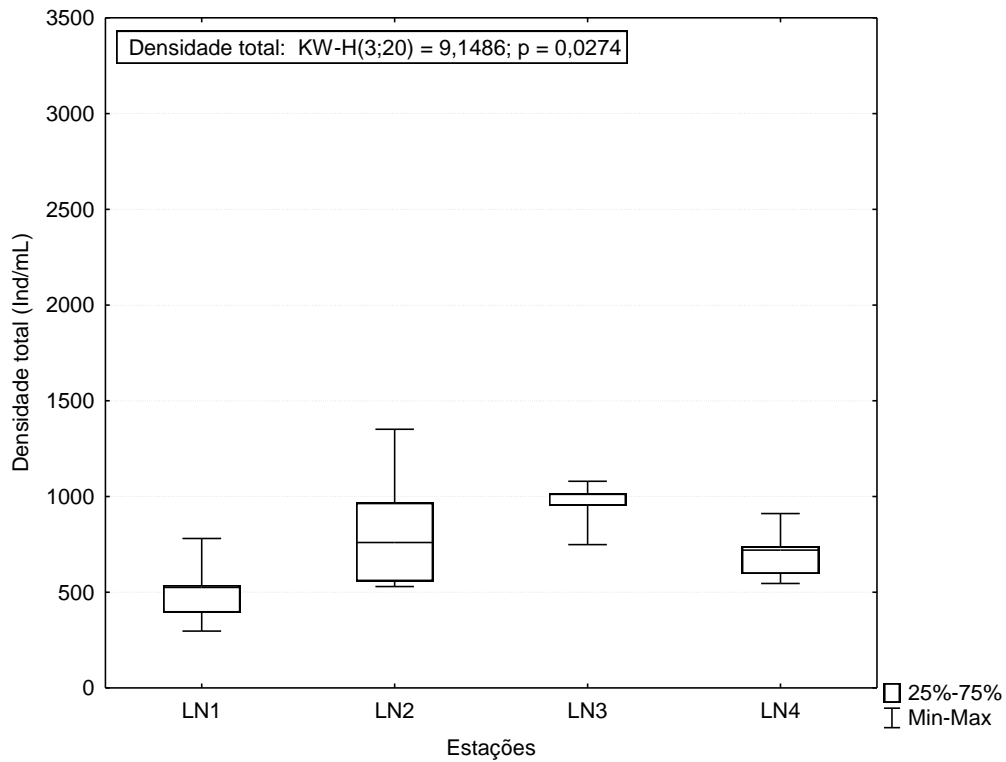


Figura 19. Box-Plot para densidade total do fitoplâncton (Ind.mL⁻¹) nas quatro estações de amostragem no lago Nova durante o período seco e moderadamente frio.

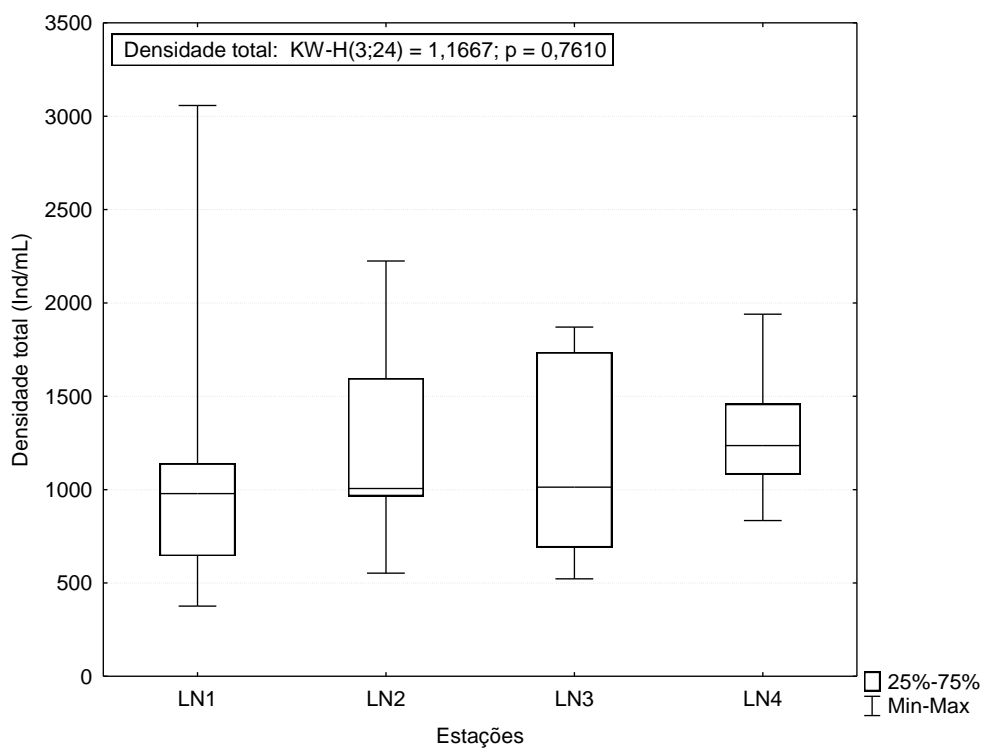


Figura 20. Box-Plot para densidade total do fitoplâncton (Ind./mL⁻¹) nas quatro estações de amostragem no lago Nova durante o período úmido e quente.

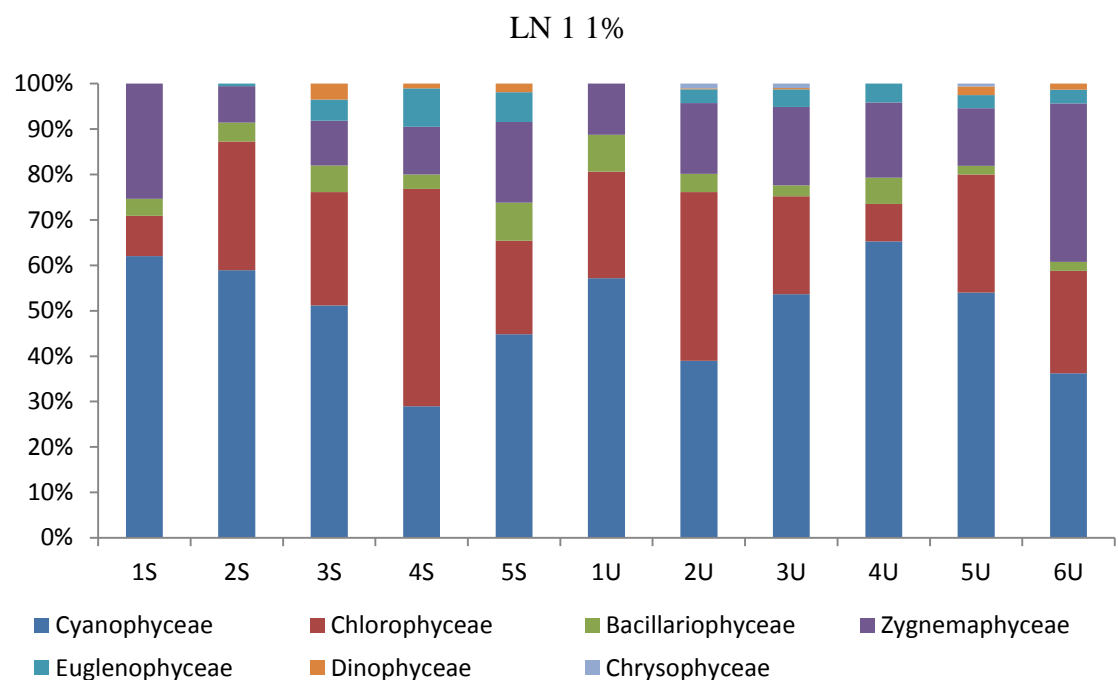
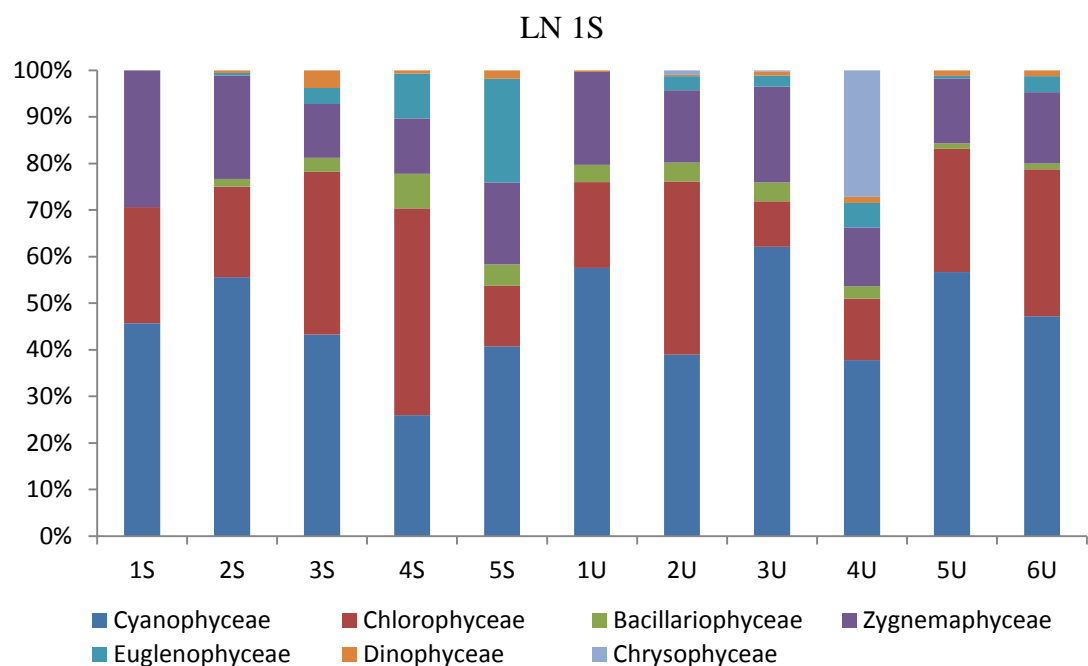


Figura 21. Variação temporal e espacial da contribuição percentual das classes fitoplanctônicas na estação amostral 1 na superfície (LN 1S) e 1% de luz (LN 1 1%) no lago Nova (1S, 2S, 3S, 4S, 5S – amostragens realizadas no período seco e frio, a saber, julho/2011, julho/2012, julho, agosto e setembro de 2013; 1U, 2U, 3U, 4U, 5U, 6U – amostragens realizadas no período úmido e quente, a saber, dezembro/2011, janeiro, março, novembro e dezembro de 2012 e março de 2013).

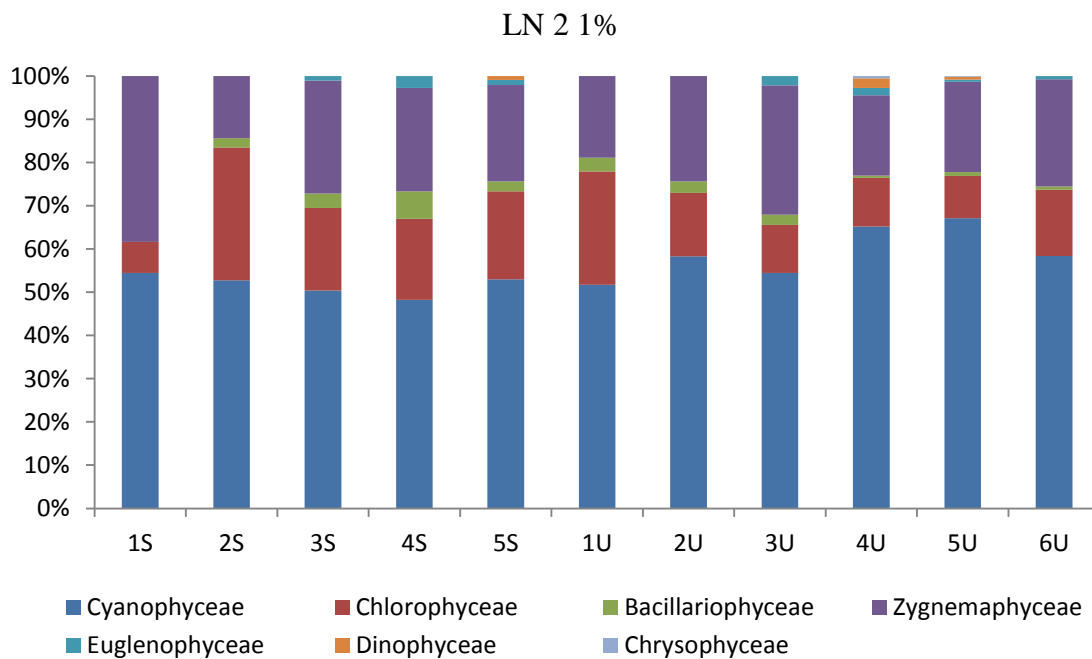
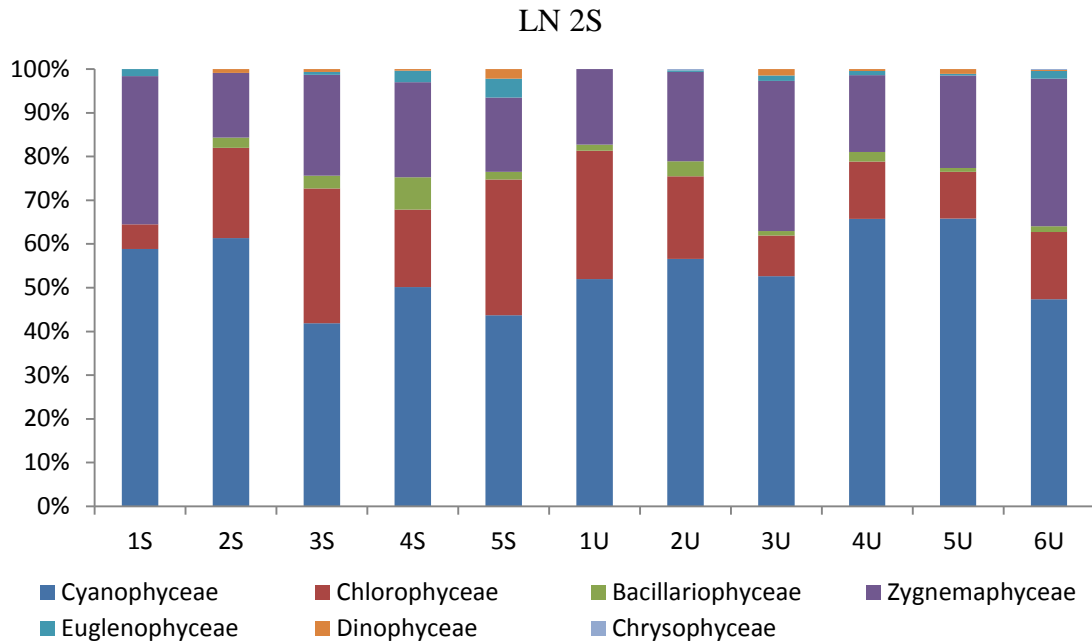


Figura 22. Variação temporal e espacial da contribuição percentual das classes fitoplanctônicas na estação amostral 2 na superfície (LN 2S) e 1% de luz (LN 2 1%) no lago Nova (1S, 2S, 3S, 4S, 5S – amostragens realizadas no período seco e frio, a saber, julho/2011, julho/2012, julho, agosto e setembro de 2013; 1U, 2U, 3U, 4U, 5U, 6U – amostragens realizadas no período úmido e quente, a saber, dezembro/2011, janeiro, março, novembro e dezembro de 2012 e março de 2013).

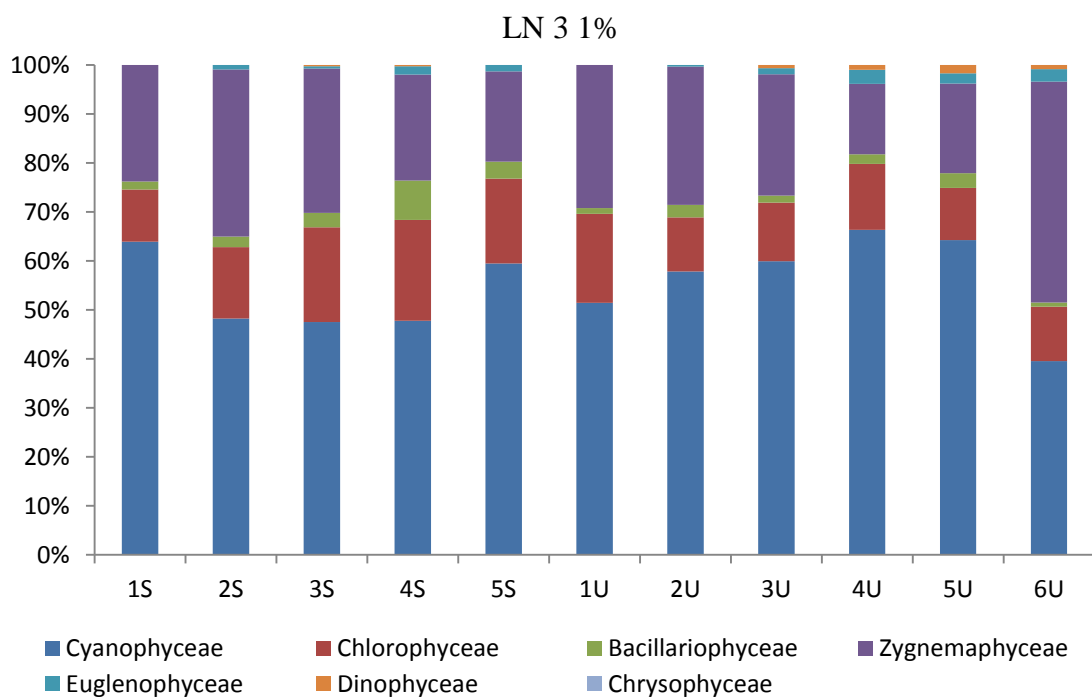
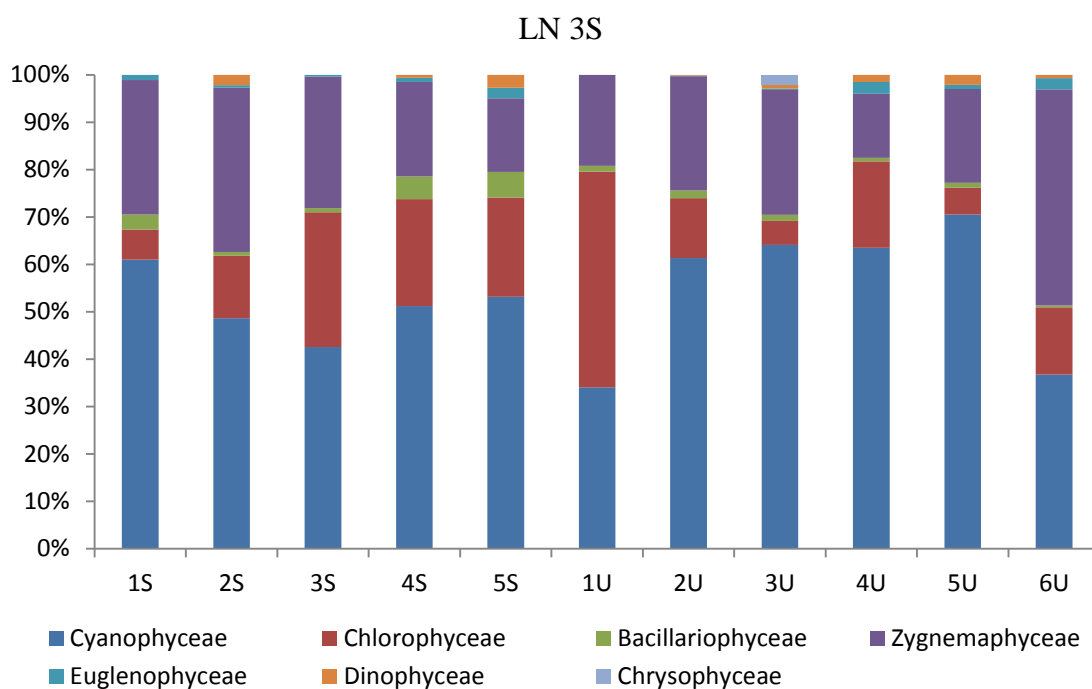


Figura 23. Variação temporal e espacial da contribuição percentual das classes fitoplantônicas na estação amostral 3 na superfície (LN 3S) e 1% de luz (LN 3 1%) no lago Nova (1S, 2S, 3S, 4S, 5S – amostragens realizadas no período seco e frio, a saber, julho/2011, julho/2012, julho, agosto e setembro de 2013; 1U, 2U, 3U, 4U, 5U, 6U – amostragens realizadas no período úmido e quente, a saber, dezembro/2011, janeiro, março, novembro e dezembro de 2012 e março de 2013).

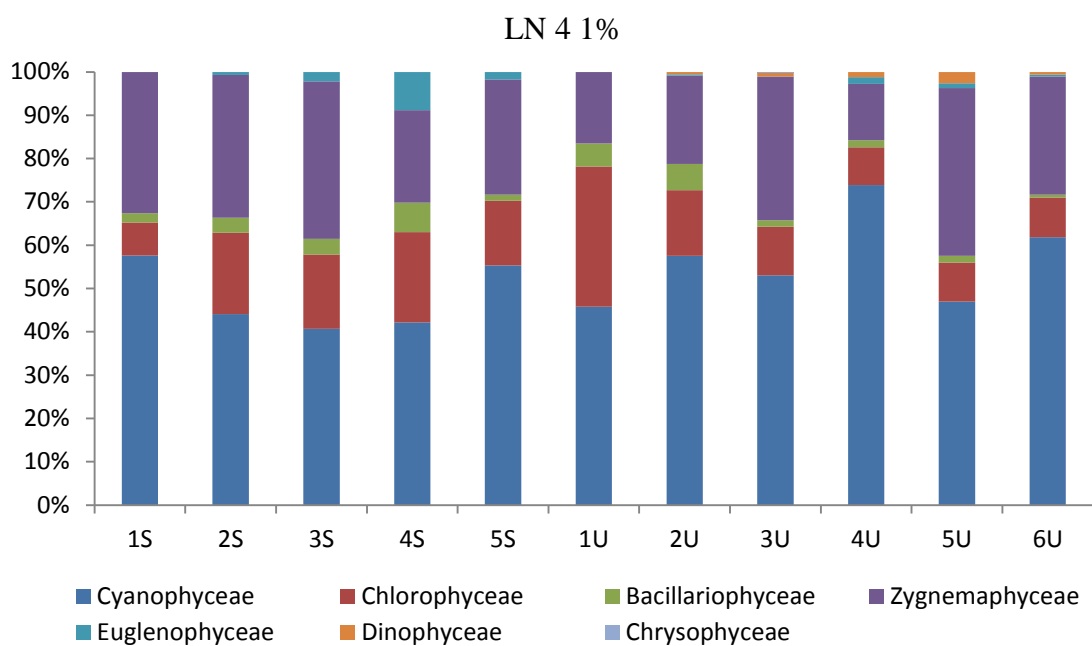
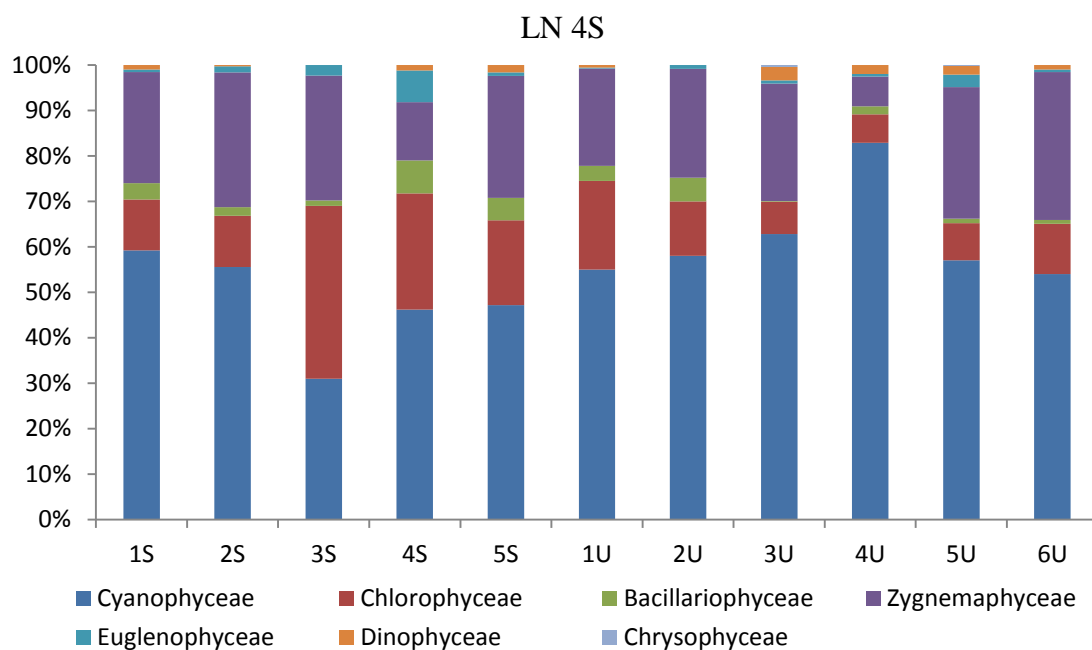


Figura 24. Variação temporal e espacial da contribuição percentual das classes fitoplanctônicas na estação amostral 4 na superfície (LN 4S) e 1% de luz (LN 4 1%) no lago Nova (1S, 2S, 3S, 4S, 5S – amostragens realizadas no período seco e frio, a saber, julho/2011, julho/2012, julho, agosto e setembro de 2013; 1U, 2U, 3U, 4U, 5U, 6U – amostragens realizadas no período úmido e quente, a saber, dezembro/2011, janeiro, março, novembro e dezembro de 2012 e março de 2013).

A densidade de cianobactérias no lago Nova variou entre 96,7 e 950,7 Ind.mL⁻¹ com média de 387,0 ± 89,9 Ind.mL⁻¹ no período seco e frio e entre 243,2 e 1945,6 Ind.mL⁻¹ com média de 690,6 ± 338,5 Ind.mL⁻¹ nas amostragens do período úmido e quente (Tabela 3). Diferenças significativas (p<0,01) na densidade de cianobactérias foram verificadas entre os dois períodos estudados (Figura 25). Entre as estações de amostragem, em ambos os períodos, não foram verificadas diferenças significativas (Figuras 26 e 27).

Tabela 3. Valores médios, mínimos e máximos, amplitude, desvio padrão e coeficiente de variação da clorofila a (µg.L⁻¹), densidade total do fitoplâncton (Ind./mL-1) e densidade das cianobactérias (Ind./mL⁻¹) no lago Nova no período de estudo.

		Clorofila a (µg.L ⁻¹)	Densidade total do fitoplâncton (Ind.mL ⁻¹)	Densidade de cianobactérias (Ind.mL ⁻¹)
Seco e frio	Méd	1,8	744,41	387,0
	Min	0,5	295,71	96,7
	Máx	3,5	1550,38	950,7
	Amp	3,0	1254,67	854,0
	DP	0,5	291,42	89,9
	CV %	25,4	39,14	23,2
Úmido e quente	Méd	1,1	1217,54	690,6
	Min	0,1	287,4	243,2
	Máx	3,5	3131,16	1945,6
	Amp	3,4	2843,76	1702,4
	DP	0,5	641,43	338,5
	CV %	43,2	52,68	49,0

Para clorofila a n=121, densidade total do fitoplâncton e densidade de cianobactérias n=88.

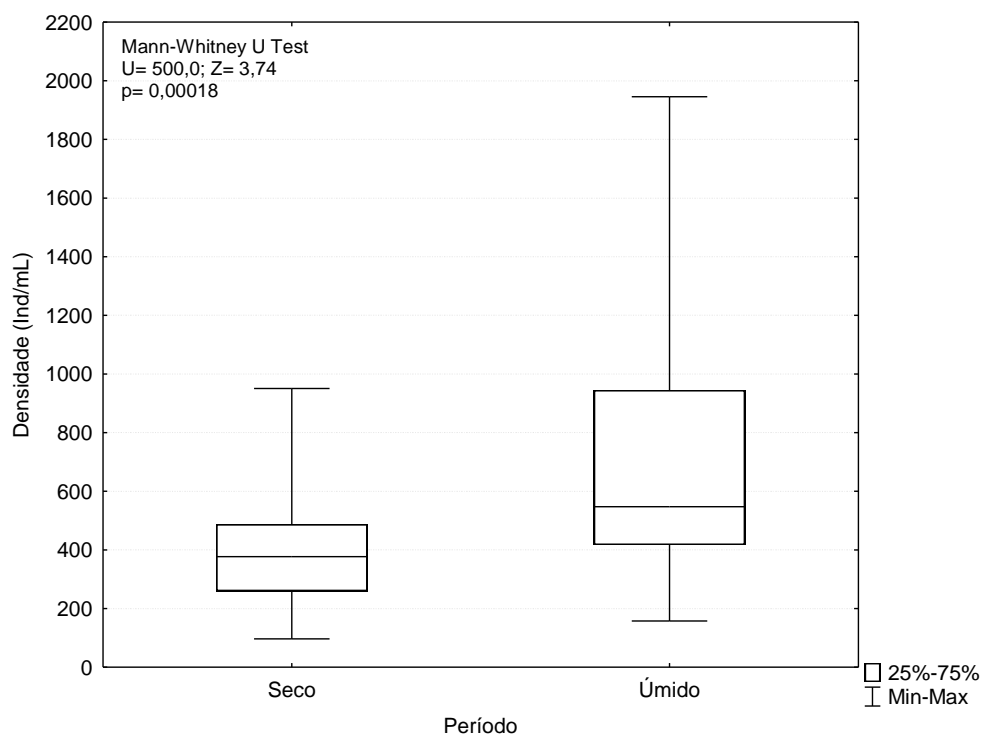


Figura 25. Box-Plot para densidade de cianobactérias (Ind./mL⁻¹) nos períodos seco e frio (à esquerda) e úmido e quente (à direita).

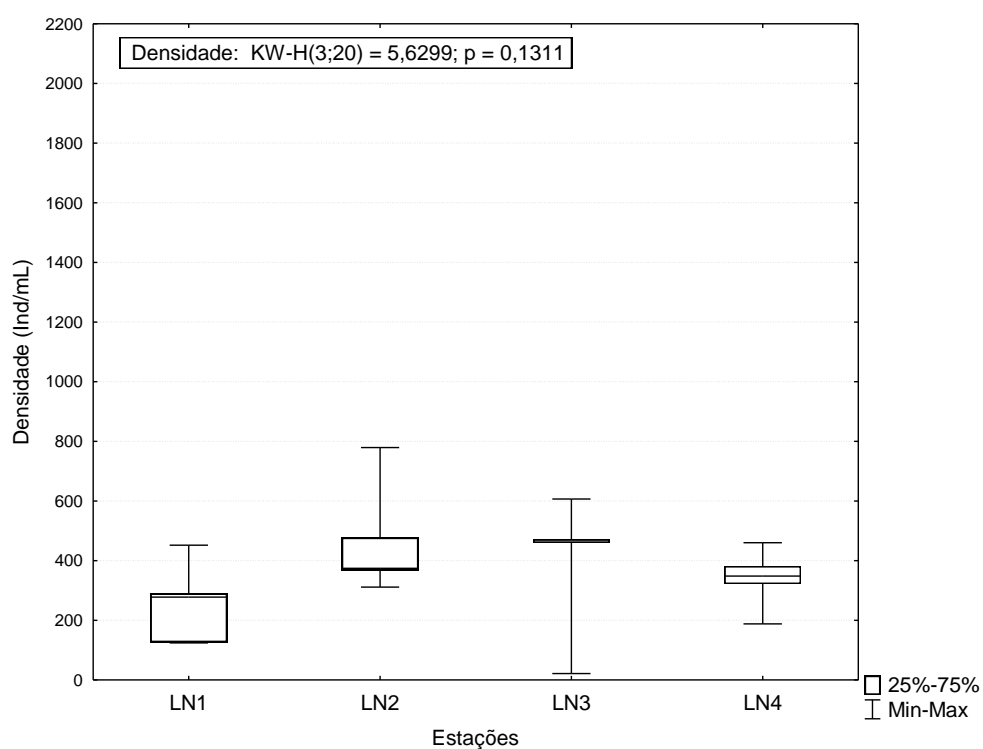


Figura 26. Box-Plot para densidade de cianobactérias (Ind./mL⁻¹) nas quatro estações de amostragem no lago Nova durante o período seco e moderadamente frio.

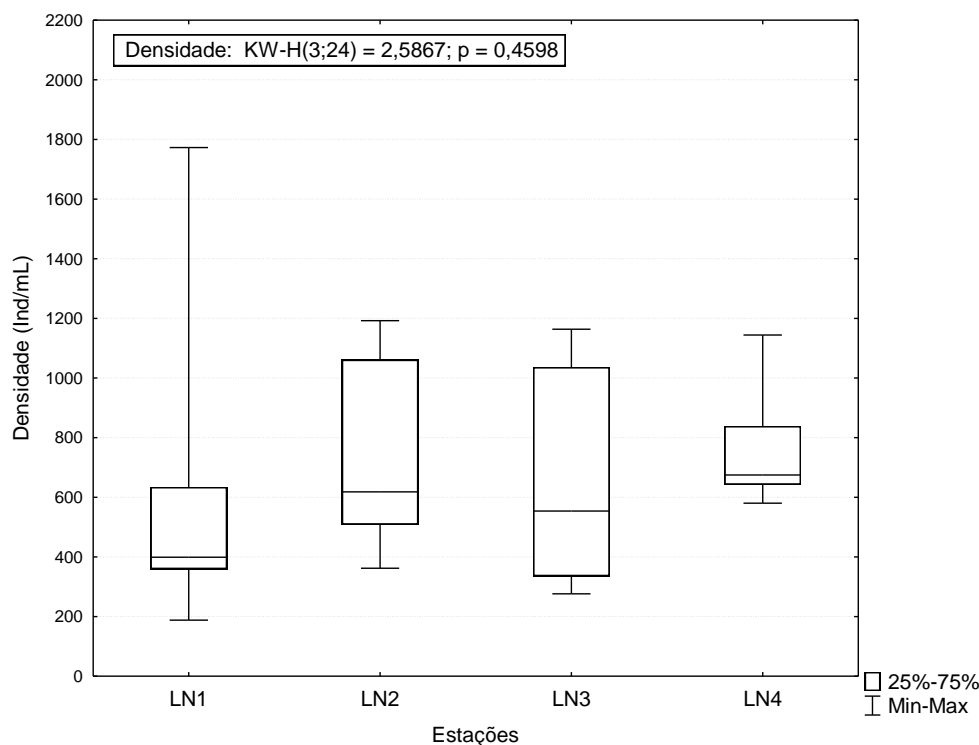


Figura 27. Box-Plot para densidade de cianobactérias (Ind./mL⁻¹) nas quatro estações de amostragem no lago Nova durante o período úmido e quente.

Os seguintes gêneros e espécies de cianobactérias foram encontrados no lago Nova: *Anabaena* sp., *Aphanocapsa delicatissima*, *Aphanocapsa elachista*, *Aphanocapsa incerta*, *Chroococcus limneticus*, *Cilindrospermopsis* sp., *Limnothrix* sp., *Merismopedia* sp., *Myrocystis botrys*, *Oscillatoria limosa*, *Radiocystis fernandoi*, *Synechocystis aquatilis* e *Synechococcus nidulans*. O gênero *Limnothrix* e a espécie *Synechocystis aquatilis* foram encontrados em todas as amostras analisadas nos dois períodos estudados. Contudo, apenas a densidade de *Limnothrix* apresentou diferenças significativas entre os períodos seco e frio e úmido e quente com variações de 46,9 a 422,80 Ind./mL⁻¹ e média de 206,25 ± 90,06 Ind./mL⁻¹ no período seco e frio e de 46,9 a 1229,80 Ind./mL⁻¹ e média de 509,67 ± 316,6 Ind./mL⁻¹ no período úmido e quente. A espécie *Synechocystis aquatilis* apresentou média de 156,48 ± 106,33 Ind./mL⁻¹ no período seco e frio e de 135,12 ± 110,6 Ind./mL⁻¹ no período úmido e quente. Nas Figuras 28, 29, 30 e 31 podem ser observadas as contribuições percentuais dos gêneros e espécies de cianobactérias identificados no lago Nova nas quatro estações de amostragem na superfície e na profundidade de 1% de luz em todas as campanhas realizadas.

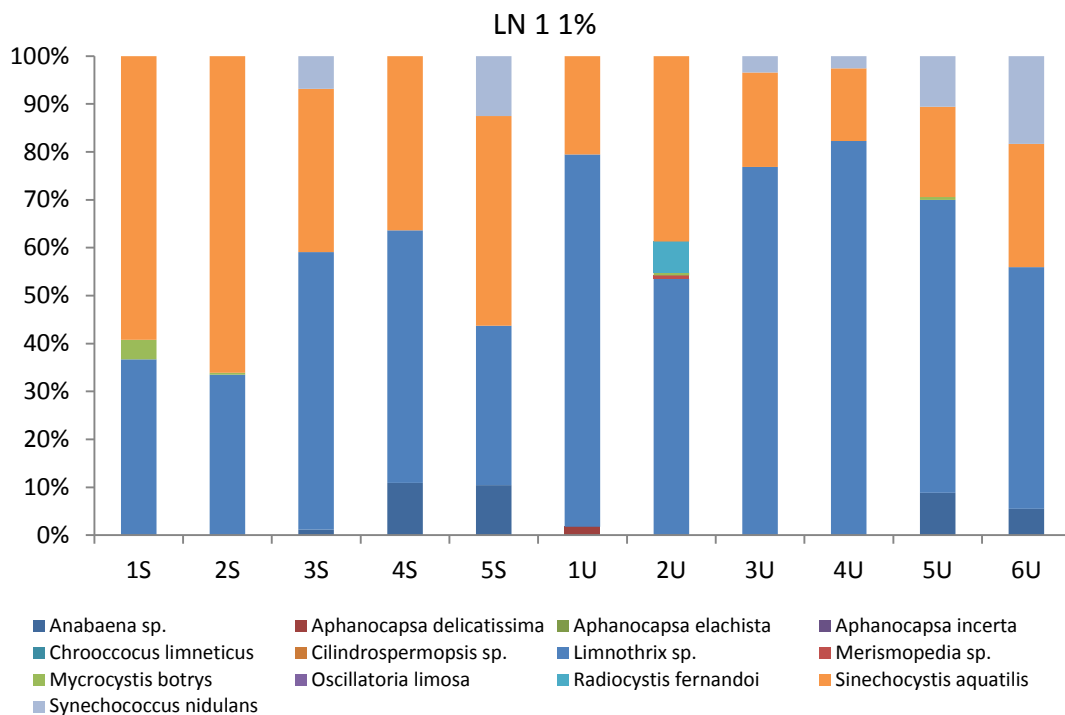
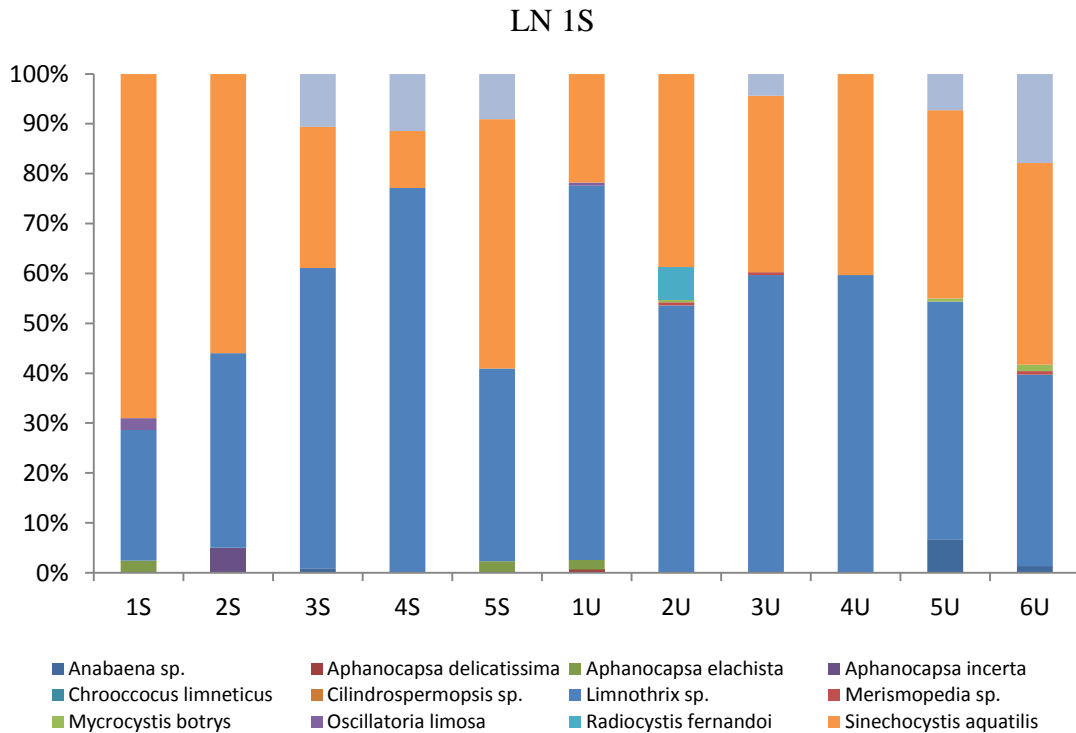


Figura 28. Variação temporal e espacial da contribuição percentual dos gêneros e espécies de cianobactérias na estação amostral 1 na superfície (LN 1S) e 1% de luz (LN 1 1%) no lago Nova (1S, 2S, 3S, 4S, 5S – amostragens realizadas no período seco e frio, a saber, julho/2011, julho/2012, julho, agosto e setembro de 2013; 1U, 2U, 3U, 4U, 5U, 6U – amostragens realizadas no período úmido e quente, a saber, dezembro/2011, janeiro, março, novembro e dezembro de 2012 e março de 2013).

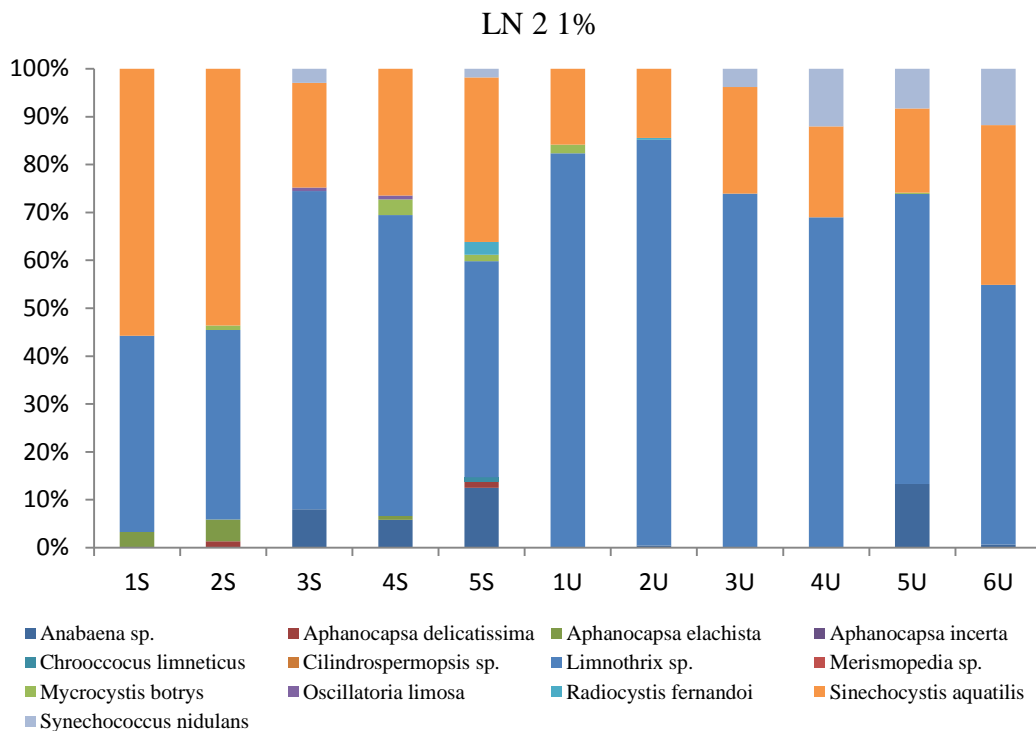
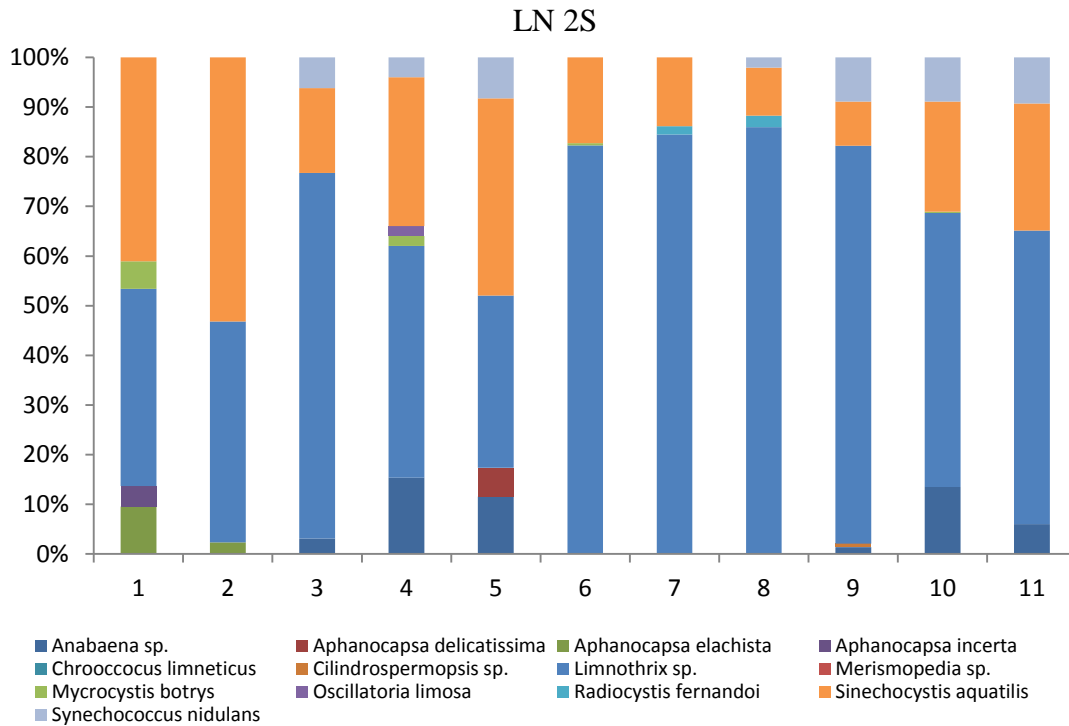


Figura 29. Variação temporal e espacial da contribuição percentual dos gêneros e espécies de cianobactérias na estação amostral 2 na superfície (LN 2S) e 1% de luz (LN 2 1%) no lago Nova (1S, 2S, 3S, 4S, 5S – amostragens realizadas no período seco e frio, a saber, julho/2011, julho/2012, julho, agosto e setembro de 2013; 1U, 2U, 3U, 4U, 5U, 6U – amostragens realizadas no período úmido e quente, a saber, dezembro/2011, janeiro, março, novembro e dezembro de 2012 e março de 2013).

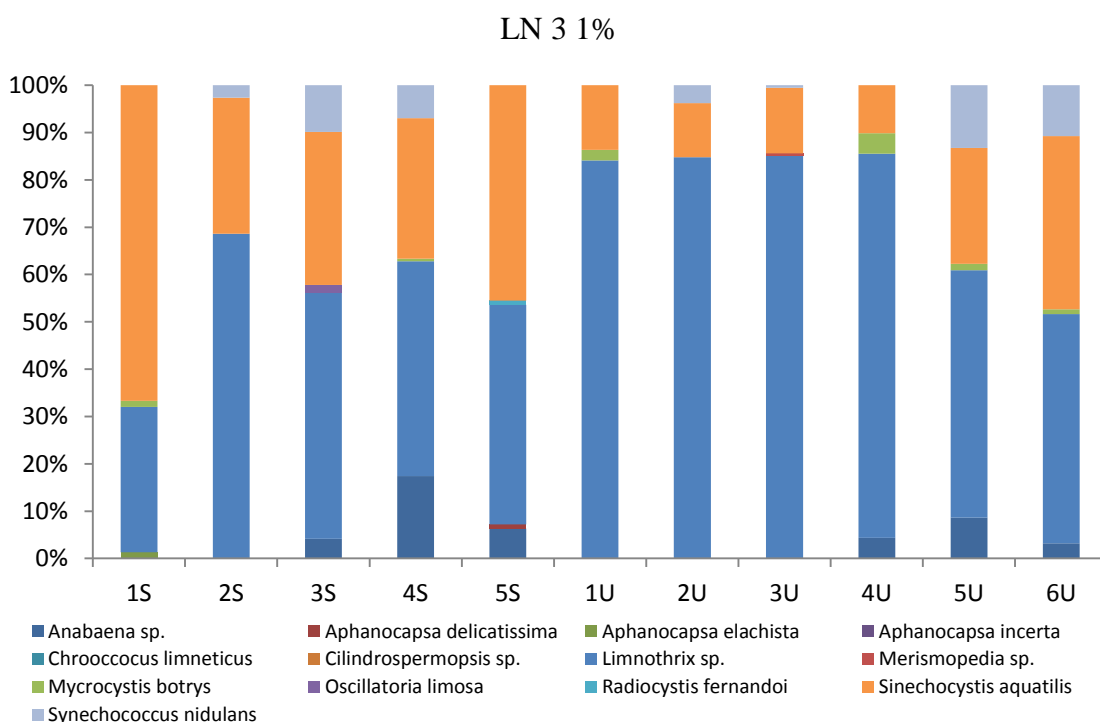
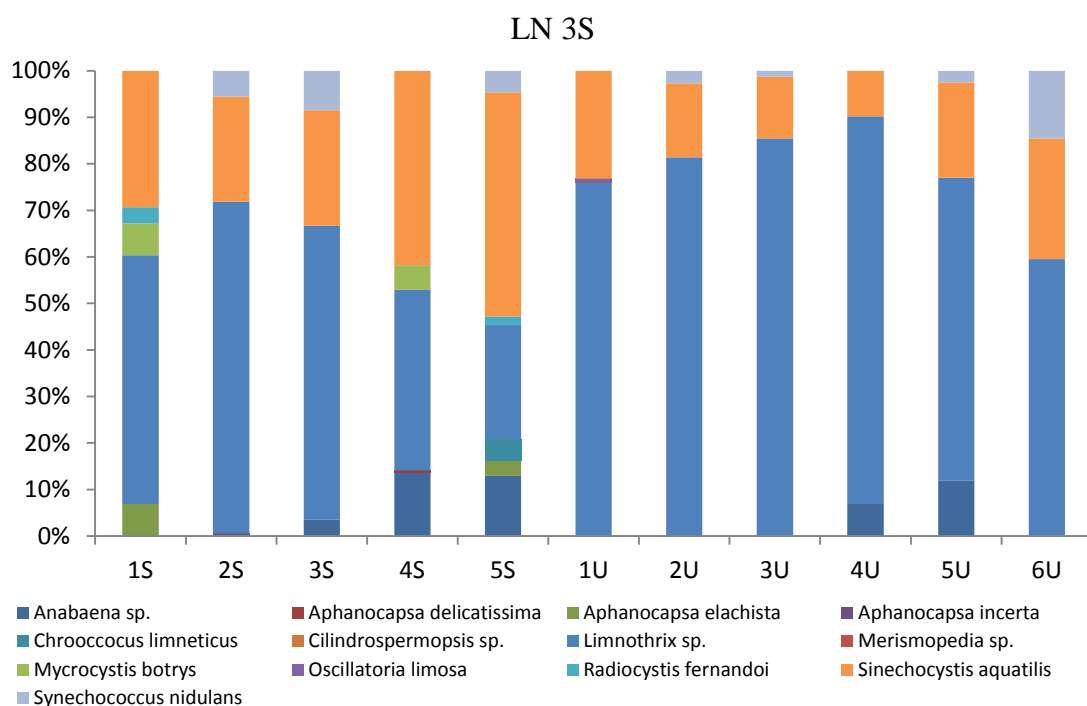


Figura 30. Variação temporal e espacial da contribuição percentual dos gêneros e espécies de cianobactérias na estação amostral 3 na superfície (LN 3S) e 1% de luz (LN 3 1%) no lago Nova (1S, 2S, 3S, 4S, 5S – amostragens realizadas no período seco e frio, a saber, julho/2011, julho/2012, julho, agosto e setembro de 2013; 1U, 2U, 3U, 4U, 5U, 6U – amostragens realizadas no período úmido e quente, a saber, dezembro/2011, janeiro, março, novembro e dezembro de 2012 e março de 2013).

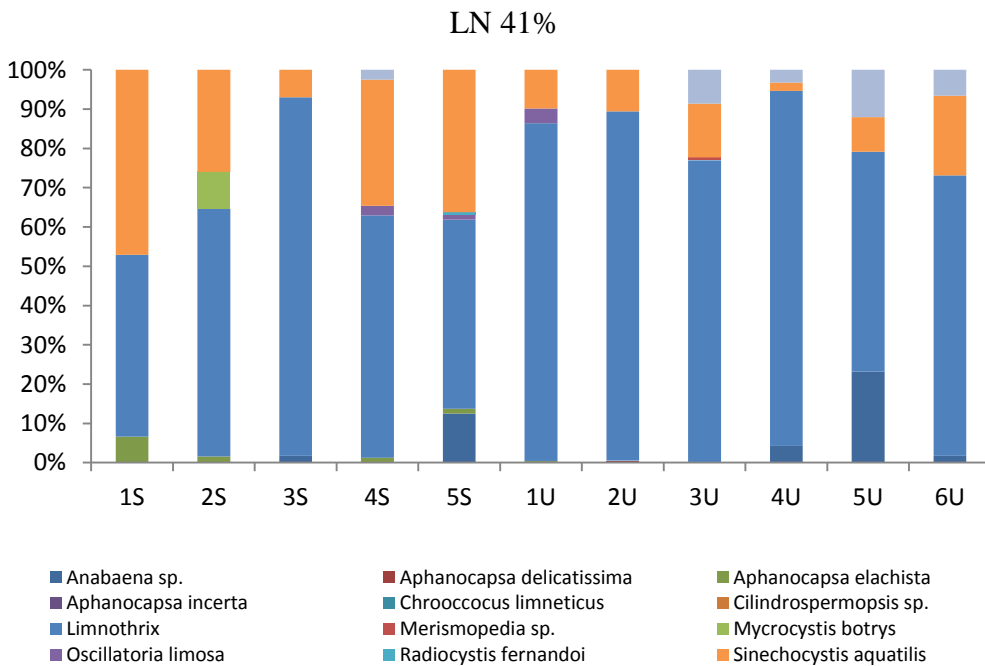
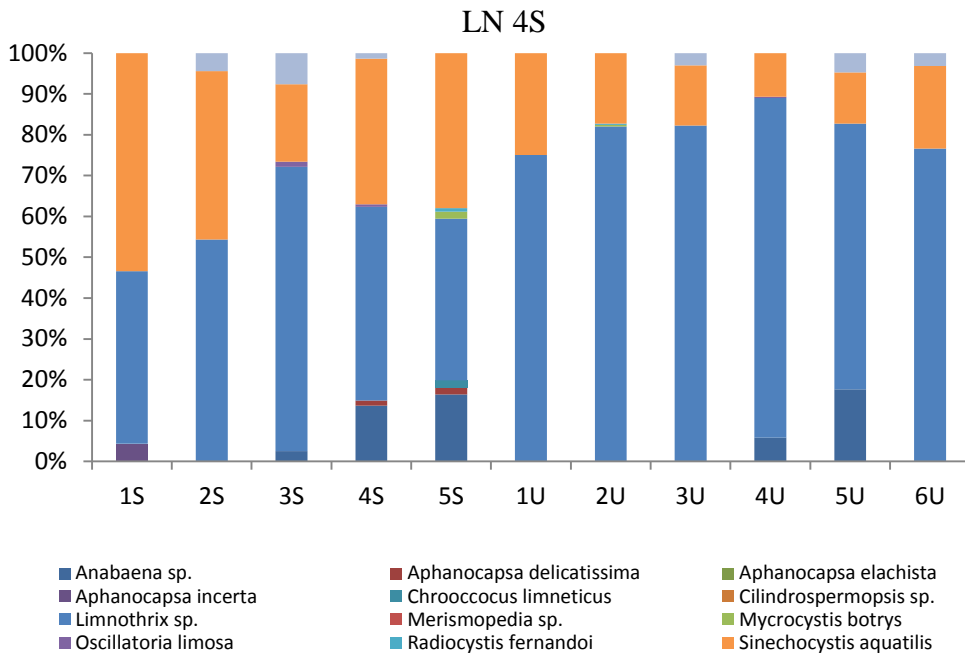


Figura 31. Variação temporal e espacial da contribuição percentual dos gêneros e espécies de cianobactérias na estação amostral 4 na superfície (LN 4S) e 1% de luz (LN 4 1%) no lago Nova (1S, 2S, 3S, 4S, 5S – amostragens realizadas no período seco e frio, a saber, julho/2011, julho/2012, julho, agosto e setembro de 2013; 1U, 2U, 3U, 4U, 5U, 6U – amostragens realizadas no período úmido e quente, a saber, dezembro/2011, janeiro, março, novembro e dezembro de 2012 e março de 2013).

A Tabela 4 apresenta os resultados da correlação de *Spearman* feita com as variáveis físicas, físico-químicas, hidroquímicas e hidrobiológicas. Observa-se correlações positivas entre as seguintes variáveis: profundidade e transparência, profundidade da zona eufótica e zona de mistura; temperatura e razão Zeu:Zmix, número de W, concentrações de NT, N-NO₃⁻ e NID, razão NT/PT e densidade fitoplanctônica total e de cianobactérias; PT e turbidez, P-PO₄⁻ e clorofila a; NT e Zeu:Zmix, W, N-NO₃⁻, N-NH₄⁻, NID e razão NT/PT; N-NO₃⁻ e temperatura, Zeu:Zmix, W, NT, NID, NT/PT, NID/PID e densidade de cianobactérias; N-NH₄⁻ e NT, NID e razão NT/PT; NID e temperatura, Zeu:Zmix, W, NT, N-NO₃⁻, N-NH₄⁻, NT/PT, NID/PID e densidade de cianobactérias; razão NT/PT e temperatura, Zeu:Zmix, W, NT, N-NO₃⁻, N-NH₄⁻, NID e NID/PID; densidade total do fitoplâncton e temperatura, W, N-NO₂⁻ e densidade de cianobactérias a qual mostrou correlação positiva com a temperatura, W, nitrato, nitrito, NID e densidade total do fitoplâncton (Tabela 4).

As principais correlações negativas verificadas na análise foram: entre a concentração de oxigênio dissolvido e a temperatura, razão Zeu:Zmix, W, pH, NT, N-NO₃⁻, NID, razão NT/PT e densidade total do fitoplâncton e de cianobactérias e entre clorofila a e temperatura, Zeu:Zmix, W, pH, NT, N-NO₃⁻, NID, NT/PT e NID/PID (Tabela 4).

Tabela 4. Matriz de correlação de Spearman para as variáveis físicas, físico-químicas, hidroquímicas e hidrobiológicas do lago Nova.

	Prof	Temp	Tran	Zeus	Zmix	Zeus:Zmix	W	OD	pH	Cond	Turb	PT	P-PO4	NT	N-NO3	N-NO2	N-NH4	NID	NT/PT	NID/PID	Clor	Fito T	Cya
Prof	1,00	-0,24	0,23	0,27	0,21	-0,09	0,07	-0,14	0,02	0,01	-0,15	0,17	-0,11	0,02	0,07	0,01	0,00	0,07	-0,03	0,09	0,10	-0,05	-0,07
Temp	-0,24	1,00	-0,30	-0,19	-0,47	0,65	0,47	-0,67	0,05	-0,41	0,16	0,01	0,14	0,45	0,38	0,19	0,06	0,38	0,40	0,05	-0,36	0,52	0,57
Tran	0,23	-0,30	1,00	0,90	0,80	-0,41	0,13	0,03	0,50	0,11	-0,78	-0,32	-0,23	-0,29	-0,06	0,03	-0,15	-0,07	-0,10	0,20	-0,08	0,03	0,00
Zeus	0,27	-0,19	0,90	1,00	0,80	-0,35	0,27	-0,05	0,47	-0,01	-0,73	-0,33	-0,18	-0,12	0,04	0,02	-0,19	0,03	0,02	0,18	-0,09	0,11	0,11
Zmix	0,21	-0,47	0,80	0,80	1,00	-0,80	0,03	0,32	0,31	0,01	-0,61	-0,21	-0,22	-0,34	-0,28	-0,02	-0,13	-0,29	-0,20	0,09	0,25	0,04	0,06
Zeus:Zmix	-0,09	0,65	-0,41	-0,35	-0,80	1,00	0,27	-0,59	0,00	0,01	0,27	-0,04	0,09	0,39	0,47	0,04	0,04	0,47	0,36	0,12	-0,46	0,07	0,09
W	0,07	0,47	0,13	0,27	0,03	0,27	1,00	-0,36	0,27	-0,26	-0,17	-0,35	-0,15	0,33	0,58	0,08	0,00	0,57	0,44	0,39	-0,28	0,42	0,46
OD	-0,14	-0,67	0,03	-0,05	0,32	-0,59	-0,36	1,00	-0,22	0,08	-0,05	-0,04	-0,05	-0,32	-0,39	-0,11	0,12	-0,38	-0,26	-0,13	0,40	-0,32	-0,38
pH	0,02	0,05	0,50	0,47	0,31	0,00	0,27	-0,22	1,00	0,17	-0,41	-0,45	-0,23	-0,17	-0,04	0,22	-0,21	-0,05	0,09	0,21	-0,33	0,17	0,14
Cond	0,01	-0,41	0,11	-0,01	0,01	0,01	-0,26	0,08	0,17	1,00	0,04	-0,11	-0,40	-0,36	-0,17	-0,54	-0,29	-0,18	-0,25	0,35	0,06	-0,40	-0,27
Turb	-0,15	0,16	-0,78	-0,73	-0,61	0,27	-0,17	-0,05	-0,41	0,04	1,00	0,37	0,11	0,19	-0,04	-0,09	0,06	-0,04	-0,01	-0,19	0,05	-0,01	0,10
PT	0,17	0,01	-0,32	-0,33	-0,21	-0,04	-0,35	-0,04	-0,45	-0,11	0,37	1,00	0,38	-0,10	-0,14	-0,02	0,01	-0,14	-0,51	-0,43	0,33	0,08	0,05
P-PO4	-0,11	0,14	-0,23	-0,18	-0,22	0,09	-0,15	-0,05	-0,23	-0,40	0,11	0,38	1,00	0,18	0,08	0,04	0,01	0,08	-0,06	-0,89	0,10	0,03	-0,08
NT	0,02	0,45	-0,29	-0,12	-0,34	0,39	0,33	-0,32	-0,17	-0,36	0,19	-0,10	0,18	1,00	0,55	-0,06	0,30	0,57	0,86	0,02	-0,38	0,17	0,18
N-NO3	0,07	0,38	-0,06	0,04	-0,28	0,47	0,58	-0,39	-0,04	-0,17	-0,04	-0,14	0,08	0,55	1,00	-0,11	0,17	1,00	0,52	0,32	-0,30	0,21	0,22
N-NO2	0,01	0,19	0,03	0,02	-0,02	0,04	0,08	-0,11	0,22	-0,54	-0,09	-0,02	0,04	-0,06	-0,11	1,00	0,08	-0,09	0,04	-0,09	-0,11	0,47	0,24
N-NH4	0,00	0,06	-0,15	-0,19	-0,13	0,04	0,00	0,12	-0,21	-0,29	0,06	0,01	0,01	0,30	0,17	0,08	1,00	0,22	0,26	0,05	-0,04	0,04	-0,01
NID	0,07	0,38	-0,07	0,03	-0,29	0,47	0,57	-0,38	-0,05	-0,18	-0,04	-0,14	0,08	0,57	1,00	-0,09	0,22	1,00	0,54	0,31	-0,30	0,20	0,21
NT/PT	-0,03	0,40	-0,10	0,02	-0,20	0,36	0,44	-0,26	0,09	-0,25	-0,01	-0,51	-0,06	0,86	0,52	0,04	0,26	0,54	1,00	0,24	-0,46	0,17	0,17
NID/PID	0,09	0,05	0,20	0,18	0,09	0,12	0,39	-0,13	0,21	0,35	-0,19	-0,43	-0,89	0,02	0,32	-0,09	0,05	0,31	0,24	1,00	-0,21	0,07	0,15
Clor	0,10	-0,36	-0,08	-0,09	0,25	-0,46	-0,28	0,40	-0,33	0,06	0,05	0,33	0,10	-0,38	-0,30	-0,11	-0,04	-0,30	-0,46	-0,21	1,00	-0,11	-0,05
Fito T	-0,05	0,52	0,03	0,11	0,04	0,07	0,42	-0,32	0,17	-0,40	-0,01	0,08	0,03	0,17	0,21	0,47	0,04	0,20	0,17	0,07	-0,11	1,00	0,90
Cya	-0,07	0,57	0,00	0,11	0,06	0,09	0,46	-0,38	0,14	-0,27	0,10	0,05	-0,08	0,18	0,22	0,24	-0,01	0,21	0,17	0,15	-0,05	0,90	1,00

Spearman Rank Order Correlations

MD pairwise deleted

Marked correlations are significant at $p < 0,05$

Prof: profundidade; Temp: temperatura; Tran: transparência (DS); Zeu: profundidade da zona eufótica; Zmix: profundidade da zona de mistura; Zeu:Zmix: razão Zeu:Zmix; W: número de Wedderburn; OD: oxigênio dissolvido; Cond: condutividade elétrica da água; Turb: turbidez; PT: fósforo total; P-PO4: fósforo solúvel reativo; NT: nitrogênio total, N-NO2: nitrito; N-NO3: nitrato; N-NH4: amônia; NID: nitrogênio inorgânico dissolvido; NT/PT: razão NT/PT; NID/PID: razão NID/PID; Clor: clorofila; Fito T: densidade total do fitoplâncton; Cya: densidade de cianobactérias.

O resultado da análise de componente principal (ACP) realizada com as variáveis físicas, físico-químicas, hidroquímicas e a clorofila a, obtidas nas profundidades de superfície e 1% de luz no lago Nova, mostrou que os componentes 1 e 2 explicaram 74,7% da variação, sendo 44,4% referente ao eixo 1 e 30,3% referente ao eixo 2.

O resultado da ACP (Figura 32) é fortemente influenciado pelas variáveis NT, razão NT/PT, NID, W, razão NID/PID, P-PO₄⁻ e PT, as quais, para o componente 1 mostraram contribuições relativas de 0,44, 0,48, 0,19, 0,19, 0,63, -0,21 e -0,19, respectivamente. Para o componente 2 as contribuições relativas foram iguais a 0,60 para NT, 0,37 para razão NT/PT, 0,10 para NID, -0,57 razão NID/PID, 0,34 para P-PO₄⁻, 0,06 para PT e 0,07 para W. A Zmix apresentou contribuição relativa de -0,09 em relação ao componente 2.

As variáveis NT, razão NT/PT, NID, W, razão NID/PID, P-PO₄⁻ mostraram-se fortemente associadas às amostras do período úmido e quente (círculos vermelhos) nas duas profundidades analisadas.

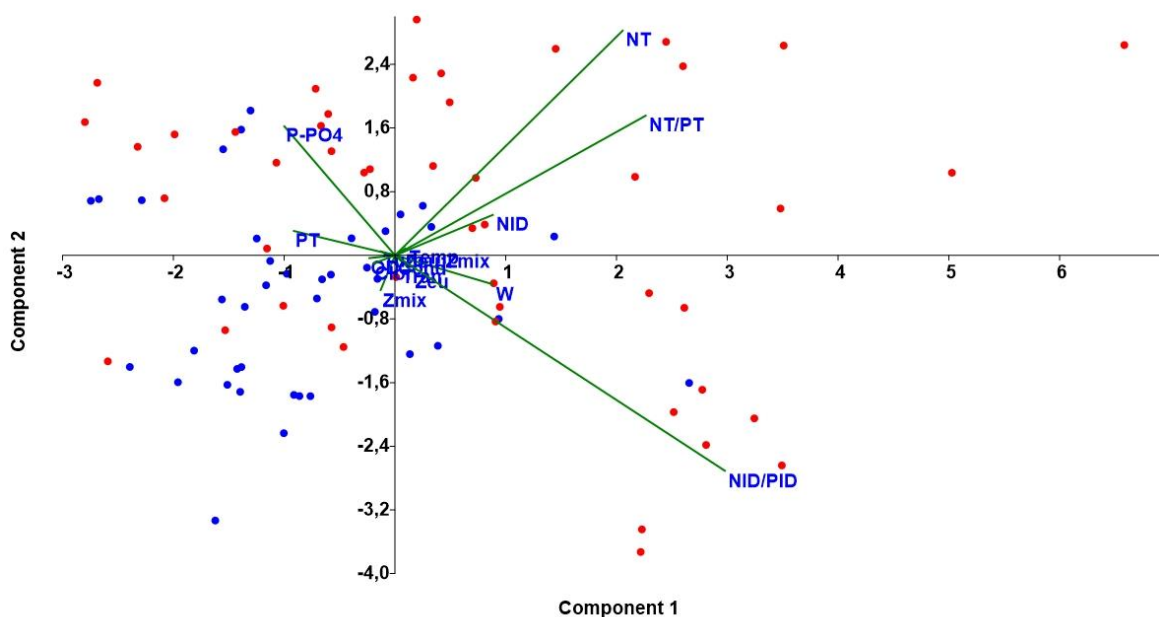


Figura 32. Análise de componente principal (ACP) das variáveis físicas, físico-químicas, hidroquímicas e clorofila a no lago Nova (círculos azuis referem-se ao período seco e frio e círculos vermelhos ao período úmido e quente).

Temp: temperatura; Tran: transparência (DS); Zeu: profundidade da zona eufótica; Zmix: profundidade da zona de mistura; Zeu:Zmix: razão Zeu:Zmix; W: número de Wedderburn; OD: oxigênio dissolvido; Cond: condutividade elétrica da água; Turb: turbidez; PT: fósforo total; P-PO₄: fósforo solúvel reativo; NT: nitrogênio total; NID: nitrogênio inorgânico dissolvido; NT/PT: razão NT/PT; NID/PID: razão NID/PID; Clor: clorofila.

A ordenação da densidade das classes fitoplanctônicas com as variáveis ambientais na análise de correspondência canônica (ACC) mostrou que os eixos 1 e 2 explicaram 94,0% da variação do fitoplâncton em relação às características ambientais sendo 81% referente ao eixo 1 e 13% referente ao eixo 2 (Figura 33).

O resultado da ACC (Figura 33) mostra a densidade do fitoplâncton total e a densidade de cianobactérias fortemente associadas às razões NID/PID e NT/PT. As contribuições relativas do fitoplâncton total e das cianobactérias para o eixo 1 foram iguais a -0,80 e -0,68, respectivamente. Para o eixo 2 as contribuições relativas foram de 0,38 para o fitoplâncton total e 0,63 para as cianobactérias. A densidade de Zygnemaphyceae esteve associada à Zeu. A contribuição relativa de Zygnemaphyceae para o eixo 1 foi de -0,75 e para o eixo 0,06.

O resultado da ACC (Figura 33) mostrou-se fortemente influenciado pelas variáveis W, temperatura, Zeu, NID, razões NT/PT e NID/PID, P-PO₄⁻, PT e clorofila a. Para o eixo 1 as contribuições relativas das variáveis ambientais foram iguais a -0,20 para W, -0,23 para temperatura, -0,29 para Zeu, -0,18 para NID, -0,14 para NT/PT, -0,06 para NID/PID, -0,08 para P-PO₄⁻, 0,14 para PT e 0,30 para clorofila a e para o eixo 2 0,22 para W, 0,13 para temperatura, 0,07 para Zeu, -0,09 para NID, 0,05 para NT/PT, 0,05 para NID/PID, -0,06 para P-PO₄⁻, 0,03 para PT e -0,03 para clorofila a.

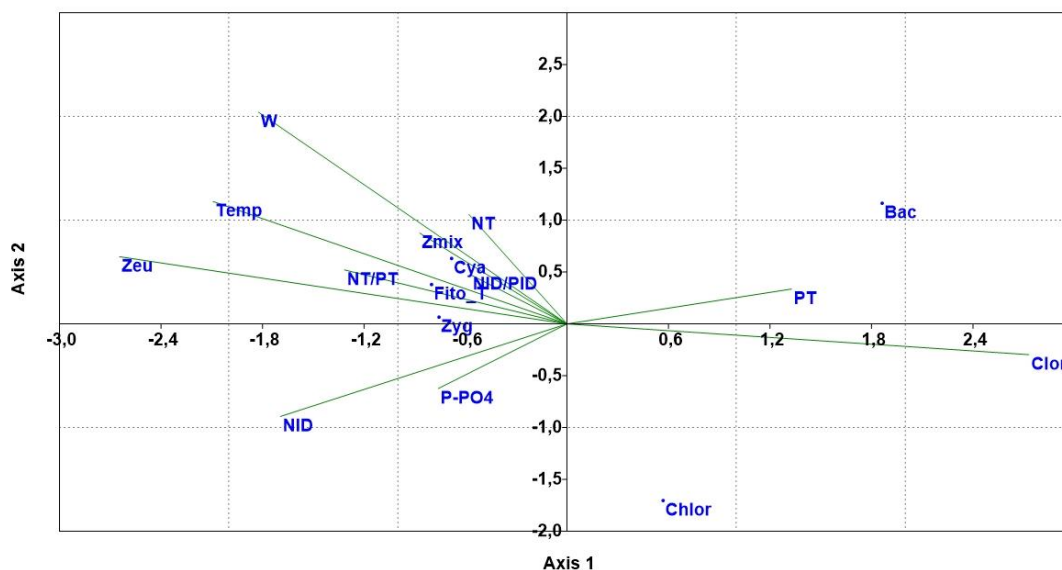


Figura 33. Análise de correspondência canônica (ACC) das variáveis físicas, físico-químicas, hidroquímicas, clorofila a e densidade fitoplânctônica no lago Nova.

Temp: temperature; Zeu: profundidade da zona eufótica; Zmix: profundidade da zona de mistura; W: número de Wedderburn; PT: fósforo total; P-PO₄: fósforo solúvel reativo; NT: nitrogênio total; NID: nitrogênio inorgânico dissolvido; NT/PT: razão NT/PT; NID/PID: razão NID/PID; Clor: clorofila a; Fito T: densidade total do fitoplâncton; Cya: Cyanophyceae; Chlor: Chlorophyceae; Bac: Bacillariophyceae; Zyg: Zygnemaphyceae.

3.5. Índice de estado trófico

Utilizando os valores da transparência da água e as concentrações de clorofila a, fósforo total (PT) e fósforo solúvel reativo (P-PO₄), foi calculado o Índice de Estado Trófico (IET) do lago conforme Carlson (1977) modificado por Toledo et al. (1983). Os valores para os mesmos parâmetros apresentados por Bozelli et al., (1992), também foram utilizados para o cálculo do IET e posterior comparação com os dados obtidos nesse estudo.

Os resultados do IET integrado mostram que o lago Nova apresenta características oligotróficas considerando-se os dados deste estudo e os dados de 1988, conforme Bozelli et al. (1992). Observa-se que, para o disco de Secchi e clorofila a, durante o período úmido e quente o IET indica condições oligotróficas. Para o fósforo total o IET indica condições mesotróficas e eutróficas (Tabela 5).

Tabela 5. Índice de Estado Trófico para o lago Nova, de acordo com Carlson (1977) modificado por Toledo et al., (1983).

	Disco de Secchi	Clorofila a	PT	P-PO ₄ ⁻	IET
2011/2013	35	41	54	38	37
	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Seco/frio	33	43	55	38	40
	Oligotrófico	Oligotrófico	Eutrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Úmido/quente	37	39	53	38	37
	Oligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
1988 *	33	31	55	37	40
	Oligotrófico	Oligotrófico	Eutrófico	Oligotrófico	Oligotrófico

* A partir de Bozelli et al., (1992).

4. Discussão

O lago Nova e demais lagos do Baixo Rio Doce são ainda pouco conhecidos. Estudos com ênfase no estado trófico de lagos e a análise de informações em épocas distintas do ano permitem inferir sobre a ecologia lacustre considerando diferentes índices pluviométricos, fator determinante de variações em sistemas aquáticos tropicais (Lewis, 2000). Como a luz e a temperatura são relativamente constantes nos trópicos, variações sazonais nas comunidades aquáticas são determinadas por efeitos decorrentes da pluviosidade e da estiagem, bem como pela ação dos ventos (Lewis, 2000).

Os distintos padrões de estratificação mostram que o lago Nova circula no período seco e frio e estratifica no período úmido e quente com maiores concentrações de oxigênio dissolvido, em toda coluna d'água, no primeiro período e menores valores, inclusive eventos de anoxia no fundo do lago, no segundo período, nas estações amostrais 2, 3 e 4.

A estação 1 devido à reduzida profundidade e influência da descarga fluvial apresentou tendências de mistura (*Wedderburn* = 0,0), perfis homogêneos de oxigênio dissolvido e zona eufótica ao longo de toda coluna d'água em ambos os períodos amostrais. Por isso, os valores de *W* foram iguais a zero na estação 1 também nos meses úmidos e quentes.

A transparência e a profundidade da zona eufótica sugerem maior carreamento de material alóctone no período úmido e quente e, a maior entrada de água e sedimentos no lago, contribui para a ocorrência de valores mais elevados de turbidez e condutividade elétrica, conforme evidenciado pelo teste estatístico que mostrou diferença significativa dessas variáveis entre os períodos seco e frio e úmido e quente.

As concentrações de nutrientes no lago apresentaram valores mais elevados no período úmido e quente (Tabela 2). As análises estatísticas mostraram diferenças significativas apenas para o $P-PO_4^-$ entre os períodos estudados. Contudo, observa-se, no caso do PT, do $P-PO_4^-$, do $N-NO_3^-$ e do NID que, com relação aos valores médios, as concentrações atingem valores quase duas vezes maiores no período úmido e quente quando também ocorreram as maiores densidades fitoplanctônicas e de cianobactérias. O $P-PO_4^-$ pode representar um nutriente limitante para comunidades aquáticas e, quando disponível, é rapidamente consumido, o que pode explicar as concentrações reduzidas na coluna d'água, principalmente no epilímnio (Margalef, 1983). Maiores concentrações de PT em amostras da estação amostral 1 podem ser justificadas pela sua proximidade da saída do rio Bananal, principal afluente do lago Nova, e pela chuva acumulada (52 mm nos cinco dias anteriores à campanha amostral de dezembro de 2011) nos dias anteriores às amostragens o que pode ter desencadeado maior carreamento de material alóctone.

Os valores médios de NT evidenciam concentrações quase oito vezes maiores no período úmido e quente mostrando tendência de aumento do nutriente nesse período. Contudo, as análises estatísticas não evidenciaram diferenças significativas em termos temporais ou espaciais para o NT. Considerando que a maior parte da bacia hidrográfica está ocupada com atividades de agricultura e pastagens, as quais demandam grandes quantidades de compostos nitrogenados, o maior escoamento superficial no período úmido pode ter sido responsável pela intensificação das concentrações de NT no lago. Concentrações semelhantes aos valores obtidos no lago Nova (média anual de $369,2 \mu\text{g.L}^{-1}$) foram encontradas na lagoa Pires ($427,8 \mu\text{g.L}^{-1}$) no Rio de Janeiro (Enrich-Prast et al., 2004), na lagoa do Camargo ($374,5 \mu\text{g.L}^{-1}$) em São Paulo (Henry et al., 2006) e no lago dos Garças ($355,0 \mu\text{g.L}^{-1}$) em São Paulo (Tucci et al., 2006)

A variação da razão NT/PT seguiu padrão semelhante à variação das concentrações do NT, enquanto a razão NID/PID apresentou variações mais discretas. Altos valores de razão NT/PT podem indicar uma possível limitação por fósforo para o fitoplâncton (Redfield et al., 1963), sendo esta situação encontrada em alguns ecossistemas

brasileiros (Petruccio & Furtado, 1998; Pinto-Coelho et al., 1999; Huszar et al., 2005; Delazari-Barroso et al., 2009). Contudo, ressalta-se que muitas espécies fitoplanctônicas, especialmente cianobactérias, podem assimilar fósforo quando o nutriente está em excesso e manter o seu metabolismo em situações de escassez. Outras espécies necessitam de quantidades mínimas de fósforo e continuam se desenvolvendo quando o nutriente torna-se limitante (Bicudo et al., 1999).

A razão N/P geralmente é reduzida em lagos eutróficos e elevada em ambientes aquáticos com características mesotróficas e oligotróficas (Di Bernardo et al., 2010).

Quando comparados com outros ecossistemas lacustres e reservatórios estudados no Brasil e no mundo, os dados das concentrações de nutrientes no lago Nova são reduzidos (Esteves et al., 1984; Branco et al., 2000; Badylak & Philips, 2004; Chagas & Suzuki, 2005; Gikas et al., 2006; Pedrozo & Rocha, 2006; González et al., 2008; Panagrahi, et al., 2009; Pereira et al., 2009; Geraldés & George, 2012). Concentrações médias de $14,8 \mu\text{g.L}^{-1}$ de PT, abaixo de $2,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ de P-PO_4^- , $15,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ de N-NH_4^- e $0,8 \mu\text{g.L}^{-1}$ de N-NO_2^- foram encontradas na lagoa do Peri, uma lagoa costeira no estado de Santa Catarina (Hennemann & Petruccio, 2011). Os autores consideraram baixos os valores de PT, P-PO_4^- e N-NO_2^- e atribuíram as baixas concentrações à proteção ambiental da área. Em lagos tropicais, reduzidas concentrações de nutrientes também podem estar associadas a elevadas taxas de reciclagem, boa oxigenação da coluna d'água e elevada assimilação dos nutrientes pelo fitoplâncton, situações que podem resultar em baixas concentrações principalmente de nitrato e fósforo solúvel reativo. Por outro lado, nos períodos de maiores índices pluviométricos, as quantidades de nutrientes também podem se tornar reduzidas devido à sua diluição (Di Bernardo et al., 2010).

Conclui-se, portanto, que muitos fatores podem influenciar as concentrações de nutrientes e o estado trófico em lagos e, quanto melhores e mais integradas as informações, maiores subsídios poderão ser utilizados para a tomada de decisão e a elaboração de estratégias de gerenciamento para estes ecossistemas.

O índice de estado trófico (IET), calculado com os dados de PT apontou condições mesotróficas a eutróficas para o lago Nova, tanto neste estudo (54) como no estudo de Bozelli et al., (1992) (55), com os resultados do IET no limite entre a classificação mesotrófica e eutrófica. Os dados de PT utilizados no cálculo do IET mostram valores médios semelhantes ($19,1 \pm 7,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ em 1988 e $23,8 \pm 21,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ neste estudo). Em

1988 foram obtidas três amostras enquanto neste estudo foram obtidas e analisadas 44 amostras. Assim, a comparação entre os valores do índice de estado trófico sugere a manutenção na qualidade da água do lago de 1988 até o presente. Contudo, os dados aqui analisados mostram-se mais robustos para classificar o estado trófico do lago Nova.

É muito comum a utilização da clorofila a como medida da biomassa do fitoplâncton e a densidade das cianobactérias como medida da biomassa de algas potencialmente tóxicas (Håkanson, 2011). No lago Nova, a comparação entre os dados de nutrientes, densidade total do fitoplâncton e densidade de cianobactérias com as concentrações de clorofila a, mostra que a clorofila a, cujas elevadas concentrações são um sintoma de eutrofização, apresentou valores reduzidos em todo o período de estudo. Os resultados das análises de correlação mostram correlação positiva entre a clorofila a e o PT e correlações negativas entre a clorofila a e as concentrações de NT, $N-NO_3^-$ e NID. Não foram verificadas correlações entre a clorofila a e a densidade fitoplanctônica total e de cianobactérias, embora as cianobactérias tenham sido as algas mais abundantes no lago. Este fato mostra que, provavelmente, ocorre predominância de pigmentos específicos das cianobactérias, como as ficocianinas, os quais não foram mensurados neste estudo (Gregor & Marsálek, 2004; Parésys et al., 2005).

Lagos eutróficos estão geralmente associados a áreas populosas, com indústrias e uso intensivo da terra, recebendo grandes quantidades de nutrientes (Nürnberg, 1996; Zhang et al., 2012). Em cada lago nessa situação podem ser detectadas diferenças atribuídas à entrada de nutrientes oriundos de fontes pontuais ou difusas que aumentam as concentrações de nitrogênio e fósforo em todo o lago ou em áreas específicas. Altas densidades de espécies coloniais e filamentosas de cianobactérias estão associadas às fases finais de eutrofização e causam prejuízos aos múltiplos usos dos corpos d'água (Dokulil & Teubner, 2000). Além da concentração de nutrientes, a dominância das cianobactérias está relacionada à morfometria lacustre, temperatura da água, disponibilidade de luz, condições de mistura na coluna d'água, estrutura das cadeias alimentares, pH neutro a alcalino e sedimentos ricos em acinetos (Di Bernardo et al., 2010). As consequências da proliferação de cianobactérias podem ser graves e dependem das espécies envolvidas e de sua capacidade de produzir toxinas. Devido à forte relação com a concentração de nutrientes, muitas estratégias para controlar as

florações têm como objetivo reduzir a carga de nutrientes oriunda da bacia hidrográfica (Dokulil & Teubner, 2000).

Nos últimos anos, a ocorrência de florações aumentou consideravelmente (Anderson & Garrison, 1997) promovendo maior depleção de oxigênio, mortandade de peixes, cheiro e gosto ruins na água e diminuição da biodiversidade (Halleagraef, 1993). Lagos, lagoas e reservatórios brasileiros eutróficos, com concentrações de PT entre 50 e 660 $\mu\text{g.L}^{-1}$, pH relativamente elevado (7,0 a 9,0), baixa profundidade (entre 2,8 e 14 m), temperatura da água acima de 20 °C e razão NT/PT entre 2 e 19 têm mostrado condições adequadas para a proliferação e manutenção dos florescimentos de cianobactérias. Nessas situações as densidades de cianobactérias apresentam valores de 10.000 a 100.000 Cel.mL^{-1} (Sant'Anna e Azevedo, 2000).

O lago Nova apresentou sete classes de algas com predominância das cianobactérias (Figura 17). A densidade total do fitoplâncton e a densidade das cianobactérias mostraram diferenças significativas entre os períodos seco e frio e úmido e quente sendo as maiores densidades registradas no último período. Foram verificadas correlações positivas entre a densidade total do fitoplâncton, a densidade de cianobactérias e as concentrações de nitrato e NID.

Os valores da densidade total do fitoplâncton no lago Nova são reduzidos quando comparados com outros ecossistemas lacustres. Huszar et al., (1990) que estudaram 18 lagoas na região do Baixo Rio Doce encontraram valores de densidade entre 674 e 18.674 Ind./mL^{-1} . Na lagoa Jacuném, no município de Serra/ES, Dias Jr. (1994) encontrou densidade máxima de 64.950 Ind./mL^{-1} evidenciando processo de eutrofização na lagoa. Melo & Suzuki (1998) encontraram densidades máximas de 4.700 Ind./mL^{-1} na lagoa Cabiúnas, Rio de Janeiro.

Com gêneros e espécies cosmopolitas as Cyanophyceae possuem estratégias adaptativas diversificadas, tais como, vesículas gasosas que possibilitam a migração na coluna d'água, capacidade de fixar nitrogênio e estocar fósforo e capacidade de produzir toxinas, sendo comumente encontradas dominando a comunidade fitoplanctônica especialmente em condições físicas estáveis e com elevadas concentrações de nutrientes (Paerl, 1988; Dokulil & Teubner, 2000). De acordo com Huszar & Silva (1999) e Huszar et al., (2000) em 62% dos lagos e lagoas naturais e 42% dos reservatórios brasileiros ocorre dominância de cianobactérias.

No lago Nova as cianobactérias apresentaram contribuição quantitativa dominante em todas as amostras alcançando de 25% a 70% do fitoplâncton total com as maiores contribuições registradas no período úmido e quente. A predominância de cianobactérias, que pode ocorrer tanto no período úmido e quente como no período frio e seco, tem sido constatada em diversos ecossistemas brasileiros (Bicudo et al., 1999; Nogueira, 2000; Silva et al., 2001; Henry et al., 2006; Delazari-Barroso et al., 2009).

A predominância e manutenção das cianobactérias ao longo do ano no lago Nova podem estar relacionadas a fatores como a elevada luminosidade e transparência da coluna d'água, elevadas temperaturas e condições de estratificação no período úmido e quente. Embora a disponibilidade de nutrientes seja reduzida no lago, as estratégias adaptativas das cianobactérias permitem a exploração mais eficiente do ecossistema e podem compensar possíveis limitações de nutrientes tornando o seu desenvolvimento contínuo em detrimento de outras espécies de algas. Além disso, as Cyanophyceae também possuem mecanismos para inviabilizar sua predação pelo zooplâncton como a formação de colônias e a produção de toxinas (Costa et al., 1988; Reynolds, 2006).

As espécies *Limnothrix* sp. e *Synechocystis aquatilis* foram encontradas em todas as amostras dos dois períodos estudados. A densidade de *Limnothrix* sp. apresentou diferenças significativas entre os períodos seco e frio e úmido e quente, quando ocorreram as maiores densidades dessa espécie. Espécies do gênero *Limnothrix* podem apresentar vantagens em detrimento de outras algas pela capacidade de adaptação cromática e metabolização de nitrogênio em condições anaeróbicas (Komárek & Anagnostidis, 2005). A maior densidade de *Limnothrix* sp. no período úmido e quente pode estar associada à afinidade deste gênero por condições de baixa luminosidade (Dokulil & Teubner, 2000; Reynolds, 2006), já que no período úmido e quente a turbidez foi maior enquanto a transparência da coluna d'água foi menor.

Recentemente, espécies do gênero *Limnothrix* foram reconhecidas como potencialmente produtoras de toxinas (Bernard et al., 2011; Daniels et al., 2014), o que faz com que o monitoramento deste gênero seja importante, principalmente em águas destinadas ao abastecimento doméstico.

A espécie *Synechocystis aquatilis* é uma cianobactéria de dimensões reduzidas cujo predomínio, juntamente com outras espécies diminutas, têm sido relatado em diversos lagos e lagoas costeiras (Huszar et al., 1990; Domingos et al., 1994; Menezes &

Domingos, 1994; Melo & Suzuki; 1998; Alves-de-Souza et al., 2006) onde chegam a representar mais de 90% da comunidade fitoplanctônica total. O gênero *Sinechocystis* mantém-se facilmente em suspensão na água, necessita de pequenas concentrações de nutrientes e é comum em ecossistemas oligotróficos e eutróficos (Komárek & Anagnostidis, 1999) merecendo especial atenção em ecossistemas utilizados para abastecimento doméstico devido à sua potencialidade para produção de toxinas (Sant'Anna et al., 2007). No lago Nova a densidade de *Sinechocystis aquatilis* apresentou valores mais elevados no período seco e frio chegando a alcançar 70% da densidade de cianobactérias.

Os dados de densidade fitoplanctônica e densidade de cianobactérias no lago Nova, conforme mencionado acima, são reduzidos quando comparados a outros ecossistemas. Este fato, aliado aos resultados das demais variáveis corroboram o IET que indica condições oligotróficas para o lago. Contudo, na bacia hidrográfica e no entorno do lago Nova, de acordo com Barroso & Mello (2013) e com os dados apresentados no capítulo 4, predominam atividades de agricultura e pastagens reconhecidas como importantes fontes de nitrogênio e fósforo. Alterações nos ciclos destes nutrientes podem causar impactos nos ecossistemas aquáticos (Downing et al., 1999) como a eutrofização artificial e florações de cianobactérias. A eutrofização ocorre naturalmente nos lagos, porém, os dados deste estudo apontam que, no lago Nova, o processo pode ser acelerado pelas atividades realizadas no entorno do lago e na bacia hidrográfica.

Considerando as implicações da ocorrência de cianobactérias principalmente em águas destinadas ao abastecimento público o governo brasileiro tem publicado legislações a fim de exigir o monitoramento e controle destas algas nos mananciais.

A Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde estabelece procedimentos sobre o controle da qualidade da água destinada ao consumo humano. Conforme a portaria, monitoramentos mensais são obrigatórios quando o número de células for menor que $10.000 \text{ Cél.mL}^{-1}$. Quando a densidade exceder esse valor o monitoramento deve ser semanal e em situações cuja densidade ultrapassar $20.000 \text{ Cél.mL}^{-1}$ deve ser realizada com frequência semanal a análise de cianotoxinas. O estabelecimento dessa legislação tem tornado atual a utilização da unidade Cél.mL^{-1} . Contudo, em muitas pesquisas e, inclusive neste estudo, ainda é utilizada a unidade Ind. mL^{-1} devido à maior praticidade na obtenção dos resultados e, muitas vezes, ao desconhecimento da legislação.

Atualmente no Brasil, considera-se floração de cianobactérias quando o número de células ultrapassa $10.000 \text{ Cél.mL}^{-1}$.

Além do abastecimento doméstico, os ecossistemas aquáticos possuem outros usos e os mesmos devem ser geridos e monitorados considerando as diversas atividades que dependem dos seus bens e serviços. Por isso, o aspecto da manutenção da integridade dos ecossistemas aquáticos é contemplado na Resolução 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) que dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas e estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes, com o objetivo de preservar o equilíbrio dos ambientes e das comunidades aquáticas. Na resolução são exigidas análises do número de células de cianobactérias e concentrações de clorofila a, porém, não há indicação para implementação de pontos de monitoramento sistemático, nem das frequências a serem adotadas para avaliar a ocorrência de cianobactérias e suas toxinas e as concentrações de clorofila a. Para águas doces de classe 2, destinadas ao abastecimento doméstico após tratamento convencional, recreação de contato primário, irrigação de hortaliças e frutíferas, aquicultura e pesca a densidade máxima de cianobactérias é de $50.000 \text{ Cél.mL}^{-1}$ e $30 \mu\text{g.L}^{-1}$ de clorofila a.

A Resolução CONAMA 274/2000, que define os critérios para a classificação de águas destinadas à recreação de contato primário, não contempla valores para florações de cianobactérias. No texto a resolução menciona que são passíveis de interdição, trechos de corpos d'água em que ocorra toxicidade ou formação de nata decorrente de florações de algas, e estabelece como uma das condições impróprias para banho a ocorrência de floração de algas e outros organismos que ofereçam risco à saúde humana. De acordo com Carvalho et al., (2013) não é possível garantir segurança à população apenas com inspeção visual.

Os impactos antrópicos no lago Nova tem origem nas atividades realizadas na bacia hidrográfica, tais como: desmatamento, construção de estradas, represamento dos córregos tributários, despejo de efluentes e resíduos sólidos, agricultura, pastagens e irrigação. Por isso, investigações nas características da água e do uso da terra na bacia hidrográfica e o estabelecimento de programas de monitoramento podem viabilizar a elaboração de propostas de gerenciamento de natureza corretiva e/ou preventiva e, os gestores, baseados na integração das melhores informações disponíveis, devem promover ações de prevenção e controle da eutrofização, tais como: regulamentar o uso

e ocupação da terra na bacia hidrográfica; adotar boas práticas na agricultura e pecuária; controlar a erosão; preservar as matas ciliares; tratar os esgotos domésticos e monitorar os corpos hídricos. Ressalta-se que a bacia hidrográfica, assim como os eventos naturais e antrópicos que afetam a bacia, precisam ser avaliados em sua totalidade.

5. Conclusões

O lago Nova possui elevada transparência, turbidez reduzida, perfil térmico desestratificado no período seco e frio e estratificado no período úmido e quente, corroborados pelo número de *Wedderburn*. Com exceção da amônia, concentrações mais elevadas de nutrientes foram registradas no período úmido e quente quando ocorreram as maiores razões NT/PT e NID/PID e maiores densidades fitoplanctônica e de cianobactérias. As densidades de cianobactérias no lago, quando comparadas com lagos eutróficos, foram reduzidas. Sete classes fitoplactônicas foram encontradas no lago sendo 53% dos organismos representados por Cyanophyceae. *Limnothrix* sp. e *Sinechocystis aquatilis*, potenciais produtoras de toxinas, foram as espécies mais abundantes. A densidade de *Limnothrix* sp variou de 45% a 90% no período úmido e quente e a densidade de *Sinechocystis aquatilis* chegou a 70% no período seco e frio. As concentrações de clorofila a foram reduzidas e não mostraram correlação com a densidade de cianobactérias sugerindo a ocorrência de outros pigmentos como as ficocianinas. O IET classificou o lago como oligotrófico. Contudo, as atividades na bacia hidrográfica podem acelerar o processo de eutrofização. Por isso, propostas de gerenciamento, prevenção e controle da eutrofização devem ser estabelecidas considerando a bacia hidrográfica em sua totalidade.

Agradecimentos

Agradecemos ao Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA/ES), à Secretaria de Estado da Agricultura, Abastecimento, Aquicultura e Pesca (SEAG/ES), à Associação dos Aquicultores de Linhares (AQUALIN), à equipe do LIMNOLAB/UFES, ao Sr. Licélio Camata, Felipe Bastos e Geovane Sartori pelo auxílio nos trabalhos de campo. Agradecemos à Larissa Bertoldi, Ana Carolina Trindade, Lidiana Zamprogno, Julia Paula Soprani e João Guilherme Salvador Deodoro pelo auxílio nas análises de nutrientes; à Larissa Bertoldi e Thayana Alencar pelo

auxílio nas análises estatísticas; ao Professor Camilo Dias Jr., Georgette Cristina Salvador Lázaro e toda equipe do LabFito pelo auxílio nas análises quantitativas do fitoplâncton.

Referências

Alves-de-Souza, C.; Menezes, M.; Huszar, V. L. 2006. Phytoplankton composition and functional groups in a tropical humic coastal lagoon, Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, 20(3): 701-708.

ANA (National Water Agency). 2013. Disponível em: <<http://www.hidroweb.ana.gov.br>>. Access in January 2013.

Anderson, D. M. & Garrison, D. J. 1997. The ecology and oceanography of harmful algal blooms. *Limnology and Oceanography* 42, 1009-1305.

Azevedo, M. T. P., Souza, C. A., Rosado, T., Huszar, V. L. M. & Roland, F. *Limnothrix bicudo*, a new species of Cyanophyceae/Cyanobacteria from Southeast of Brazil. 2003. *Algological Studies*, 109 (1): 93-102.

Badylak, S., & Philips, J. 2004. Spatial and temporal patterns of phytoplankton composition in a subtropical coastal lagoon, the Indian River Lagoon, Florida, USA *Journal of Plankton Research*, 26(10): 1229–1247.

Barroso, G.F. 2007. Lagoas Costeiras do Espírito Santo: perspectivas para conservação. In: Menezes, L. F. T., Pires, F. R., Pereira, O.J. (eds.). *Ecossistemas Costeiros do Espírito Santo: conservação e restauração*. Vitória, EDUFES, 71-86.

Barroso, G.F. & Mello, F.A. de O. 2013. Landscape compartments and indicators of environmental pressures on fluvial and lacustrine ecosystems of the Lower Doce River Valley. Proceedings of the 15th Brazilian Symposium of Applied Physical Geography. Vitória, UFES, 158-165p. Available at <http://www.xvsbgfa2013.com.br/anais/> (In Portuguese).

Barroso, G. F., Goncalves, M. A. & Garcia, F. C. 2014. The Morphometry of Lake Palmas, a Deep Natural Lake in Brazil. *PLoS ONE* 9 (11): e111469.

Baumgarten M.G.Z., Wallner-Kersanach M. & Niencheski L.F.H. 2010. *Manual de análises em oceanografia química*, 2 ed. FURG, Rio Grande, 132 p.

Bernard, C., Froscio, S., Campbell, R., Monis, P., Hunpage, A. & Fabbro, L. 2011. Novel toxic effects associated with a tropical *Limnothrix/Geitlerinema*-like cyanobacterium. *Environmental Toxicology*, 26(3): 260-270.

Bicudo, C. E. M.; Ramírez R, J. J.; Tucci, A.; Bicudo, D. C. Dinâmica de populações fitoplanctônicas em ambiente eutrofizado: o Lago das Garças, São Paulo. In: HENRY, R. (Ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO: FAPESP, 1999. p. 449-508.

Bozelli, R.L. Esteves, F.A. Roland, F. & Suzuki, M.S. 1992. Padrões de funcionamento das lagoas do Baixo Rio Doce: variáveis abióticas e clorofila *a* (Espírito Santo – Brasil). *Acta Limnologica Brasiliensia*, IV: 13-21.

Bourrely, P. 1966. *Lés algues d'aeu douce – Inicitation à la Systematique*. Tome I: Les algues vertes. Paris: N. Boubée. 572 p.

Bourrely, P. 1968. *Les algues d'aeu douce – Iniciation à la Systematique*. Tome II: Les algues jaunes et brunes Crysophycées, Phéophycées, Xanthophycées et Diatomées. Paris:N. Boubée. 517 p.

Bourrely, P. 1970. *Les algues d'aeu douce – Iniciation à la Systematique*. Tome III: Les algues blues et rouges Les Eugléniens, Peridiniens et Cryptomonadines. Paris: Ed.N. Boubée. 606 p.

Branco, C. W. C., Esteves, F. A., & Kozlowsky-Suzuki, B. 2000. The zooplankton other limnological features of a humic coastal lagoon (Lagoa Comprida, Macaé, R.J.) in Brazil. *Hydrobiologia*, 437: 71–81.

Brasil, Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA N° 274, de 29 de novembro de 2000. Revisa os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Poder Executivo, Brasília, DF, 25 jan. 2001. Seção 1, p. 70-71. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conamallegiabre.cfm?codlegi=272>>. Acesso em janeiro de 2015.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA N° 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Poder Executivo, Brasília, DF, n. 53, 17 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conamallegiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em janeiro de 2015.

Brasil, Ministério da Saúde. Portaria N° 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Poder Executivo, Brasília, DF, 14 dez. 2011. Seção 1: 39- 46.

Bricalli, L.L. & Mello, C.L. 2013. Lineament patterns related to lithostructural and neotectonic fracturing (State of Espírito Santo, Southeastern Brazil). *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 14, 301-311 (In Portuguese).

Carlson, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology & Oceanography*, 22(2): 361–369.

Carmouze, J. P. 1994. *O metabolismo dos ecossistemas aquáticos. Fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas*. Editora Edgard Blücher/ FAPESP. São Paulo. 253p.

Carvalho, M. C., Agujaro, L. F., Pires, D. A. & Picoli, C. 2013. Manual de cianobactérias planctônicas, legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais. CETESB: São Paulo. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/manual_cianobacterias-2013.pdf>. Acesso em janeiro de 2015.

Chagas, G. G., & Suzuki, M. S. 2005. Seasonal hydrochemical variation in a tropical coastal lagoon (Açu Lagoon, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 65(4), 597–607.

Cole G. A. 1994. *Textbook of Limnology*. 4 ed. Prospect Heights, Illinois: Waveland Press, 412p.

Cotovicz Jr.,L. C., Knoppers, B. A., Mizerkowski, B. D., Sterza, J. M., Ovalle, A. R. C., Medeiros, P. R. P. 2013. Assessment of the trophic status of four coastal lagoons and

- one estuarine delta, eastern Brazil. *Environmental Monitoring Assessment*, 185: 3297-3311.
- Costa, I. A. S.; Araújo, F. F.; Chellapa, N. T. 1998. Estudo do fitoplâncton da barragem Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, Assu/RN. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 10 (1): 67-80.
- Dadon, J. R. 1995. Calor y temperatura em cuerpos lenticos. In: Lopretto, E. C. and Tell, G. *Ecosistemas de aguas continentales: metodologias para su estudio*. La Plata, Ediciones SUR. 1: 47-56.
- Daniels, O., Fabbro, L. & Makiela, S. 2014. The effects of the toxic Cyanobacterium *Limnithrix* (Strain AC0243) on *Bufo marinus* Larvae. *Toxins*, 6: 1021-1035.
- Delazari-Barroso, A., Barroso, G. F., Huszar, V. L. M. & Azevedo, S. M. F. O. 2009. Physical regimes and nutrient limitation affecting phytoplankton growth in a meso-eutrophic water supply reservoir in southeastern Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 14: 269:278.
- De Zayas, R. G., Merino-Ibarra, M., Soto-Jiménez, M. F. & Castillo-Sandoval, F. S. 2013. Biogeochemical responses to nutrient inputs in a Cuban coastal lagoon: runoff, anthropogenic and groundwater sources. *Environmental Monitoring Assessment* 185: 10101-10114.
- Dias Jr., C. 1994. Estudo preliminar do fitoplâncton e algumas variáveis ambientais em lagoas costeiras do litoral sul do Espírito Santo. In: III Simpósio de Ecossistemas, São Paulo. *Anais*, 1: 236-245.
- Di Bernardo, L., Minillo, A. & Dantas, A. B. 2010. *Florações de algas e de cianobactérias: suas influências na qualidade da água e nas tecnologias de tratamento*. LDiBe Editora: São Carlos. 536p.
- Dokulil, M. T. & Teubner, K. 2000. Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia* 438: 1-12.
- Domingos, P., Huszar, V. L. M. & Carmouze, J. P. 1994. Composition et biomasse du phytoplancton d'une lagune tropicale (Brésil) au cours d'une période marquée par une mortalité de poissons. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 27(3): 235-250.
- Downing J.A., McClain M., Twilley R., Melack J.M., Elser J., Rabalais N.N., Lewis Jr. W.N., Turner R.E., Corredor J., Soto D., Yanez-Arancibia A., Kopaska J.A. & Howarth R.W. 1999. The impact of accelerating land-use change on the N-cycle of tropical aquatic ecosystems: current conditions and projected changes. *Biogeochemistry*, 46:109-148.
- Enrich-Prast, A., Bozelli, R. L., Esteves, F. A. & Meirelles, F. P. 2004. Lagoas costeiras da restinga de Jurubatiba: descrição de suas variáveis limnológicas. In: Rocha, C. F., Esteves, F. A. & Scarano, F. R. (Org.) *Pesquisas de longa duração na restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação*. São Carlos: Rima, 376p.
- Esteves, F. A., Ishii, I. H., & Camargo, A. F. M. 1984. Pesquisas limnológicas em 14 lagoas do litoral do Estado do Rio de Janeiro. In: L. D. Lacerda, D. S. D. Araújo, R. Cerqueira, & S. Turc (Eds.), *Restingas: origem, estrutura e processos*. 443-454. Niterói: CEUFF.
- Esteves, F. A., Caliman, A., Santangelo, J. M., Guariento, R. D., Farjalla, V. F., & Bozelli, R. L. 2008. Neotropical coastal lagoons: an appraisal of their biodiversity,

- functionings, threats and conservation management. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4), 967–981.
- Ferreira, J. G., Andersen, J. H., Borja, A., Bricker, S., Camp, J., Cardosoda Silva, M., Garces, E., Heiskanen, A. S., Humborg, C., Ignatiades, L. Lancelot, C., Menesguen, A., Tett, P., Hoepffner, N. & Claussen, U. 2011. Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 93 (2), 117-131.
- Geraldes, A. M. & George, C. 2012. Limnological variations of a deep reservoir in periods with distinct rainfall patterns. *Acta Limnologica Brasiliensia* 24 (4): 417-426.
- Gikas, G. D., Yiannakopoulou, T., & Tsihrintzis, V. A. 2006. Water quality trends in a coastal lagoon impacted by non-point source pollution after implementation of protective measures. *Hydrobiologia*, 563: 385–406.
- González, F. U. T., Herrera-Silveira, J. A., & Aguirre - Macedo, M. L. 2008. Water quality variability and eutrophic trends in karstic tropical coastal lagoons of the Yucatán Peninsula. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76: 418–430.
- Gregor, J. & Marsálek, B. 2004. Freshwater phytoplankton quantification by chlorophyll a: a comparative study of in vitro, in vivo and in situ methods. *Water Resources*, 38(3): 517-522.
- Håkanson, L. 2011. Reconstruction of the eutrophication in the Gulf of Finland using a dynamic-based-mass-balance. In: Friedman, A. G. (Ed.). *Lagoons: biology, management and environmental impact*. New York: New Science Publishers (Environmental science, engineering and technology). 493p.
- Hallegraeff, G. M. 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia* 32:79-99.
- Hatshika, R. S., Silva, C. G. & Mello, C. M. 2007. Sismoestratigrafia de alta resolução no lago Juparanã, Linhares (ES-Brasil) como base para estudos sobre a sedimentação e tectônica quaternária. *Revista Brasileira de Geofísica*, 25 (4): 433-442.
- Hennemann, M. C. & Petrucio, M. M. 2011. Spatial and temporal dynamics of trophic relevant parameters in a subtropical coastal lagoon in Brazil. *Environmental Monitoring Assessment*, 181: 347-361.
- Henry, R., Ushinohama, E. & Ferreira, R. M. R. 2006. Fitoplâncton em três lagoas marginais ao rio Paranapanema e em sua desembocadura no reservatório Jurumirim (São Paulo, Brasil) durante um período prolongado de seca. *Revista Brasileira de Botânica*, 29(3): 399-414.
- Huszar, V. L. M., Sampaio, L. H. S. & Esteves, F. A. 1990. Estrutura das comunidades fitoplanctônicas de 18 lagoas da região do Baixo Rio Doce, Linhares, Espírito Santo, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 50(3): 585-598.
- Huszar V. L. M., Werneck A. M. & Esteves, F. A. 1994. Dinâmica nictemeral (48h) da comunidade fitoplanctônica em relação aos principais fatores abióticos na lagoa Juparanã, Linhares, Espírito Santo, Brasil: fevereiro de 1987. *Revista Brasileira de Biologia*, 54(1): 111-134.
- Huszar, V.L.M. & Silva, L.H.S. 1999. A estrutura da comunidade fitoplanctônica no Brasil: cinco décadas de estudos. LIMNOTemas, Rio de Janeiro, n.2, jul. Disponível em: <<http://www.ablimno.org.br/arquivos/limnotemas/Limnotemasv2.pdf>>. Acesso em 10 de setembro de 2014.

- Huszar, V.L.M., Silva, L.H.S., Marinho, M.M., Domingos, P. & Sant'anna, C.L. 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. In: Reynolds, C.S.; Dokulil, M. & Padisák, J. (eds). *The Trophic Spectrum Revisited: The Influence of Trophic State on the Assembly of Phytoplankton Communities*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 67-77.
- Huszar, V. L. M., Bicudo, D. C., Giani, A., Ferragut, C., Martinelli, L. A. & Henry, R. 2005. Subsídios para compreensão sobre a limitação de nutrientes ao crescimento do fitoplâncton e do perifíton em ecossistemas continentais lênticos do Brasil. In: Roland, F., Cesar, D. & Marinho, M. (Eds.). *Lições de Limnologia*, São Carlos: Rima, 517p.
- ILEC. 2005. *Managing lakes and their basins for sustainable use: A report for lake basins managers and stakeholders*. Internacional Lake Environment Committee Foundation: Kusatsu, Japan.
- Imberger J. & Hambling P. F. 1982. Dynamics of lakes, reservoirs and cooling ponds. *Annual Reviews of Fluid Mechanics*, 14: 153–87.
- Jensen, P., Jeppesen, E. Olrik, K. and Kristensen. 1994. Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 1692-1699.
- Komárková, J., Jezberová, J., Komárek, O. & Zapomelová, E. 2010. Variability of Chroococcus (Cyanobacteria) morphospecies with regard to phylogenetic relationships. *Hydrobiologia*, 639: 69-83.
- Komárek J. & Anagnostidis K. 1989. Modern approach to the classification system of Cyanophytes. 4 – Nostocales. *Archiv für Hydrobiologie*. 82 (3): 247-345.
- Komárek J. & Anagnostidis K 1999. Chroococcales. In: Ettl A; Gerloff J Heynig H; Mollenhauer D (Eds.). *SüBwasserflora von Mitteleuropa*. Bd. 19. Stuttgart: G. Fischer Verlag. 548p.
- Komárek J. & Anagnostidis K . 2005. Oscillatoriales. In: Büdel B; Krienitz L; Gärtner G; Schagerl M. (Orgs.). *SüBwasserflora von Mitteleuropa: Cyanoprokariota*. Spektrum Akademischer Verlag, 19 (2), 759 p.
- Komárek, J. 2005. *Studies on the cyanophytes (Cyanobacteria, Cyanoprokaryota of Cuba*. Preslia, Praha, 77: 211-234.
- Lewis, W. M. Jr. 2000. Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lakes and Reservoir: Research and Management*, 5: 35-48.
- Margalef, R. *Limnología*. Barcelona: Ediciones Omega, 1983. 1010 p.
- Martin, L. Suguio. K. Flexor, J.M. Archanjo, J. D. 1996. Coastal Quaternary formations of the Southern part of the state of Espírito Santo (Brazil). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 68: 389-404.
- Melo, S. & Suzuki, M. S. 1998. Variações temporais e espaciais do fitoplâncton das lagoas Imboassica, Cabiúnas e Comprida. In: Esteves, F. A. (Ed.). *Ecologia de lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Rio de Janeiro: UFRJ, 177-203.
- Menezes, M. & Domingos, P. 1994. La flore planctonique d'une lagune tropicale (Brésil). *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 27(3): 273-297.
- Moustaka-Gouni, M., Vardaka, E. & Tryfon, E. 2007. Phytoplankton species succession in a shallow Mediterranean lake (L. Kastoria, Greece): steady-state dominance of

- Limnothrix redekei*, *Mycrocystis aeruginosa* and *Cylindrospermopsis raciborskii*. *Hydrobiologia*, 575: 129-140.
- Naselli-Flores, L. 2000. Phytoplankton assemblages in twenty-one sicilian reservoirs: relationships between species composition and environmental factors. *Hydrobiologia*, 424: 1-11.
- Nogueira, M.G. 2000. Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*. 431 (2-3): 115-128
- Nogueira, I. S., Gama Júnior, W. A. & D'Alessandro, E. B. 2011. Cianobactérias planctônicas de um lago artificial urbano na cidade de Goiânia, GO. *Revista Brasileira de Botânica*, 34 (4): 575-592.
- Nürnberg, G.K. 1996. Trophic state of clear and colored, soft and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Lake Reservoir and Management*, 12(4): 432-447.
- Palmer, M., Yan, N. D., Paterson, A. M. & Girard, R. E. 2011. Water quality changes in south-central Ontario lakes and the role of local factors in regulating lake response to regional stressors. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Sciences*, 68: 1038-1050.
- Panigrahi, S., Wikner, J., Panigrahy, R. C., Sataphaty, K. K., & Acharya, B. C. 2009. Variability of nutrients and phytoplankton biomass in a shallow brackish water ecosystem (Chilika Lagoon, India). *Limnology*, 10: 73-85.
- Parésys, G., Rigart, C., Rousseau, B., Wong, A. W., Fan, F. & Barbier, J. P. 2005. Quantitative e qualitative evaluation of phytoplankton communities by trichromatic chlorophyll fluorescence excitation with special focus on Cyanobacteria. *Water Resources*, 39(5): 911-921.
- Paerl, H. W. Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae. In: Sandgren, C. D. (Ed.). *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press, 1988.
- Pedrozo, C. S., & Rocha, O. 2006. Zooplankton and water quality of lakes of the Northern Coast of Rio Grande do Sul State, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensis*, 17(4): 445-464.
- Pereira, P., Pablo, H., Vale, C., Franco, V., & Nogueira, M. 2009. Spatial and seasonal variation of water quality in an impacted coastal lagoon (Óbidos Lagoon, Portugal). *Environmental Monitoring and Assessment*, 153: 281-292.
- Petrucio, M. M. & Furtado, A. L. S. 1998. Concentrações de nitrogênio e fósforo na coluna d'água da lagoa Imboassica. In: Esteves, F. A. (Ed.). *Ecologia de lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Rio de Janeiro: UFRJ, 123-133.
- Pinto-Coelho, R. M., Coelho, M. M., Espírito Santo, M. M. & Cornelissen, T. G. 1999. Efeitos da eutrofização na estrutura da comunidade planctônica na lagoa da Pampulha, Belo Horizonte, MG. In: Henry, R. *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO: FAPESP, 550-573.
- Redfield, A. C., Ketchum, B. H. & Richards, F. A. 1963. The influence of organisms on the composition of sea water. In: Hill, M. N. (Ed.). *The sea*. New York: Wiley Interscience, 26-36.

- Reynolds, C.S. 2006. *The ecology of phytoplankton (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Cambridge University Press, Cambridge, 537 p.
- Sant'anna, C. L. & Azevedo, M.T.P. 2000. Contribution to the knowledge of potentially toxic cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia* 71:359-385.
- Sant'Anna, C. L., Azevedo, M. T. P., Senna, P. A. C., Komárek, J. & Komárková, J. 2004. Planktic Cyanobacteria from São Paulo State, Brazil: Chroococcales. *Revista Brasileira de Botânica*, 27: 213-227.
- Sant'Anna, C. L., Melcher, S. S., Carvalho, M. C., Gemelgo, M. P. & Azevedo, M. T. P. 2007. Planktic Cyanobacteria from upper Tietê basin reservoirs, SP, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, 30(1): 1-17.
- Santos, K. R. S. & Sant'Anna, C. L. 2010. Cianobactérias de diferentes tipos de lagoas (salina, salitrada e baía) representativas do Pantanal da Nhecolândia, MS, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 33: 61-83.
- Silva, C. A., Train, S. & Rodrigues, L. C. 2001. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica a jusante e montante do reservatório de Corumbá, Caldas Novas, Estado de Goiás, Brasil. *Acta Scientiarum*, 23(2): 283-290.
- Suguio, K., Martin, L. & Dominguez, J.M.L. 1982. Evolução da Planície Costeira do Rio Doce (ES) durante o Quaternário: Influência das flutuações do nível do mar. *Atas do IV Simpósio do Quaternário no Brasil*, 93-116.
- Suguio, K. & Kohler, H.C. 1992. Quaternary barred lake systems of the Doce River (Brazil). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 64(2): 183-191.
- Toledo, A. P., Jr., Talarico, M., Chinez, S. J. & Agudo, E. G. 1983. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: *Anais do XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Camboriú*, 1-34.
- Tucci, A., Sant'Anna, C. L., Gentil, R. C. & Azevedo, M. T. P. 2006. Fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, Brasil: um reservatório urbano eutrófico. *Hoehnea*, 33(2): 147-175.
- Uelinger, V. 1964. Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. *Archive Science*, Geneve, 17: 121-123.
- Uthermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton Methodik. *Mitt. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9: 1-38.
- Welschmeyer, N. A. 1994. Fluorimetric analysis of chlorophyll *a* in the presence of chlorophyll *b* and pheopigments. *Limnology and Oceanography*, 39(8): 1985-1992.
- Zhang, M., Yu, Y., Yang, Z., Shi, X. & Kong, F. 2012. The distribution of phytoplankton along trophic gradients and its mediation by available light in the pelagic zone of large eutrophic lakes. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic. Science*. 69: 1935-1946.

CAPÍTULO 4

HIDROLOGIA E HIDROQUÍMICA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO LAGO NOVA, ESPÍRITO SANTO, BRASIL

Resumo

A bacia hidrográfica do lago Nova, localizada no Baixo Rio Doce, possui três subbacias afluentes e um córrego de drenagem. A determinação da rede hidrográfica e área de drenagem, a caracterização do regime hidrológico para os períodos seco e frio e úmido e quente e o uso da terra permitiram avaliar as condições de alteração de vazão e fluxos de sedimentos e nutrientes em épocas sazonais distintas. As variáveis morfométricas evidenciaram uma bacia e subbacias de porte pequeno a médio, desenvolvimento de drenagem intermediário, formato alongado e irregular com baixa predisposição a enchentes e relevo ondulado a fortemente ondulado. O uso da terra na bacia e subbacias mostrou predominância de sistemas seminaturais, principalmente agricultura e pastagens. A subbacia 2 foi responsável por 83,6% da descarga de água que chega até o lago e, quanto aos fluxos, por 87,28% do MPS, 87,23% do fósforo total, 69,4% do fósforo solúvel reativo, 96,5% do nitrogênio total, 98,4% do nitrato, 80,5% do nitrito e 65,37% da amônia. Correlações positivas foram verificadas entre as seguintes variáveis: turbidez, condutividade, MPS, fósforo total, fósforo solúvel reativo e amônia; nitrogênio total, nitrato, nitrogênio inorgânico dissolvido e NT/PT; chuva ponderada, fluxos de MPS, fósforo total, fósforo solúvel reativo, nitrato, nitrogênio inorgânico dissolvido, variáveis morfométricas e uso da terra.

Palavras-chave: bacia hidrográfica, uso da terra, fluxos, material em suspensão, nutrientes, regime hidrológico.

1. Introdução

Fluxos hidrológicos continentais representam a principal via de transporte de água, sedimentos e nutrientes para lagos e áreas costeiras. Em todo o mundo, rios de pequeno porte drenam aproximadamente 20% dos continentes contribuindo com fluxos de materiais cuja natureza está associada aos fatores climáticos, hidrológicos, morfológicos e geológicos, além do uso da terra (Souza & Knoppers, 2003; Milliman & Farnsworth, 2011). No Brasil há poucas informações qualitativas e quantitativas sobre os rios de

pequeno e médio porte e suas contribuições para bacias lacustres e zonas costeiras (Souza & Knoppers, 2003).

De modo geral, os sistemas de drenagem são avaliados quanto aos seus aspectos climáticos, morfológicos e antropogênicos considerando questões como o uso da terra e o represamento de rios. Desmatamento, agricultura, pecuária e urbanização tendem a aumentar a erosão, o escoamento superficial e o transporte de sedimentos e nutrientes desencadeando problemas como eutrofização, florações de algas tóxicas, depleção de oxigênio, perda de biodiversidade e mortalidade de peixes, com prejuízos aos usos múltiplos da água (Carpenter et al., 1998; Persson, 2001; Johnson & Host, 2010). Barragens podem reter e transformar o material transportado, alterando o fluxo de água e materiais associados. As diversas atividades, em um contexto de mudanças climáticas, capazes de alterar padrões de precipitação e causar situações de escassez e inundações, amplificam os impactos nas bacias hidrográficas (WCD, 2000).

As respostas dos ecossistemas aquáticos aos impactos antropogênicos podem ser observadas nas suas condições hidrológicas e hidroquímicas, nas possibilidades de uso da terra e na vegetação. Essas respostas são similares nas diversas regiões climáticas do planeta (Cooper et al., 2013). Alterações no uso da terra podem prolongar períodos de seca favorecendo a concentração de nutrientes, algas e macrófitas, fomentando situações de altas temperaturas, estratificação e reduzidos níveis de oxigênio, com prejuízos para os ecossistemas e perda da qualidade de serviços ecossistêmicos (Foley et al., 2005), como água de qualidade para usos diversos, proteção contra inundações, ciclagem de nutrientes, regulação climática e provisão de alimentos (Cooper et al., 2013).

Dessa forma, aspectos hidrológicos e hidroquímicos, como a análise de vazões, fluxos de materiais em suspensão e nutrientes, além da caracterização do uso da terra são abordagens importantes na caracterização de mudanças ambientais em ecossistemas aquáticos. Pesquisas dessa natureza fornecem o conhecimento da disponibilidade de água e determinam as áreas e populações vulneráveis à inundação, escassez e poluição, auxiliando o gerenciamento dos recursos hídricos.

As formas de uso da terra, identificadas por classe de uso e caracterizadas pela intensidade de uso e indícios de manejo definem o uso atual, as alterações regionais em curto e médio prazo e influenciam a qualidade e quantidade de água na bacia. Por isso, é fundamental que, ao se estabelecer estratégias de gestão dos recursos hídricos, sejam

incorporados levantamentos sobre as vazões, os fluxos de materiais em suspensão e nutrientes e o uso da terra visando à proteção da cobertura vegetal e do solo e a manutenção dos recursos ecossistêmicos em qualidade e quantidade (Mota, 2008).

A bacia hidrográfica do lago Nova localiza-se nos municípios de Linhares e Rio Bananal, norte do Espírito Santo. Possui três córregos tributários que drenam para a bacia lacustre e um córrego de drenagem que liga o lago ao rio Doce. Barroso & Mello (2013) analisaram o padrão de uso da terra nas bacias hidrográficas e no entorno de córregos e lagos em 31 ecossistemas lacustres no Baixo Rio Doce, entre os quais o lago Nova. Os autores constataram que 53,2% das áreas estudadas são ocupadas por sistemas seminaturais (agricultura, pastagem e silvicultura) sendo que na bacia do lago Nova este percentual atinge 69,5%. Dessa forma, verifica-se a ocorrência de pressões ambientais sobre os corpos d'água devido ao uso da terra na região.

Este trabalho tem como objetivos determinar a rede hidrográfica e a área de drenagem da bacia hidrográfica do lago Nova; incorporar informações sobre o uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica; caracterizar o regime hidrológico da bacia hidrográfica para o período seco e moderadamente frio e para o período úmido e quente e avaliar as condições de alteração de vazão e cargas de sedimentos e nutrientes em ambos os períodos.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

O lago Nova integra o conjunto de lagos da região do Baixo Rio Doce, sendo o segundo maior lago da região (Figura 1). Localizado no município de Linhares-ES, trata-se de um lago natural com área de 15,51 km². Sua bacia de drenagem com 394,6 km² compõe a bacia hidrográfica do rio Bananal ou bacia hidrográfica do lago Nova, que por sua vez, integra a bacia hidrográfica do rio Doce. A bacia hidrográfica do lago abrange os municípios de Linhares e Rio Bananal e possui três tributários diretos, entre eles o rio Bananal, afluente que apresenta a maior área de drenagem.

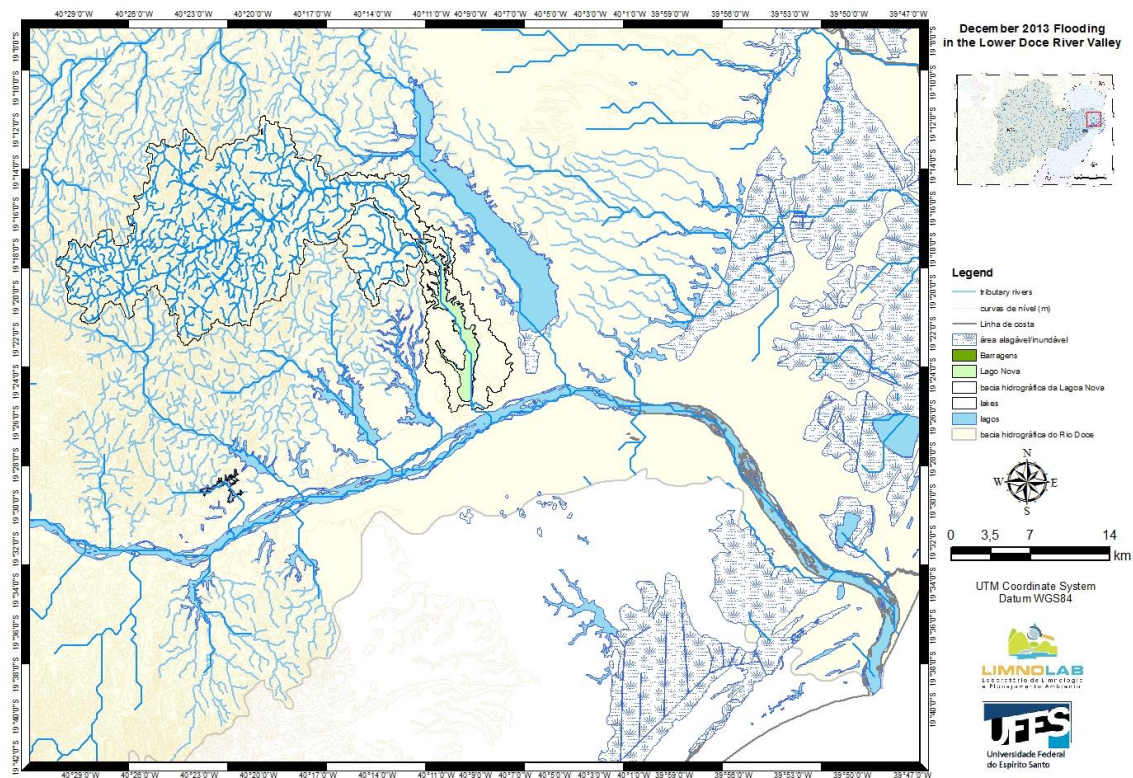


Figura 1. Sistema lacustre da Região do Baixo Rio Doce (Linhares, ES).

A região possui verões úmidos e quentes (dezembro a março) e invernos secos e moderadamente frios (junho a setembro), sendo enquadrada na classificação *Aw* de Köppen.

2.2. Amostragem em campo e variáveis climáticas

Foram realizadas campanhas amostrais no período seco e moderadamente frio (setembro/2011, setembro/2012, julho, agosto e setembro/2013) e no período úmido e quente (novembro e dezembro/2012 e março/2013), nos três córregos tributários (LN1, LN2 (Rio Bananal) e LN3) e no córrego de drenagem (LN0) que liga o lago ao Rio Doce (Figura 4).

A pluviosidade média mensal de séries históricas e do período de estudo (maio/2011 a 2013) e a precipitação média anual foi analisada através dos dados de 13 estações meteorológicas localizadas na bacia e no entorno da bacia hidrográfica do lago Nova (ANA, 2013). Foram considerados meses secos ou de estiagem os que apresentaram precipitação abaixo de 50 mm e meses úmidos ou chuvosos aqueles nos quais foram registradas pluviosidades acima de 100 mm. Meses com pluviosidade entre 50 e 100 mm foram considerados como períodos de transição. Foi calculada a pluviosidade total

5 dias antes de cada amostragem e com esses valores de pluviosidade foi determinada a chuva ponderada (produto entre a pluviosidade total 5 dias antes de cada amostragem e a área de cada subbacia em m^2) por subbacia em cada amostragem.

A temperatura média anual e as temperaturas médias para os períodos úmido e quente e seco e frio durante o período de estudo foram analisadas através dos dados da estação meteorológica de Linhares A- 614 (INMET) (maio/2011 a 2013).

2.3. Fisiografia da bacia hidrográfica

A delimitação da bacia hidrográfica foi realizada a partir de mapeamento utilizando Sistema de Informações Geográficas (SIG) ArcGIS 10.1 ESRI® (licença N° EFL615216336) com sistema de coordenadas UTM e datum WGS 1984 utilizando curvas de nível de 10 m geradas a partir de modelo digital de terreno (MDT). O MDT foi obtido através das imagens de satélite da missão Shuttle Radar Topography corrigidas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) no Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil (Topodata).

O polígono da bacia, gerado com o módulo *Hydrology* no SIG, foi utilizado para o recorte da hidrografia e uso da terra na bacia hidrográfica e subbacias. A rede fluvial seguiu a orientação da Base de Dados Georeferenciada do Estado do Espírito Santo (GEOBASES), cuja escala original é 1:100.000. O polígono do lago, conforme mencionado no capítulo 2, foi digitalizado sobre fotografia aérea de 2008 com escala 1:15.000 (IEMA, 2008). A rede fluvial foi ajustada manualmente sobre os vales fluviais utilizando curvas altimétricas de 10 m e o ortofotomosaico com as fotografias aéreas de 2008. As áreas (A) da bacia e subbacias, o maior comprimento (L = extensão do maior eixo longitudinal da bacia), a largura média (D_m = proporção entre o valor da área e o maior comprimento), o perímetro (P) da bacia hidrográfica, o comprimento do curso principal (L_{cp}), o número total de segmentos de rio (N_t) e a extensão da rede de drenagem (L_d) foram calculadas no SIG a partir da base de dados elaborada por Barroso e Mello (2013). O maior comprimento, largura média, perímetro, comprimento do curso principal e extensão da rede de drenagem são dados em km.

O ordenamento fluvial da bacia hidrográfica foi realizado conforme Horton (1945) e Strahler (1957).

A declividade média (S) obtida em porcentagem para a bacia e subbacias foi calculada a partir da seguinte fórmula (Silva et al., 2010):

$$S = (D_{cn} * L_{cn} / A) * 100$$

Onde:

D_{cn} = distância entre as curvas de nível (m);

L_{cn} = comprimento total das curvas de nível (m);

A = área da bacia hidrográfica (m²).

Para o cálculo da declividade média foram utilizadas curvas de nível com equidistância de 50 metros. A declividade, entendida como a variação de altitude entre dois pontos de um terreno, em relação à distância que os separa, exerce forte influência sobre a magnitude dos picos de enchentes (Silva et al., 2010). Mapas de declividade (bacia e subbacias) foram elaborados no SIG utilizando modelo digital de terreno em formato *raster* (pixel de 900 m²). As classes de declividade geradas foram reclassificadas em intervalos distintos conforme Embrapa (1979) (Quadro 1) utilizando-se a técnica de reclassificação disponível na ferramenta *Spatial Analyst* do SIG.

Quadro 1: Classes de declividade (%) conforme Embrapa (1979):

Declividade (%)	Caracterização
0 – 3	Relevo plano
3 – 8	Relevo suave ondulado
8 – 20	Relevo ondulado
20 – 45	Relevo forte ondulado
45 – 75	Relevo montanhoso
>75	Relevo forte montanhoso

Através da relação entre o número total de segmentos de rio e a área da bacia (km²) foi calculada a frequência de rios (F) ou densidade hidrográfica (número de segmentos por km²) (Horton, 1945; Christofolletti, 1981) valor que demonstra a magnitude da rede hidrográfica.

Utilizando a relação entre a largura média da bacia hidrográfica e o comprimento do curso d'água principal foi determinado o fator de forma (K_f) da bacia (Almeida, et al., 2009; Silva et al., 2010). Um fator de forma menor indica uma bacia alongada e menos propensa a enchentes do que uma bacia com fator de forma maior. Assim, uma bacia

alongada e estreita tem probabilidade menor de receber chuvas intensas em todos os seus pontos ao mesmo tempo (Nunes et al., 2006).

Utilizando-se a relação entre o perímetro da bacia e o perímetro da circunferência de um círculo de área equivalente à da bacia foi calculado o coeficiente de compacidade ($k_c = 0,28*(P/\sqrt{A})$) (Christofolletti, 1974; Almeida, et al., 2009), o qual, assim como o fator de forma mostra a susceptibilidade da bacia às inundações. Quanto mais próximo da unidade for o coeficiente K_c , maior é a susceptibilidade da bacia para enchentes.

O índice de circularidade ($IC = 12,57*(A/P^2)$) estabelece a relação entre área da bacia hidrográfica e a área de um círculo de mesmo perímetro (Cardoso et al.; 2006) sendo o seu valor máximo igual a 1,0 quando a bacia é perfeitamente circular. Através do índice de circularidade pode-se estimar o comportamento da vazão no exutório da bacia hidrográfica.

Foi também determinada a densidade de drenagem ($D_d =$ proporção entre a extensão da rede de drenagem e a área da bacia hidrográfica) cujo resultado é dado em km/km^2 (Horton, 1945). A densidade de drenagem apresenta relação inversa com a extensão dos córregos evidenciando a disponibilidade de canais para escoamento na bacia (Christofolletti, 1981).

O levantamento do uso da terra na bacia hidrográfica foi feito a partir da classificação supervisionada de imagens do satélite Landsat 5 TM de 2010 realizada pelo Instituto Jones dos Santos Neves, além das imagens do ortofotomosaico. A classificação supervisionada foi desenvolvida no software Image Analysis 9.2 Leica Geosystems e utilizando a base de dados conforme Barroso & Mello, (2013).

2.4. Variáveis físicas, físico-químicas e hidroquímicas e análises dos dados em laboratório

As amostragens das variáveis físicas, físico-químicas e hidroquímicas foram realizadas nos três córregos tributários do lago, e no córrego de drenagem (Figura 4).

Utilizando uma sonda Horiba modelo U-53G foi determinado, em cada córrego, a turbidez (UNT) e a condutividade elétrica da água ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). As amostras para análise dos nutrientes totais e dissolvidos ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), material particulado em suspensão ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e clorofila a, foram coletadas na subsuperfície. Os nutrientes totais foram analisados conforme Baumgarten et al., (2010) e os nutrientes dissolvidos de acordo com Carmouze (1994). Os teores de material particulado em suspensão (MPS) foram obtidos

por gravimetria, através da diferença de pesos antes e após o processo de filtragem em filtros de fibra de vidro (APHA, 2005).

As concentrações de nitrato (N-NO_3^-), amônia (N-NH_4^-) e nitrito (N-NO_2^-) foram utilizadas para o cálculo do nitrogênio inorgânico dissolvido (NID). As concentrações de fósforo solúvel reativo (P-PO_4^-) foram consideradas como fósforo inorgânico dissolvido (PID). Utilizando as concentrações de nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo inorgânico dissolvido foram calculadas as razões NT/PT e NID/PID, respectivamente.

As concentrações de clorofila a foram analisadas utilizando-se filtros de fibra de vidro com extração em acetona 90% e leitura em fluorímetro (Welschmeyer, 1994)

A medição da vazão em cada córrego foi realizada ao longo do canal fluvial utilizando o medidor ADV (Acoustic Doppler Velocimeter) SonTek FlowTracker, sendo expressa em $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

A fim de complementar a caracterização hidrológica da bacia hidrográfica foram analisadas séries históricas de pluviosidade (13 estações pluviométricas) para determinar a vazão a partir dos dados de pluviosidade, área e topografia. A descarga dos tributários foi calculada através do método de conversão da pluviosidade em vazão proposto por Kjerfve et al., (1996) e Kjerfve et al., (1997). O modelo foi elaborado a partir da interpolação dos dados pelo método *Spline* (peso = 0,1; número de pontos = 3 e tamanho da célula = 25) no SIG sendo obtidas as médias de pluviosidade para os meses de amostragem nos períodos seco e frio e úmido e quente (Szentimrey et al., 2007). As áreas por cotas para as subbacias foram calculadas no SIG e os valores de temperatura foram obtidos através da interpretação do trabalho de Feitoza et al., (2001).

A vazão específica, ou seja, a quantidade de água ($\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$) produzida por quilômetro quadrado (km^2) em cada subbacia foi calculado de acordo com Christofoleti (1981).

O cálculo da carga ou fluxo de material particulado em suspensão e nutrientes nas subbacias do lago Nova foi realizado conforme Wagner (2009) a partir da seguinte fórmula:

$$C_{dia} = C * Q * 86400$$

Onde:

C_{dia} = carga ou fluxo (g)

C = concentração ($\text{g} \cdot \text{m}^3$)

Q = descarga instantânea ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)
86.400 = o número de segundos por dia

Posteriormente, foram calculados os fluxos em $\text{Kg} \cdot \text{ano}^{-1}$ e $\text{Ton} \cdot \text{ano}^{-1}$, multiplicando-se os valores em $\text{g} \cdot \text{dia}^{-1}$ por 0,37 e 0,000365, respectivamente.

2.5. Análises estatísticas

Foram realizadas análises estatísticas descritivas para todas as variáveis estudadas. Foram realizados testes de normalidade, sendo constatada a não normalidade dos dados. Para a comparação dos resultados obtidos foi aplicado o teste estatístico não paramétrico de *Kruskal Wallis*, considerando os resultados para as três subbacias no período seco e moderadamente frio e no período úmido e quente. A fim de efetuar comparações das variáveis nos períodos seco e frio e úmido e quente foi aplicado o teste *Mann Witney*. Nos testes *Kruskal Wallis* e *Mann Witney* as diferenças foram significativas quando $p < 0,05$.

Correlações de *Spearman* foram realizadas com as variáveis físico-químicas e a clorofila a e com a chuva ponderada (CP), vazão específica (VE), fluxos de MPS e nutrientes, variáveis morfométricas e uso da terra nas subbacias 1, 2 e 3.

A análise de componente principal (ACP) foi realizada com o objetivo de ordenar as amostras e avaliar o principal componente responsável pela variação. Foi realizada uma ACP com os dados das variáveis físico-químicas, hidroquímicas e a clorofila a e outra com a chuva ponderada (CP), vazão específica (VE), fluxos de MPS e nutrientes, variáveis morfométricas e uso da terra.

Para a realização das correlações de *Spearman* e análise de componente principal os dados foram logaritimizados ($\text{LN}_{(x+3)}$).

3. Resultados

3.1. Variáveis climáticas

A Figura 2 mostra as pluviosidades mensais a partir das séries históricas e a pluviosidade mensal do período de estudo. As séries históricas mostram que os meses de outubro a março são chuvosos enquanto os meses de abril a agosto são secos. As pluviosidades médias mensais no período de estudo seguem padrão semelhante ao apresentado pelas séries históricas. A precipitação média anual foi de 1.027,5 mm. Para

o período úmido e quente a precipitação média foi $167,6 \pm 32,2$ mm e para o período seco e frio foi de $46,1 \pm 2,52$ mm.

A análise da chuva acumulada cinco dias antes de cada amostragem mostra que não ocorreram precipitações nos dias que antecederam as amostragens no mês de setembro de 2011, dezembro de 2012, março e julho de 2013. Ocorreram precipitações antes das amostragens realizadas em setembro de 2012 (28 mm nos cinco dias anteriores à amostragem e 151 mm durante todo o mês de agosto), novembro de 2012 (72,4 mm), agosto (1mm) e setembro (0,4 mm) de 2013.

Os resultados para a chuva ponderada (CP) pela área da bacia variaram de 378,0 a 273672,0 mm.m⁻² na subbacia 1, de 30268,0 a 21914032,0 mm.m⁻² na subbacia 2 e de 3786,0 a 2741064,0 mm.m⁻² na subbacia 3.

A temperatura média anual foi de 25,0 °C. Durante a pesquisa, a temperatura média para o período úmido e quente foi de $24,8 \pm 3,25$ °C e a temperatura média no período seco e frio foi de $21,8 \pm 3,09$ °C. A variação da temperatura média mensal nos períodos seco e frio e úmido e quente ao longo do estudo podem ser verificadas na Figura 3.

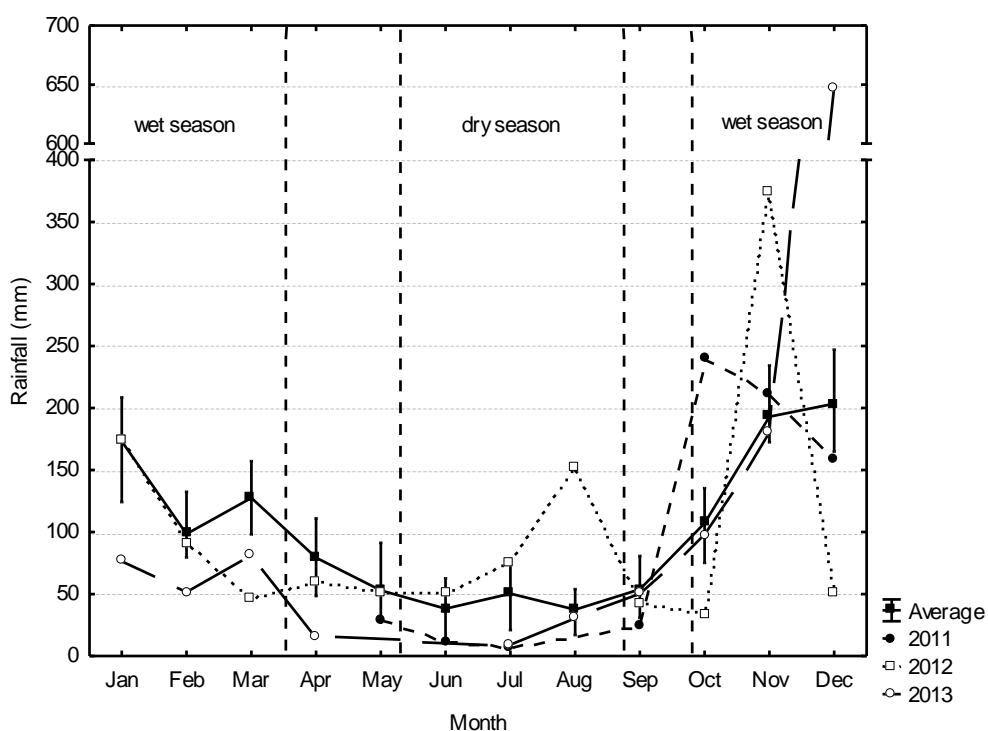


Figura 2. Médias históricas mensais de pluviosidade na região de estudo (13 estações meteorológicas da Agência Nacional de Águas - ANA (1947 – 2013)) e pluviosidade mensal no

período de estudo (2011, 2012, 2013) (estação meteorológica Linhares-A614 do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET) (Barroso et al., 2014).

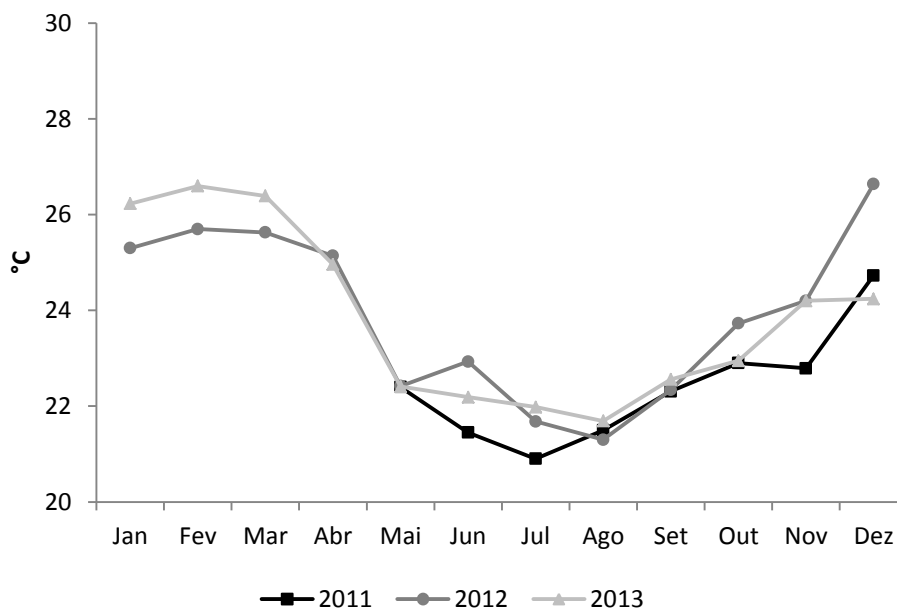


Figura 3. Médias mensais de temperatura no período de estudo (maio/2011 a 2013) (estação meteorológica Linhares-A614 do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET).

3.2. Fisiografia da bacia hidrográfica

A bacia hidrográfica do lago Nova (Figura 4) apresenta área de 394,6 km², maior comprimento ou maior eixo longitudinal (L) igual a 32,23 km, largura média de 12,24 km e perímetro de 261,37 km. A bacia possui 743 segmentos de rio e extensão de drenagem igual a 583,3 km. O curso d'água principal percorre 42,21 km passando pelo lago Nova e desaguando no rio Doce. A frequência de rios para a bacia é de 1,88 segmentos por km², o fator de forma 0,2, o coeficiente de compacidade 3,68 e o índice de circularidade é igual a 0,07.

A densidade de drenagem da bacia é 1,5 km/km². A declividade média da bacia hidrográfica é de 24,25% e a altitude varia de 16,06 a 694,22 metros (Figura 5). De acordo com o ordenamento fluvial a bacia do lago Nova é de 4ª ordem.

A delimitação da bacia hidrográfica evidencia três subbacias que contribuem para o lago Nova (Figura 4).

A subbacia 1 ou LN1 apresenta área de 3,78 km², maior comprimento igual a 3,72 km, largura média de 1,02 km e perímetro de 16,08 km. Há dois segmentos de rio na subbacia 1, sendo a extensão da rede de drenagem igual a 3,04 km e o comprimento do curso principal igual a 3,03 km. A frequência de rios é de 0,53 segmentos por km², o fator de forma 0,34, o coeficiente de compacidade 2,32, o índice de circularidade 0,18 e a densidade de drenagem 0,8 km/km² (Tabela 1). A declividade média da subbacia 1 é de 0% pois toda a subbacia está incluída na cota de 0 a 100. 0,95% da bacia hidrográfica do lago Nova é drenada pela subbacia 1.

A subbacia 2 ou LN2 é representada pelo rio Bananal, principal afluente do lago Nova que drena 76,7 % da bacia. Ocupando área de 302,68 km², possui comprimento máximo de 31,7 km, largura média de 9,55 km e perímetro igual a 141,39 km. A subbacia 2 possui 695 segmentos de rio e 526,1 quilômetros de extensão de córregos com densidade de drenagem igual a 1,74 km/km². A frequência de rios é de 1,22 segmentos por km², o fator de forma 1,83 o coeficiente de compacidade 1,53 e o índice de circularidade 0,19. O rio principal percorre 42,21 km e deságua no lago Nova, no município de Linhares. A declividade média da subbacia 2 é de 30,7%. (Tabela 1).

A subbacia 3 ou LN3 tem área de 37,86 km², maior comprimento de 9,45 km, 4,01 km de largura média, 33,59 km de perímetro e drena 9,6 % da bacia hidrográfica. Há 46 segmentos de rio na subbacia, 54,2 km de rede de drenagem e densidade de drenagem de 1,43km/km². A frequência de rios é de 2,3 segmentos por km², o curso d'água principal tem 2,19 km, o fator de forma é 0,23, o coeficiente de compacidade 2,28 e o índice de circularidade 0,42. A declividade média da subbacia 3 é de 71,27% (Tabela 1). A Tabela 1 mostra os valores morfométricos para a bacia hidrográfica e subbacias do lago Nova.

A altimetria na subbacia 1 variou de 18,37 a 83,77 metros, na subbacia 2 de 16,06 a 694,22 metros e na subbacia 3 de 20,56 a 389,25 metros (Figura 5).

O ordenamento fluvial identificou que a subbacia 1 é de 1ª ordem, a subbacia 2 de 4ª ordem e a subbacia 3 de 2ª ordem. Conforme a hierarquia proposta por Strahler (1957), ordens inferiores ou iguais a 4 são comuns em bacias de pequeno porte.

Tabela 1. Dados morfométricos da bacia hidrográfica e subbacias do lago Nova.

Variáveis	Unidades	BH	LN1	LN2	LN3
A	km ²	394,6	3,78	302,68	37,86
L	km	32,23	3,72	31,7	9,45
D _m	km	12,34	1,02	9,55	4,01
P	km	261,37	16,08	141,39	33,59
L _{cp}	km	60,4	3,03	42,21	2,19
N _t	-	743	2	695	46
L _t	km	583,3	3,04	526,1	54,2
S	%	24,25	0	30,7	71,27
F	N _t /km ²	1,88	0,53	2,3	1,22
K _f	-	0,2	0,34	0,23	1,83
K _c	-	3,68	2,32	2,28	1,53
IC	-	0,07	0,18	0,19	0,42
D _d	km/km ²	1,5	0,8	1,74	1,43

A: área; L: maior comprimento; D_m: largura média; P: perímetro; L_{cp}: comprimento do curso principal; N_t: número de segmentos de rio; L_t: extensão da rede de drenagem; S: declividade média; F: frequência de rios ou densidade hidrográfica; K_f: fator de forma; K_c: coeficiente de compacidade; IC: índice de circularidade; D_d: densidade de drenagem; BH: bacia hidrográfica; LN1: subbacia 1; LN2: subbacia 2; LN3: subbacia 3.

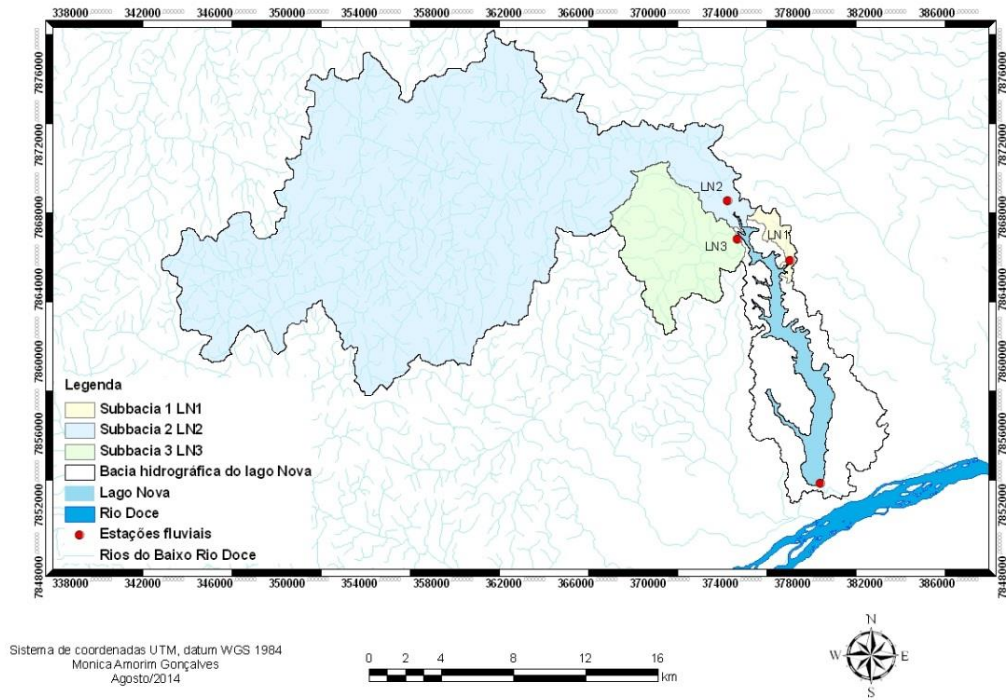


Figura 4. Bacia hidrográfica do lago Nova, subbacias e estações de amostragem fluviiais nos córregos tributários e no córrego de drenagem.

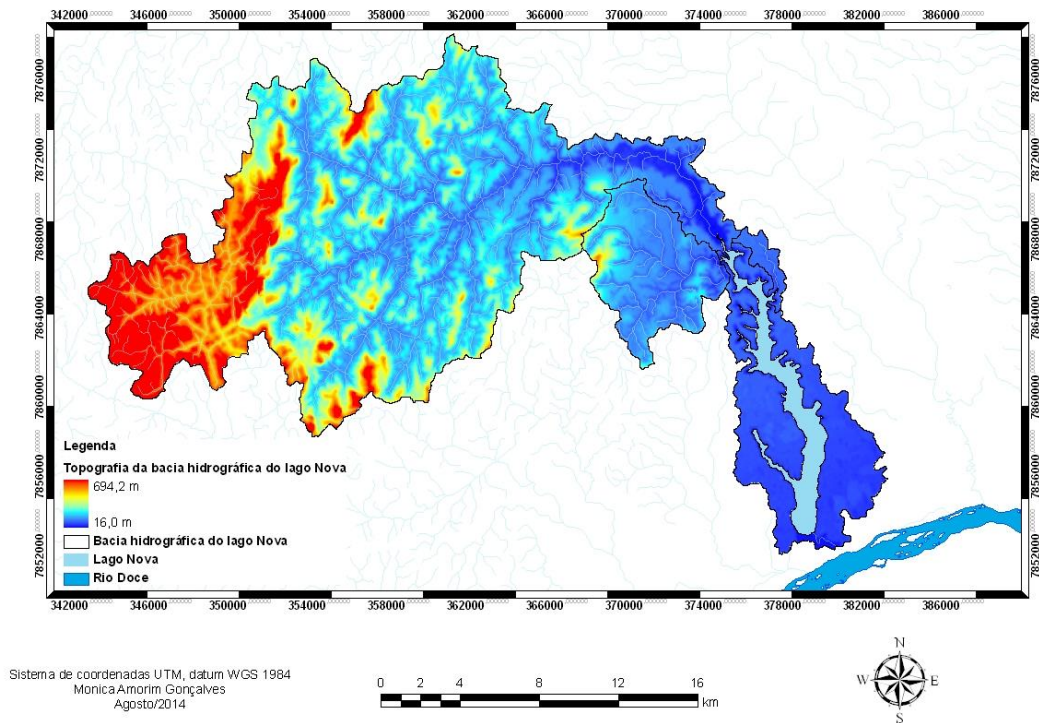


Figura 5. Topografia da bacia hidrográfica do lago Nova.

A declividade constitui fator fundamental para compreender a dinâmica natural da bacia hidrográfica, pois revela o grau de inclinação da superfície. Na bacia hidrográfica do lago Nova as áreas que apresentam entre 20 e 45% de declividade, representadas por relevo fortemente ondulado, ocupam 39,56% da área total da bacia ou 156,1 km². Estas áreas podem ser visualizadas na Figura 6.

Com relação às classes de declividade observa-se na subbacia 1 a predominância da classe 1 (0 a 3%) de relevo plano ocupando 53,4% na bacia em 1,98 km². A subbacia 2 tem 47,72% de sua área em relevo de classe 4 de declividade (20 a 45%) ocupando uma área de 144,37 km². Na subbacia 3, 41,91% da área encontra-se na classe 3 (8 a 20%) de declividade numa área de 15,85 km². Os dados referentes às classes de declividade das subbacias podem ser observados na Tabela 2 e na Figura 6.

Na Tabela 2 observa-se a quantificação das áreas homogêneas a partir das classes de declividade para a bacia hidrográfica e para as subbacias do lago Nova.

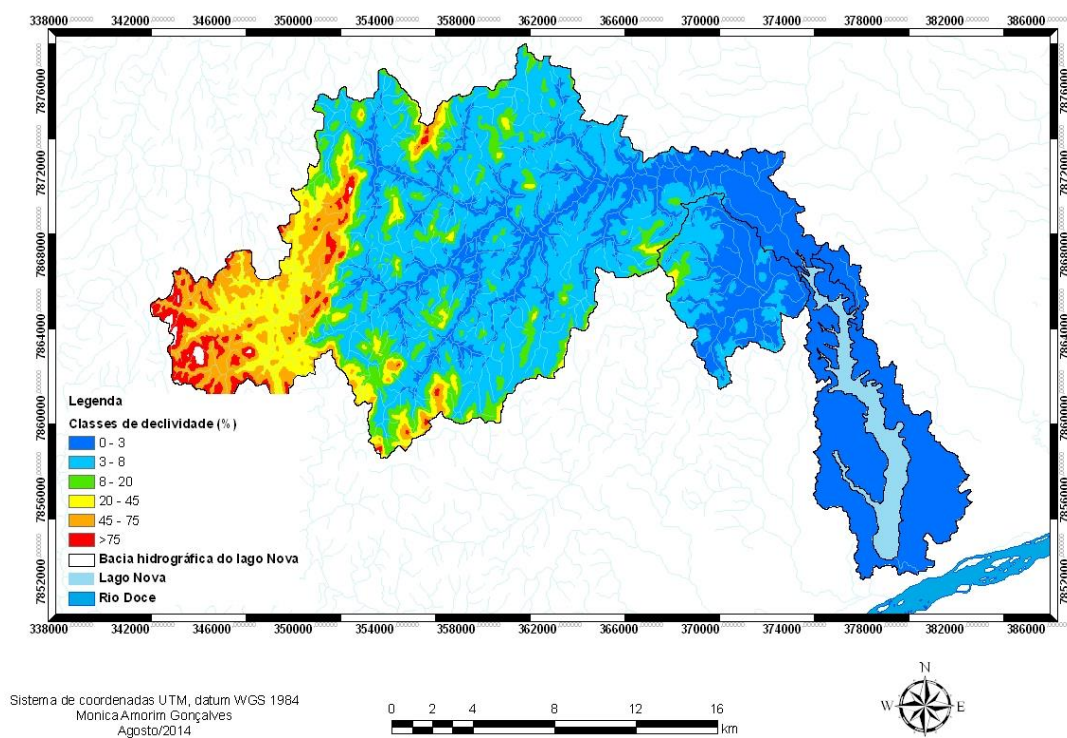


Figura 6. Classes de declividade da bacia hidrográfica do lago Nova.

Tabela 2. Quantificação das áreas homogêneas a partir das classes de declividade na bacia hidrográfica e nas subbacias do lago Nova.

Classes de declividade (%)	Relevo	Área ocupada por classe							
		BH		LN1		LN2		LN3	
		km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
0 – 3	Plano	45,02	11,41	1,98	53,4	11,91	3,94	4,06	10,72
3 – 8	Suave ondulado	49,69	12,6	0,87	23,31	26,77	8,85	9,49	25,1
8 – 20	Ondulado	101,85	25,81	0,53	14,39	78,41	25,92	15,85	41,91
20 – 45	Forte ondulado	156,10	39,56	0,33	8,90	144,37	47,72	7,65	20,21
45 – 75	Montanhoso	36,25	9,19	0,00	0,00	35,52	11,74	0,72	1,92
>75	Forte montanhoso	5,64	1,43	0,00	0,00	5,58	1,85	0,05	0,14

BH: bacia hidrográfica; LN1: subbacia 1; LN2: subbacia 2; LN3: subbacia 3.

A Figura 7 mostra o uso da terra na bacia hidrográfica do lago Nova. Observa-se que 28,6% (112,86 km²) da bacia hidrográfica está ocupada com agricultura, 26,8% (105,98 km²) com pastagem, 24,1% (95,19 km²) com florestas, 16,8% (66,41 km²) corresponde a silvicultura, 2,6% (10,07 km²) representam afloramentos, 0,3% (1,25 km²) áreas urbanas, 0,73% (2,87 km²) são áreas alagadas e 0,02% (0,06 km²) são áreas de mineração. Os sistemas naturais ocupam 27,4% das áreas da bacia hidrográfica enquanto em 72,3% ocorrem sistemas seminaturais e em 0,3%, sistemas urbanos (Tabela 3).

Na subbacia 1 predominam atividades de pastagens as quais ocupam 73,19 % (2,76 km²) da subbacia. No rio Bananal (LN2) predominam atividades agrícolas (35,6 % e 107,76 km²), florestas (26,35 % e 79,76 km²) e pastagens (23,06 % e 69,78 km²). A subbacia 3 tem 56,16 % (21,26 km²) de sua área ocupada com atividades de silvicultura e 21,07 % (7,98 km²) com florestas sendo estas as atividades predominantes na subbacia (Tabela 3, Figura 7).

Na Tabela 3 pode-se observar o uso da terra na bacia hidrográfica e em cada uma das subbacias afluentes do lago Nova.

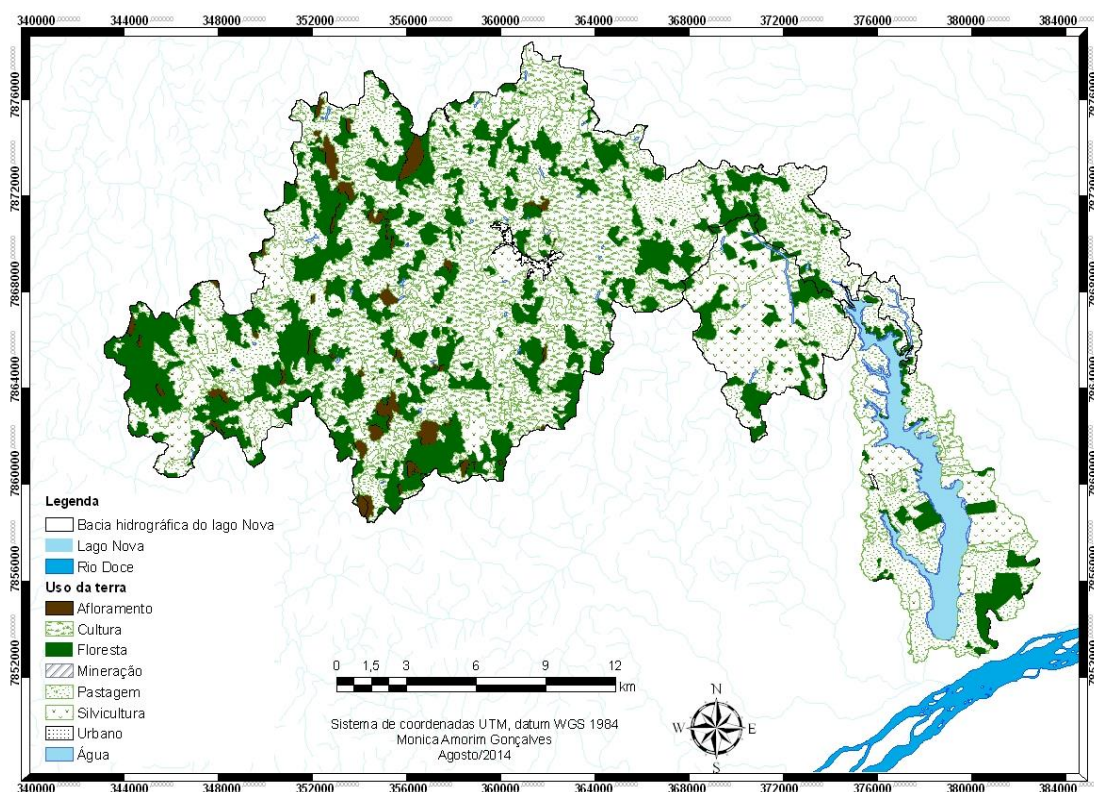


Figura 7. Uso da terra na bacia hidrográfica e subbacias do lago Nova. Dados de uso da terra conforme classificação feita em 2010 pelo Instituto Jones Santos Neves – IJSN.

Tabela 3. Uso da terra na bacia hidrográfica e subbacias do lago Nova.

	A	FL	AG	SL	PAS	AU	AL	M	AF	SN	SS	SU
	km ²	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
BH	394,6	24,1	28,6	16,8	26,8	0,3	0,7	0,02	2,6	27,4	72,3	0,3
LN1	3,78	4,75	10,74	4,75	73,19	0,0	6,57	0,0	0,0	11,32	88,68	0,0
LN2	302,68	26,35	35,60	11,05	23,06	0,38	0,20	0,02	3,33	29,88	69,71	0,4
LN3	37,86	21,07	2,3	56,16	19,42	0,0	1,05	0,0	0,0	22,11	77,89	0,0

BH – bacia hidrográfica, A – área, FL – floresta, AG – agricultura, SL – silvicultura, PAS – pastagem, AU – área urbana, AL – área alagada, M – mineração, AF – afloramento, SN – sistema natural, SS – sistema semi-natural, SU – sistema urbano-industrial.

3.3. Variáveis físicas, físico-químicas e hidroquímicas

As vazões dos tributários do lago Nova apresentaram valores médios anuais de $0,015 \pm 0,004 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (LN1), $0,450 \pm 0,31 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (LN2) e $0,07 \pm 0,04 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (LN3). Durante o período seco e frio os valores médios foram menores sendo iguais a $0,015 \pm 0,004 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (LN1), $0,418 \pm 0,37 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (LN2) e $0,06 \pm 0,04 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (LN3) e no período úmido e quente as médias foram mais elevadas sendo iguais a $0,015 \pm 0,004 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (LN1), $0,504 \pm 0,161 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (LN2) e $0,095 \pm 0,032 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (LN3). Observa-se que a subbacia 1

apresentou valores iguais em ambos os períodos e que a subbacia 2, que apresenta a maior área de drenagem, apresentou as maiores contribuições durante todo o estudo (Tabela 4). Os valores de vazão não apresentaram diferenças significativas entre os períodos seco e frio e úmido e quente (*Mann Witney*). Contudo, foram verificadas diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os córregos afluentes em ambos os períodos amostrais.

Foram registrados para a turbidez valores médios anuais iguais a $2,6 \pm 5,6$ UNT, $30,1 \pm 52,8$ UNT e $18,5 \pm 10,7$ UNT para as subbacias 1, 2 e 3, respectivamente. No período frio e seco os valores médios de turbidez foram de $3,6 \pm 6,9$ UNT (LN1), $9,9 \pm 7,5$ UNT (LN2) e $14,5 \pm 10,2$ (LN3) enquanto no período úmido e quente os valores médios foram de $0,9 \pm 0,6$ UNT para a subbacia 1, $63,9 \pm 74,3$ UNT para a subbacia 2 e $25,3 \pm 7,5$ UNT para a subbacia 3. Observa-se que valores mais elevados foram encontrados no período úmido e quente, com exceção da subbacia 1 (Tabela 4).

Os valores médios anuais da condutividade elétrica da água foram iguais a $86,6 \pm 26,3$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ (LN1), $105,8 \pm 12,4$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ (LN2) e $170,9 \pm 23,1$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ (LN2). No período seco e frio as subbacias 1, 2 e 3 apresentaram média de condutividade igual a $75,8 \pm 4,6$ $\mu\text{S}/\text{cm}$, $105,6 \pm 4,9$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ $174,7 \pm 26,6$ $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente. No período úmido e quente a condutividade média foi maior nas subbacias 1 ($104,7 \pm 35,9$ $\mu\text{S}/\text{cm}$) e 2 ($106,0 \pm 19,2$ $\mu\text{S}/\text{cm}$) e menor na subbacia 3 ($164,7 \pm 13,2$ $\mu\text{S}/\text{cm}$) quando comparada à condutividade média no período seco e frio (Tabela 4).

O material particulado em suspensão (MPS) apresentou médias anuais iguais a $5,0 \pm 5,4$ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $19,8 \pm 27,2$ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $15,2 \pm 4,9$ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para LN1, LN2 e LN3, respectivamente. Os valores médios foram iguais a $6,3 \pm 6,5$ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (LN1), $4,9 \pm 2,7$ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (LN2) e $13,0 \pm 3,8$ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (LN3) no período seco e frio e $2,9 \pm 1,2$ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (LN1), $44,5 \pm 31,4$ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (LN2) e $18,8 \pm 4,3$ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (LN3) no período úmido e quente. Observa-se maiores concentrações no período úmido e quente, com exceção da subbacia 1 (Tabela 4).

Não foram verificadas diferenças significativas entre os períodos seco e frio e úmido e quente para os dados de turbidez, condutividade elétrica da água e material particulado em suspensão (*Mann Witney*). A condutividade apresentou diferenças significativas entre os córregos no período seco e frio.

As concentrações médias anuais de fósforo total (PT) foram iguais a $17,6 \pm 9,2 \mu\text{g.L}^{-1}$, $39,6 \pm 16,8 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $84,5 \pm 140,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ nas subbacias 1, 2 e 3, respectivamente. No período seco e frio as médias foram de $20,3 \pm 10,8 \mu\text{g.L}^{-1}$ para a subbacia 1, $44,3 \pm 15,8 \mu\text{g.L}^{-1}$ para a subbacia 2 e $36,8 \pm 22,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ para a subbacia 3 e no período úmido e quente as médias foram $13,2 \pm 0,6 \mu\text{g.L}^{-1}$, $31,1 \pm 15,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $164,1 \pm 203,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ para LN1, LN2 e LN3, respectivamente. Observa-se maiores concentrações de PT no período seco e frio, com exceção da subbacia 3 (Tabela 4).

O fósforo solúvel reativo (P-PO_4^-) mostrou médias anuais de $5,8 \pm 5,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ em LN1, $8,1 \pm 4,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ em LN2 e $13,4 \pm 13,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ em LN3. No período seco e frio as médias foram iguais a $6,5 \pm 7,1 \mu\text{g.L}^{-1}$, $4,8 \pm 3,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $13,5 \pm 17,0 \mu\text{g.L}^{-1}$, enquanto no período úmido e quente as médias foram iguais a $4,6 \pm 0,9 \mu\text{g.L}^{-1}$, $11,6 \pm 4,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $13,1 \pm 3,2 \mu\text{g.L}^{-1}$, para as subbacias 1, 2 e 3, respectivamente. Maiores concentrações foram encontradas no período seco e frio, com exceção da subbacia 2 (Tabela 4).

O nitrogênio total (NT) apresentou concentrações anuais iguais a $245,1 \pm 237,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ (LN1), $1394,8 \pm 1547,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ (LN2) e $326,8 \pm 304,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ (LN3). No período seco e frio as concentrações médias foram de $279,9 \pm 264,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ (LN1), $1646,4 \pm 1699,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ (LN2) e $327,9 \pm 296,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ (LN3), enquanto no período úmido e quente os valores foram iguais a $198,8 \pm 152,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ (LN1), $1059,4 \pm 1054,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ (LN2) e $325,4 \pm 320,6 \mu\text{g.L}^{-1}$ (LN3). Nas três subbacias as maiores concentrações de NT foram encontradas no período seco e frio (Tabela 4).

Para o nitrato (N-NO_3^-) foram encontradas concentrações anuais médias de $442,8 \pm 185,8 \mu\text{g.L}^{-1}$ em LN1, $2284,4 \pm 852,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ em LN2 e $304,4 \pm 217,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ em LN3. No período seco e frio as subbacias 1, 2 e 3 apresentaram concentrações iguais a $359,0 \pm 208,2 \mu\text{g.L}^{-1}$, $2412,2,5 \pm 917,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $248,1 \pm 149,3 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente enquanto no período úmido e quente as concentrações foram iguais a $351,0 \mu\text{g.L}^{-1}$, $2114,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $379,5 \pm 266,5$ em LN1, LN2 e LN3, respectivamente. Maiores concentrações de nitrato foram encontradas no período seco e frio, com exceção da subbacia 3 (Tabela 4).

O nitrito (N-NO_2^-) apresentou concentração média anual igual a $0,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ para as três subbacias. As médias para o período seco e frio ($0,3 \mu\text{g.L}^{-1}$) e úmido e quente ($0,1 \mu\text{g.L}^{-1}$) também foram iguais para as subbacias 1, 2 e 3 (Tabela 4).

As concentrações médias anuais de amônia (N-NH_4^-) foram iguais a $44,1 \pm 55,0 \mu\text{g.L}^{-1}$, $10,0 \pm 6,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $20,2 \pm 13,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ nas subbacias 1, 2 e 3, respectivamente. No período seco e frio os valores foram iguais a $65,2 \pm 77,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ em LN1, $10,6 \pm 9,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ em LN2 e $20,2 \pm 13,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ em LN3 e no período úmido e quente foram iguais a $8,8 \pm 1,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ em LN1, $9,0 \pm 4,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ em LN2 e $30,8 \pm 12,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ em LN3 sendo as maiores concentrações registradas no período seco e frio, com exceção da subbacia 3. (Tabela 4).

Considerando as concentrações de nitrato, nitrito e amônia, as concentrações médias mensais de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) foram iguais a $404,2 \pm 216,7 \mu\text{g.L}^{-1}$, $2444,9 \pm 691,8 \mu\text{g.L}^{-1}$ e $289,6 \pm 191,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ nas subbacias 1, 2 e 3, respectivamente. No período seco e frio as concentrações de NID foram iguais a $430,8 \pm 82,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ em LN1, $2168,0 \pm 1245,8 \mu\text{g.L}^{-1}$ em LN2 e $286,2 \pm 210,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ em LN3. No período úmido e quente as concentrações de NID foram de $359,9 \pm 2,4 \mu\text{g.L}^{-1}$ em LN1, $2123,1 \pm 5,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ em LN2 e $410,3 \pm 272,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ em LN3 (Tabela 4).

A clorofila a apresentou concentrações baixas em todas as campanhas nos três córregos amostrados sem diferenças significativas entre os períodos seco e frio e úmido e quente (*Mann Witney*) (Tabela 4).

A razão NT/PT apresentou médias anuais iguais a $22,6 \pm 23,2$ para LN1, $44,8 \pm 50,5$ para LN2 e $17,8 \pm 34,3$ para LN3. As razões NT/PT médias foram de $29,8 \pm 28,5$, $41,8 \pm 55,6$ e $6,7 \pm 7,2$ no período seco e frio e de $15,5 \pm 12,5$, $48,8 \pm 43,5$ e $32,6 \pm 48,3$ no período úmido e quente, para as subbacias 1, 2 e 3, respectivamente (Tabela 5).

A razão NID/PID mostrou médias anuais iguais a $32,6 \pm 48,3$ (LN1), $32,6 \pm 48,3$ (LN2) e $51,3 \pm 48,6$ (LN3). No período seco e frio as razões NID/PID foram iguais a $165,9 \pm 301,8$ para LN1, $312,2 \pm 200,6$ para LN2 e $59,8 \pm 55,7$ para LN3 enquanto no período úmido e quente os valores foram iguais a $80,8 \pm 18,9$, $233,7 \pm 156,3$ e $30,2 \pm 15,3$ para as subbacias 1, 2 e 3, respectivamente (Tabela 5).

As concentrações de nutrientes e as razões NT/PT e NID/PID não apresentaram diferenças significativas entre os períodos seco e frio e úmido e quente (*Mann Witney*).

Tabela 4. Valores médios anuais e dos períodos seco e frio e úmido e quente de vazão ($m^3.s^{-1}$), turbidez (UNT), condutividade ($\mu S/cm$), nutrientes ($\mu g.L^{-1}$) e clorofila a ($\mu g.L^{-1}$) das subbacias do lago Nova.

Período / Subbacias	Vaz $m^3.s^{-1}$	Turb UNT	Cond $\mu S/cm$	MPS $mg.L^{-1}$	PT $\mu g.L^{-1}$	P- PO_4^- $\mu g.L^{-1}$	NT $\mu g.L^{-1}$	N- NO_3^- $\mu g.L^{-1}$	N- NO_2^- $\mu g.L^{-1}$	N- NH_4^- $\mu g.L^{-1}$	NID $\mu g.L^{-1}$	Clor $\mu g.L^{-1}$	
Anual	LN1	0,015±0,004	2,6±5,6	86,6±26,3	5,0±5,4	17,6±9,2	5,8±5,7	245,1±237,5	442,8±185,8	0,2±0,4	44,1±55,0	404,2±216,7	0,5±0,1
	LN2	0,450±0,31	30,1±52,8	105,8±12,4	19,8±27,2	39,6±16,8	8,1±4,7	1394,8±1547,4	2284,4±852,9	0,2±0,3	10,0±6,4	2444,9±691,8	0,7±0,3
	LN3	0,07±0,04	18,5±10,7	170,9±23,1	15,2±4,9	84,5±140,1	13,4±13,5	326,8±304,7	304,4±217,2	0,2±0,4	20,2±13,3	289,6±191,4	0,6±0,3
Seco e frio	LN1	0,015±0,004	3,6±6,9	75,8±4,6	6,3±6,5	20,3±10,8	6,5±7,1	279,9±264,9	359,0±208,2	0,3±0,5	65,2±77,9	430,8±282,5	0,4±0,0
	LN2	0,418±0,37	9,9±7,5	105,6±4,9	4,9±2,7	44,3±15,8	4,8±3,9	1646,4±1699,4	2412,2,5±917,9	0,3±0,3	10,6±9,3	2168,0±1245,8	0,3±0,0
	LN3	0,060±0,05	14,5±10,2	174,7±26,6	13,0±3,8	36,8±22,6	13,5±17,0	327,9±296,5	248,1±149,3	0,3±0,4	13,8±11,8	286,2±210,3	0,3±0,0
Úmido e quente	LN1	0,015±0,004	0,9±0,6	104,7±35,9	2,9±1,2	13,2±0,6	4,6±0,9	198,8±152,2	351,0*	0,1±0,0	8,8±1,9	359,9±2,4	0,6±0,1
	LN2	0,504±0,161	63,9±74,3	106,0±19,2	44,5±31,4	31,1±15,6	11,6±4,7	1059,4±1054,6	2114,0*	0,1±0,0	9,0±4,7	2123,1±5,7	0,8±0,3
	LN3	0,095±0,032	25,3±7,5	164,7±13,2	18,8±4,3	164,1±203,4	13,1±3,2	325,4±320,6	379,5±266,5	0,1±0,0	30,8±12,5	410,3±272,1	0,8±0,3

Vaz: vazão; Turb: turbidez; MPS: material partículação em suspensão; Cond: condutividade elétrica da água; PT: fósforo total; P- PO_4^- : fósforo solúvel reativo; NT: nitrogênio total; N- NO_3^- : nitrato; N- NO_2^- : nitrito; N- NH_4^- : amônia; Clor: clorofila a; LN1: subbacia 1; LN2: subbacia 2; LN3: subbacia 3.

*Foi registrado um único valor de nitrato nas subbacias 1 e 2 no período úmido e quente.

Tabela 5. Valores médios anuais e dos períodos seco e frio e úmido e quente das razões NT/PT e NID/PID das subbacias do lago Nova.

Período / Subbacias		NT/PT	NID/PID
Anual	LN1	22,6±23,2	148,7±247,2
	LN2	44,8±50,5	417,6±372,6
	LN3	17,8±34,3	51,3±48,6
Seco e frio	LN1	29,8±28,5	165,9±301,8
	LN2	41,8±55,6	312,2±200,6
	LN3	6,7±7,2	59,8±55,7
Úmido e quente	LN1	15,5±12,5	80,8±18,9
	LN2	48,8±43,5	233,7±156,3
	LN3	32,6±48,3	30,2±15,3

NT: nitrogênio total; PT: fósforo total; NID: nitrogênio inorgânico dissolvido; PID: fósforo inorgânico dissolvido; LN1: subbacia 1; LN2: subbacia 2; LN3: subbacia 3.

A vazão fluvial das subbacias 1, 2 e 3, calculada através do método de conversão da pluviosidade em vazão pode ser observada na Tabela 6. As médias anuais foram iguais a $0,007 \pm 0,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, $0,362 \pm 0,17 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e $0,0047 \pm 0,03 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ para LN1, LN2 e LN3, respectivamente. Para o período seco e frio os valores médios foram iguais a $0,002 \pm 0,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ para LN1, $0,171 \pm 0,07 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ para LN2 e $0,006 \pm 0,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ para LN3. No período úmido e frio os valores médios foram iguais a $0,010 \pm 0,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ para a subbacia 1, $0,490 \pm 0,06 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ para a subbacia 2 e $0,073 \pm 0,01 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ para a subbacia 3. As médias anuais e as médias para os períodos seco e frio e úmido e quente foram menores que os valores determinados em campo. As menores diferenças entre os valores medidos e os valores estimados pelo método de conversão da pluviosidade em vazão foram encontrados no período úmido e quente.

A vazão específica ou a quantidade de água ($\text{L} \cdot \text{s}^{-1}$) produzida por quilômetro quadrado (km^2) em cada subbacia, a partir dos valores medidos em campo, encontra-se também apresentada na Tabela 6. As médias anuais foram de $3,96 \pm 0,09 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$, $1,52 \pm 0,14 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ e $1,52 \pm 0,14 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ para as subbacias 1, 2 e 3, respectivamente. No período seco e frio os valores calculados foram iguais a $2,04 \pm 0,46 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$; $1,38 \pm 1,37 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$ e $1,59 \pm 1,34 \text{ L} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$, para as subbacias 1, 2 e 3, respectivamente

enquanto no período úmido e quente os valores foram iguais a $4,06 \pm 0,65 \text{ L.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$ na subbacia 1, $1,66 \pm 1,04 \text{ L.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$ na subbacia 2 e $2,50 \pm 3,57 \text{ L.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$ na subbacia 3.

Tabela 6. Valores médios anuais e nos períodos seco e frio e úmido e quente da vazão ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) calculada pelo método de conversão da pluviosidade em vazão e da vazão específica calculada a partir dos valores medidos em campo nas subbacias do lago Nova.

Período/Subbacias		Vazão $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$	Vazão específica $\text{L.s}^{-1}.\text{km}^{-2}$
Anual	LN1	$0,007 \pm 0,0$	$3,96 \pm 0,09$
	LN2	$0,362 \pm 0,17$	$1,52 \pm 0,14$
	LN3	$0,0047 \pm 0,03$	$2,04 \pm 0,46$
Seco e frio	LN1	$0,002 \pm 0,0$	$3,87 \pm 1,25$
	LN2	$0,171 \pm 0,07$	$1,38 \pm 1,37$
	LN3	$0,006 \pm 0,0$	$1,59 \pm 1,34$
Úmido e quente	LN1	$0,010 \pm 0,0$	$4,06 \pm 0,65$
	LN2	$0,490 \pm 0,06$	$1,66 \pm 1,04$
	LN3	$0,073 \pm 0,01$	$2,50 \pm 3,57$

LN1: subbacia 1; LN2: subbacia 2; LN3: subbacia 3.

O córrego de drenagem apresentou descarga média anual de $1,4 \pm 1,3 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, $0,9 \pm 0,9 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ no período seco e frio e $2,44 \pm 1,1 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ no período úmido e quente.

Para a turbidez, as médias anuais foram de $10,4 \pm 14,0 \text{ UNT}$, $14,0 \pm 17,3 \text{ UNT}$ no período seco e frio e $4,5 \pm 0,5 \text{ UNT}$ no período úmido e quente.

A condutividade elétrica da água apresentou média anual de $84,1 \pm 2,1 \mu\text{S/cm}$, $83,8 \pm 2,2 \mu\text{S/cm}$ no período seco e frio e $84,7 \pm 1,7 \mu\text{S/cm}$ no período úmido e quente.

O material particulado em suspensão apresentou média anual de $6,5 \pm 8,2 \text{ mg.L}^{-1}$, $8,6 \pm 9,3 \text{ mg.L}^{-1}$ para o período seco e frio e $2,3 \pm 2,0 \text{ mg.L}^{-1}$ para o período úmido e quente.

Entre os nutrientes foram registrados valores médios anuais de PT iguais a $17,8 \pm 9,5 \mu\text{g.L}^{-1}$, P- PO_4^- de $6,0 \pm 5,9 \mu\text{g.L}^{-1}$, NT igual a $220,0 \pm 247,0 \mu\text{g.L}^{-1}$, nitrato igual a $112,0 \mu\text{g.L}^{-1}$, nitrito igual a $0,3 \pm 0,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ e amônia igual a $18,5 \pm 31,0 \mu\text{g.L}^{-1}$. No período seco e frio as médias foram iguais a $21,5 \pm 10,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ para PT, $7,1 \pm 7,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ para P- PO_4^- , $189,6 \pm 174,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ para NT, $112,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ para nitrato, $0,4 \pm 0,8 \mu\text{g.L}^{-1}$ para nitrito e $31,1 \pm 39,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ para amônia. Valores médios iguais a $11,5 \pm 2,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ de

PT, $4,2 \pm 2,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ de P-PO_4^- , $270,7 \pm 380,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ para NT e $5,9 \pm 5,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ para amônia foram encontrados no período úmido e quente. Os valores de nitrato e nitrito, no período úmido e quente estiveram abaixo do limite de detecção do método utilizado.

As razões NT/PT e NID/PID para o córrego de drenagem apresentaram médias anuais iguais a $13,6 \pm 25,5$ e $6,7 \pm 15,0$, respectivamente. No período frio e seco o córrego de drenagem apresentou razão NT/PT igual a $8,5 \pm 11,5$ e NID/PID igual a $13,7 \pm 21,2$. No período úmido e quente os valores foram iguais a $20,4 \pm 35,2$ e $1,86 \pm 2,2$ para NT/PT e NID/PID, respectivamente.

As concentrações médias anuais de clorofila a foram iguais a $1,2 \pm 0,8 \mu\text{g.L}^{-1}$ no córrego de drenagem.

Ao considerarmos o balanço entre as entradas e saídas dos córregos tributários e de drenagem, em todas as campanhas amostrais foi verificado balanço hídrico negativo. Considerando os três córregos tributários a vazão média anual da bacia hidrográfica é de $0,54 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. O valor médio da descarga do córrego de drenagem é de $1,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. O que mostra um déficit hídrico médio de $0,86 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

A partir dos valores de vazão, material particulado em suspensão e nutrientes, obtidos em cada amostragem, foi calculado os fluxos ou cargas oriundos de cada subbacia para o lago (Tabela 7).

Os maiores valores de fluxos de MPS e nutrientes foram encontrados na subbacia 2 a qual foi responsável por 83,6% da descarga de água que chega até o lago. Ao considerarmos o fluxo total de MPS que o lago recebe, aproximadamente $617,72 \text{ g}$ por dia ou 87,28% vem da subbacia 2. Com relação à entrada de nutrientes a subbacia 2 é responsável por 87,23% do fósforo total, 69,4% do fósforo solúvel reativo, 96,5% do nitrogênio total, 98,4% do nitrato, 80,5% do nitrito e 65,37% da amônia que entram no lago oriundos dos córregos afluentes.

Nos períodos seco e frio e úmido e quente os menores valores para os fluxos de material particulado em suspensão e nutrientes foram encontrados na estação amostral LN1 com exceção dos fluxos de amônia que, no período seco e frio, foram menores na estação LN3 (Tabela 7).

Tabela 7. Fluxos médios anuais e dos períodos seco e frio e úmido e quente de material particulado em suspensão (g.dia^{-1}) e nutrientes (g.dia^{-1}) das subbacias para o lago.

Período/Subbacias		MPS g.dia^{-1}	PT g.dia^{-1}	P- PO_4^- g.dia^{-1}	NT g.dia^{-1}	N- NO_3^- g.dia^{-1}	N- NO_2^- g.dia^{-1}	N- NH_4^- g.dia^{-1}	NID g.dia^{-1}
Anual	LN1	5,5±4,6	21,2±8,0	6,4±4,7	316,2±283,2	438,0±248,9	0,2±0,4	48,7±52,4	102274,9±115971,9
	LN2	929,9±1226,8	1682,9±1619,0	293,6±278,3	67730,3±79957,8	91011,4±65964,1	2,6±6,8	380,6±319,9	92731,0±64865,2
	LN3	102,8±68,7	227,5±197,0	122,9±190,8	2250,7±2911,4	1850,6±1454,8	0,5±1,3	126,2±89,9	1921,6±1577,1
Seco e frio	LN1	6,6±5,4	23,4±8,4	6,62±5,8	356,2±335,5	424,9,7±297,9	0,2±0,4	71,2±55,2	496,3±334,9
	LN2	256,1±351,7	1866,3±1961,8	143,4±107,6	75677,2±90333,5	90433,4±80265,4	4,2±8,3	373,9±374,9	90811,4±80582,7
	LN3	76,3±68,5	197,6±188,4	136,8±240,0	2436,6±3521,4	1253,5±1067,9	0,8±1,6	71,4±62,0	1325,6±1121,2
Úmido e quente	LN1	3,5±1,1	17,4±5,6	6,1±1,9	250,0±137,9	460,0±128,9	0,0±0,0	11,5±3,7	471,4±131,9
	LN2	2053,0±1337,8	1373,3±652,6	543,0±296,5	54485,2±56283,1	91976,3±29397,6	0,0±0,0	391,8±196,4	92368,1±24491,9
	LN3	147,2±35,0	277,2±201,0	99,6±14,1	1945,3±1358,3	2845,8±1469,2	0,0±0,0	217,7±42,0	3063,5±1428,0

MPS: material particulado em suspensão; PT: fósforo total; P- PO_4^- : fósforo solúvel reativo; NT: nitrogênio total; N- NO_3^- : nitrato; N- NO_2^- : nitrito; N- NH_4^- : amônia; NID: nitrogênio inorgânico dissolvido; LN1: subbacia 1; LN2: subbacia 2; LN3: subbacia 3.

Utilizando os valores médios dos fluxos das subbacias foram também calculados os fluxos médios anuais e para os períodos seco e frio e úmido e quente em Kg.ano⁻¹ e Ton.ano⁻¹ de MPS e nutrientes (Tabela 8).

Tabela 8. Fluxos médios anuais e dos períodos seco e frio e úmido e quente do material particulado em suspensão (kg.ano⁻¹ e Ton.ano⁻¹) e nutrientes (kg.ano⁻¹ e Ton.ano⁻¹) das três subbacias para o lago Nova.

Período/Unidade		MPS	PT	P-PO ₄ ⁻	NT	N-NO ₃ ⁻	N-NO ₂ ⁻	N-NH ₄ ⁻	NID
Anual	Kg.ano ⁻¹	384,2	714,7	156,5	26009,9	34521,0	1,2	205,6	34521,0
	Ton.ano ⁻¹	0,38	0,7	0,2	25,6	34,1	0,0	0,2	34,1
Seco e frio	Kg.ano ⁻¹	125,4	772,4	106,2	29033,8	34081,3	1,9	191,0	34274,3
	Ton.ano ⁻¹	0,12	0,76	0,1	28,6	33,6	1,0	0,2	33,8
Úmido e quente	Kg.ano ⁻¹	815,3	618,6	240,0	20971,8	35254,3	0,0	229,7	35484,0
	Ton.ano ⁻¹	0,8	0,6	0,2	20,7	34,7	0,0	0,2	35,0

MPS: material particulado em suspensão; PT: fósforo total; P-PO₄⁻: fósforo solúvel reativo; NT: nitrogênio total; N-NO₃⁻: nitrato; N-NO₂⁻: nitrito; N-NH₄⁻: amônia; NID: nitrogênio inorgânico dissolvido.

Os testes estatísticos de *Mann Whitney* realizados com os fluxos de MPS e nutrientes não mostraram diferenças significativas entre os períodos seco e frio e úmido e quente.

A comparação dos resultados dos mesmos parâmetros, entre os três córregos afluentes em ambos os períodos amostrais, mostrou diferenças significativas (p<0,05) entre os córregos para os fluxos de PT e P-PO₄⁻ nos períodos seco e frio e úmido e quente. Os fluxos de MPS apresentaram diferenças significativas (p<0,05) entre os córregos apenas no período seco.

A Tabela 9 apresenta os resultados da correlação de *Spearman* feita com as variáveis físico-químicas e a clorofila a nas subbacias 1, 2 e 3. Observa-se correlações positivas entre a turbidez, condutividade, MPS, fósforo total, fósforo solúvel reativo e amônia. O NT mostrou correlação positiva com o nitrato, o NID e a razão NT/PT e o nitrato mostrou correlação positiva com o NT, o NID e as razões NT/PT e NID/PID. Foi encontrada correlação negativa entre o MPS e as razões NT/PT e NID/PID. A clorofila a não mostrou correlação com nenhuma das demais variáveis.

Na Tabela 10 observa-se o resultado da correlação de *Spearman* realizada com os dados de chuva ponderada (CP), vazão específica (VE), fluxos de MPS e nutrientes, variáveis morfométricas e uso da terra. Observa-se correlações positivas entre a CP, os fluxos de

MPS, fósforo total, fósforo solúvel reativo, nitrato e nitrogênio inorgânico dissolvido, as variáveis morfométricas A, L, Dm, P, Nt, Lt, F, Dd e o uso da terra. Correlações positivas foram encontradas entre os fluxos de MPS e todos os nutrientes incluindo os fluxos de NID e as variáveis morfométricas com exceção do Lcp, Kf e Kc e entre os fluxos de MPS, nutrientes e o uso da terra.

Tabela 9. Matriz de correlação de Spearman para as variáveis turbidez, condutividade, MPS, nutrientes e clorofila a nas subbacias do lago Nova.

	Turb	Cond	MPS	PT	P-PO4	NT	N-NO2	N-NO3	N-NH4	NID	NT/PT	NID/PID	Clor
Turb	1,000000	0,464084	0,832028	0,545692	0,565710	0,134494	0,307568	0,142982	0,513167	0,284593	0,013055	-0,255561	0,359936
Cond	0,464084	1,000000	0,440191	0,235320	0,273597	0,108114	-0,188211	-0,274510	0,016968	-0,160123	-0,009569	-0,244987	0,135963
MPS	0,832028	0,440191	1,000000	0,322609	0,683478	-0,013481	0,144612	-0,051394	0,459665	0,127345	-0,067826	-0,514162	0,332674
PT	0,545692	0,235320	0,322609	1,000000	0,179130	-0,070450	0,208884	0,285715	0,114373	0,312256	-0,337391	0,051416	-0,177953
P-PO4	0,565710	0,273597	0,683478	0,179130	1,000000	-0,145249	-0,179426	-0,097561	0,237443	0,192325	-0,117391	-0,282789	0,388430
NT	0,134494	0,108114	-0,013481	-0,070450	-0,145249	1,000000	0,259822	0,502288	0,237495	0,534789	0,941509	0,235346	0,024166
N-NO2	0,307568	-0,188211	0,144612	0,208884	-0,179426	0,259822	1,000000	0,176385	0,516966	0,149755	0,190807	-0,039587	-0,314444
N-NO3	0,142982	-0,274510	-0,051394	0,285715	-0,097561	0,502288	0,176385	1,000000	0,004792	0,899520	0,472126	0,596683	0,070747
N-NH4	0,513167	0,016968	0,459665	0,114373	0,237443	0,237495	0,516966	0,004792	1,000000	0,118212	0,213525	-0,394422	0,234224
NID	0,284593	-0,160123	0,127345	0,312256	0,192325	0,534789	0,149755	0,899520	0,118212	1,000000	0,489318	0,518357	0,111619
NT/PT	0,013055	-0,009569	-0,067826	-0,337391	-0,117391	0,941509	0,190807	0,472126	0,213525	0,489318	1,000000	0,259696	0,127773
NID/PID	-0,255561	-0,244987	-0,514162	0,051416	-0,282789	0,235346	-0,039587	0,596683	-0,394422	0,518357	0,259696	1,000000	-0,064026
Clor	0,359936	0,135963	0,332674	-0,177953	0,388430	0,024166	-0,314444	0,070747	0,234224	0,111619	0,127773	-0,064026	1,000000

Spearman Rank Order Correlations

MD pairwise deleted

Marked correlations are significant at $p < 0,05$

Turb: turbidez; Cond: condutividade elétrica da água; MPS: material particulado em suspensão; PT: fósforo total; P-PO4: fósforo solúvel reativo; NT: nitrogênio total, N-NO2: nitrito; N-NO3: nitrato; N-NH4: amônia; NID: nitrogênio inorgânico dissolvido; NT/PT: razão NT/PT; NID/PID: razão NID/PID; Clor: clorofila a.

Tabela 10. Matriz de correlação de *Spearman* para as variáveis chuva ponderada, vazão específica, fluxos de material particulado em suspensão e nutrientes, variáveis morfométricas e uso da terra nas subbacias do lago Nova.

	CP	VE	MPS	PT	P-PO4	NT	N-NO2	N-NO3	N-NH4	NID	A	L	Dm	P	Lcp	Nt	Lt	S	F	Kf	Kc	IC	Dd	SN	SS	SU
CP	1,00	-0,30	0,61	0,57	0,56	0,30	0,30	0,56	0,39	0,55	0,61	0,61	0,61	0,61	0,26	0,61	0,61	0,35	0,61	-0,26	-0,35	0,35	0,61	0,61	0,61	0,50
VE	-0,30	1,00	-0,28	-0,39	-0,17	-0,27	-0,39	-0,34	-0,15	-0,35	-0,64	-0,64	-0,64	-0,64	-0,18	-0,64	-0,64	-0,46	-0,64	0,18	0,46	-0,46	-0,64	-0,64	-0,64	-0,47
MPS	0,61	-0,28	1,00	0,87	0,87	0,53	0,72	0,75	0,77	0,75	0,80	0,80	0,80	0,80	0,18	0,80	0,80	0,62	0,80	-0,18	-0,62	0,62	0,80	0,80	0,80	0,56
PT	0,57	-0,39	0,87	1,00	0,77	0,56	0,77	0,85	0,75	0,85	0,90	0,90	0,90	0,90	0,38	0,90	0,90	0,52	0,90	-0,38	-0,52	0,52	0,90	0,90	0,90	0,74
P-PO4	0,56	-0,17	0,87	0,77	1,00	0,38	0,58	0,65	0,58	0,65	0,69	0,69	0,69	0,69	0,18	0,69	0,69	0,51	0,69	-0,18	-0,51	0,51	0,69	0,69	0,69	0,50
NT	0,30	-0,27	0,53	0,56	0,38	1,00	0,55	0,73	0,66	0,73	0,60	0,60	0,60	0,60	0,29	0,60	0,60	0,31	0,60	-0,29	-0,31	0,31	0,60	0,60	0,60	0,51
N-NO2	0,30	-0,39	0,72	0,77	0,58	0,55	1,00	0,65	0,75	0,66	0,71	0,71	0,71	0,71	0,31	0,71	0,71	0,40	0,71	-0,31	-0,40	0,40	0,71	0,71	0,71	0,59
N-NO3	0,56	-0,34	0,75	0,85	0,65	0,73	0,65	1,00	0,78	1,00	0,86	0,86	0,86	0,86	0,55	0,86	0,86	0,31	0,86	-0,55	-0,31	0,31	0,86	0,86	0,86	0,82
N-NH4	0,39	-0,15	0,77	0,75	0,58	0,66	0,75	0,78	1,00	0,79	0,63	0,63	0,63	0,63	0,27	0,63	0,63	0,36	0,63	-0,27	-0,36	0,36	0,63	0,63	0,63	0,52
NID	0,55	-0,35	0,75	0,85	0,65	0,73	0,66	1,00	0,79	1,00	0,86	0,86	0,86	0,86	0,55	0,86	0,86	0,31	0,86	-0,55	-0,31	0,31	0,86	0,86	0,86	0,82
A	0,61	-0,64	0,80	0,90	0,69	0,60	0,71	0,86	0,63	0,86	1,00	1,00	1,00	1,00	0,50	1,00	1,00	0,50	1,00	-0,50	-0,50	0,50	1,00	1,00	1,00	0,87
L	0,61	-0,64	0,80	0,90	0,69	0,60	0,71	0,86	0,63	0,86	1,00	1,00	1,00	1,00	0,50	1,00	1,00	0,50	1,00	-0,50	-0,50	0,50	1,00	1,00	1,00	0,87
Dm	0,61	-0,64	0,80	0,90	0,69	0,60	0,71	0,86	0,63	0,86	1,00	1,00	1,00	1,00	0,50	1,00	1,00	0,50	1,00	-0,50	-0,50	0,50	1,00	1,00	1,00	0,87
P	0,61	-0,64	0,80	0,90	0,69	0,60	0,71	0,86	0,63	0,86	1,00	1,00	1,00	1,00	0,50	1,00	1,00	0,50	1,00	-0,50	-0,50	0,50	1,00	1,00	1,00	0,87
Lcp	0,26	-0,18	0,18	0,38	0,18	0,29	0,31	0,55	0,27	0,55	0,50	0,50	0,50	0,50	1,00	0,50	0,50	-0,50	0,50	-1,00	0,50	-0,50	0,50	0,50	0,50	0,87
Nt	0,61	-0,64	0,80	0,90	0,69	0,60	0,71	0,86	0,63	0,86	1,00	1,00	1,00	1,00	0,50	1,00	1,00	0,50	1,00	-0,50	-0,50	0,50	1,00	1,00	1,00	0,87
Lt	0,61	-0,64	0,80	0,90	0,69	0,60	0,71	0,86	0,63	0,86	1,00	1,00	1,00	1,00	0,50	1,00	1,00	0,50	1,00	-0,50	-0,50	0,50	1,00	1,00	1,00	0,87
S	0,35	-0,46	0,62	0,52	0,51	0,31	0,40	0,31	0,36	0,31	0,50	0,50	0,50	0,50	-0,50	0,50	0,50	1,00	0,50	0,50	-1,00	1,00	0,50	0,50	0,50	0,00
F	0,61	-0,64	0,80	0,90	0,69	0,60	0,71	0,86	0,63	0,86	1,00	1,00	1,00	1,00	0,50	1,00	1,00	0,50	1,00	-0,50	-0,50	0,50	1,00	1,00	1,00	0,87
Kf	-0,26	0,18	-0,18	-0,38	-0,18	-0,29	-0,31	-0,55	-0,27	-0,55	-0,50	-0,50	-0,50	-0,50	-1,00	-0,50	-0,50	0,50	-0,50	1,00	-0,50	0,50	-0,50	-0,50	-0,50	-0,87
Kc	-0,35	0,46	-0,62	-0,52	-0,51	-0,31	-0,40	-0,31	-0,36	-0,31	-0,50	-0,50	-0,50	-0,50	0,50	-0,50	-0,50	-1,00	-0,50	-0,50	1,00	-1,00	-0,50	-0,50	-0,50	0,00
IC	0,35	-0,46	0,62	0,52	0,51	0,31	0,40	0,31	0,36	0,31	0,50	0,50	0,50	0,50	-0,50	0,50	0,50	1,00	0,50	0,50	-1,00	1,00	0,50	0,50	0,50	0,00
Dd	0,61	-0,64	0,80	0,90	0,69	0,60	0,71	0,86	0,63	0,86	1,00	1,00	1,00	1,00	0,50	1,00	1,00	0,50	1,00	-0,50	-0,50	0,50	1,00	1,00	1,00	0,87

SN	0,61	-0,64	0,80	0,90	0,69	0,60	0,71	0,86	0,63	0,86	1,00	1,00	1,00	1,00	0,50	1,00	1,00	0,50	1,00	-0,50	-0,50	0,50	1,00	1,00	1,00	0,87
SS	0,61	-0,64	0,80	0,90	0,69	0,60	0,71	0,86	0,63	0,86	1,00	1,00	1,00	1,00	0,50	1,00	1,00	0,50	1,00	-0,50	-0,50	0,50	1,00	1,00	1,00	0,87
SU	0,50	-0,47	0,56	0,74	0,50	0,51	0,59	0,82	0,52	0,82	0,87	0,87	0,87	0,87	0,87	0,87	0,87	0,00	0,87	-0,87	0,00	0,00	0,87	0,87	0,87	1,00

Spearman Rank Order Correlations

MD pairwise deleted

Marked correlations are significant at $p < 0,05$

CP: chuva ponderada; VE: vazão específica; MPS: material particulado em suspensão; PT: fósforo total; P-PO4: fósforo solúvel reativo; NT: nitrogênio total, N-NO2: nitrito; N-NO3: nitrato; N-NH4: amônia; NID: nitrogênio inorgânico dissolvido; A: área; L: maior comprimento; Dm: largura média; P: perímetro; Lcp: comprimento do curso principal; Nt: número total de segmentos de rio; Lt: extensão da rede de drenagem; S: declividade média; F: frequência de rios; Kf: fator de forma; Kc: coeficiente de compacidade; IC: índice de circularidade; Dd: densidade de drenagem; SN: sistemas naturais; SS: sistemas seminaturais e SU: sistemas urbanos.

O resultado da análise de componente principal (ACP) realizada com as variáveis físico-químicas, hidroquímicas e a clorofila a, obtidas nas três subbacias, mostrou que os componentes 1 e 2 explicaram 73,0% da variação, sendo 51,1% referente ao eixo 1 e 21,9% referente ao eixo 2.

O resultado da ACP (Figura 8) mostrou-se fortemente influenciado pelas variáveis NT, NID/PID, NT/PT, NID, MPS, P-PO₄⁻ e PT. Para o componente 1 as contribuições relativas foram iguais a 0,64 para NT, 0,51 para NID/PID, 0,40 para NT/PT, 0,38 para NID, -0,06 para MPS, -0,05 para P-PO₄⁻ e -0,04 para PT enquanto para o componente 2 foram iguais a -0,52 para NT, 0,68 para NID/PID, -0,33 para NT/PT, 0,29 para NID, -0,10 para MPS, -0,10 para P-PO₄⁻ e 0,17 para PT.

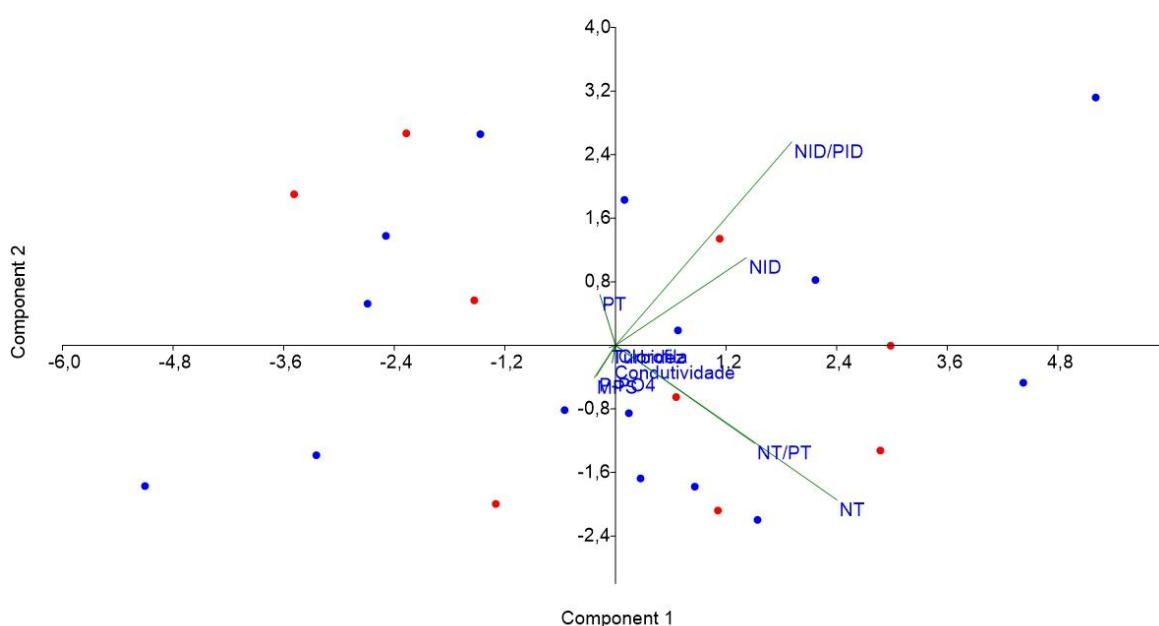


Figura 8. Análise de componente principal (ACP) das variáveis físico-químicas, hidroquímicas e clorofila a nas três subbacias do lago Nova (círculos azuis referem-se ao período seco e frio e círculos vermelhos ao período úmido e quente).

Turb: turbidez; Cond: condutividade; MPS: material particulado em suspensão; PT: fósforo total; P-PO₄: fósforo solúvel reativo; NT: nitrogênio total; NID: nitrogênio inorgânico dissolvido; NT/PT: razão NT/PT; NID/PID: razão NID/PID; Clor: clorofila a.

O resultado da análise de componente principal (ACP) realizada com a chuva ponderada (CP), vazão específica (VE), fluxos de MPS e nutrientes, variáveis morfométricas e uso da terra nas subbacias 1, 2 e 3 mostrou que os componentes 1 e 2 explicaram 84,1% da variação sendo 71,9% referente ao eixo 1 e 12,2% referente ao eixo 2.

O resultado da ACP (Figura 9) mostrou-se fortemente influenciado pela chuva ponderada, fluxos de NT, NID, PT, P-PO₄⁻ e MPS, pelas variáveis morfométricas Nt (número total de segmentos de rio), A (área), Lt (extensão da rede de drenagem) e S (declividade) e, quanto ao uso da terra, pelos sistemas naturais (SN) e seminaturais (SS) (Tabela 11).

Para o componente 1, as maiores contribuições relativas foram do NID (0,38) e da CP (0,36) e para o componente 2, da CP (0,83) e do NT (0,50) (Tabela 11).

Na ACP (Figura 9) observa-se os comportamentos distintos das subbacias 1, 2 e 3 com relação às variáveis analisadas. A subbacia 2 apresenta-se associada aos maiores fluxos de NT e NID.

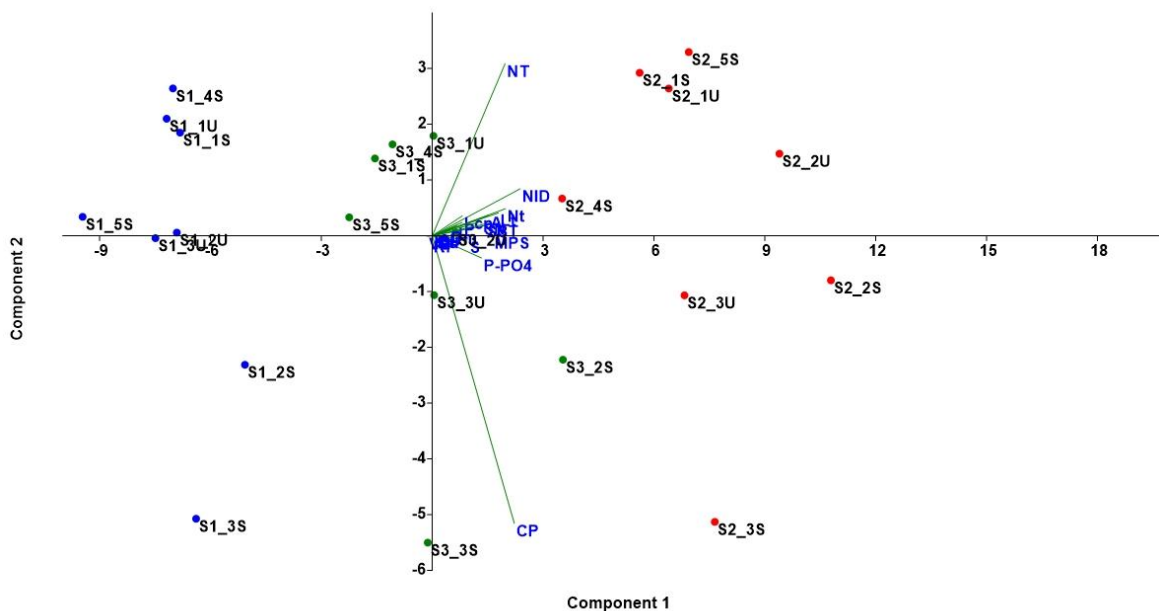


Figura 9. Análise de componente principal (ACP) da chuva ponderada, vazão específica, fluxos de MPS e nutrientes, variáveis morfométricas e uso da terra nas três subbacias do lago Nova (círculos azuis referem-se à subbacia 1, círculos vermelhos à subbacia 2 e círculos verdes à subbacia 3).

CP: chuva ponderada; VE: vazão específica; MPS: material particulado em suspensão; PT: fósforo total; P-PO₄⁻: fósforo solúvel reativo; NT: nitrogênio total; NID: nitrogênio inorgânico dissolvido; A: área; L: maior comprimento; Dm: largura média; P: perímetro; Lcp: comprimento do curso principal; Nt: número total de segmentos de rio; Lt: extensão da rede de drenagem; S: declividade média; F: frequência de rios; Kf: fator de forma; Kc: coeficiente de compacidade; IC: índice de circularidade; Dd: densidade de drenagem; SN: sistemas naturais; SS: sistemas seminaturais e SU: sistemas urbanos; S1: subbacia 1; S2: subbacia 2; S3: subbacia 3.

Tabela 11: Contribuições relativas da chuva ponderada, vazão específica, fluxos de MPS e nutrientes, variáveis morfométricas e uso da terra nas subbacias do lago Nova.

	C1	C2
CP	0,36	0,83
VE	-0,02	0,00
MPS	0,26	0,00
PT	0,27	0,03
P-PO4	0,21	-0,06
NT	0,31	0,50
NID	0,38	0,13
A	0,24	0,05
L	0,10	0,02
Dm	0,07	0,01
P	0,13	0,04
Lcp	0,13	0,05
Nt	0,32	0,08
Lt	0,29	0,06
S	0,15	-0,01
F	0,02	0,06
Kf	0,00	0,00
Kc	0,00	0,00
IC	0,00	0,00
Dd	0,00	0,00
SN	0,21	0,04
SS	0,22	0,03
SU	0,02	0,00

CP: chuva ponderada; VE: vazão específica; MPS: material particulado em suspensão; PT: fósforo total; P-PO₄⁻: fósforo solúvel reativo; NT: nitrogênio total; NID: nitrogênio inorgânico dissolvido; A: área; L: maior comprimento; Dm: largura média; P: perímetro; Lcp: comprimento do curso principal; Nt: número total de segmentos de rio; Lt: extensão da rede de drenagem; S: declividade média; F: frequência de rios; Kf: fator de forma; Kc: coeficiente de compacidade; IC: índice de circularidade; Dd: densidade de drenagem; SN: sistemas naturais; SS: sistemas seminaturais e SU: sistemas urbanos; S1: subbacia 1; S2: subbacia 2; S3: subbacia 3.

4. Discussão

A bacia hidrográfica do lago Nova e suas subbacias possuem porte pequeno a médio, considerando os valores de área, eixo longitudinal, largura média e perímetro. O formato ou morfometria da bacia hidrográfica é importante na determinação do tempo de concentração ou do tempo necessário para que toda a bacia contribua para o seu exutório após um evento de precipitação. Quanto maior o tempo de concentração, menor será a vazão máxima de enchente, quando as demais características são constantes (Tucci, 1995).

A densidade de drenagem na bacia hidrográfica e subbacias variaram de 0,8 (LN1) a 1,74 km/km² (LN2). De acordo com Vilella & Mattos (1975) e Almeida et al., (2009) a densidade de drenagem varia de 0,5 km/km² a 3,5 km/km², desde bacias com drenagem pobre até bacias bem drenadas. Portanto, a bacia do lago Nova possui níveis baixos a intermediários de desenvolvimento de drenagem o que pode indicar a ocorrência de solos e rochas permeáveis, já que em solos impermeáveis o escoamento superficial é facilitado e possibilita a formação de canais (Horton, 1945; Ferreira et al., 2013). Com relação à frequência de rios, os valores registrados também são baixos, o que indica que a bacia possui poucos cursos d'água e capacidade reduzida de gerar novos canais.

O fator de forma (Kf), o coeficiente de compacidade (Kc) e o índice de circularidade (IC) são índices que se relacionam com formas geométricas permitindo conhecer a forma da bacia. O fator de forma obtido para a bacia hidrográfica e subbacias, com exceção da LN3 (1,83), é baixo, indicando forma alongada e menor possibilidade de ocorrência de inundações devido à menor probabilidade de ocorrerem chuvas fortes em vários pontos da bacia ao mesmo tempo (Christofolletti, 1981). Esses resultados são corroborados pelos valores do coeficiente de compacidade maiores que 1 e do índice de circularidade menores que 1. Assim, o Kf, Kc e IC indicam que a bacia e as subbacias apresentam formato alongado e irregular que, em condições normais de precipitação, têm baixa predisposição à enchentes. Tonello et al., (2006) encontraram valores semelhantes na bacia hidrográfica do rio Cachoeira das Pombas (MG) (Kf = 1,57; Kc = 0,4; IC = 0,39), ou seja, fator de forma baixo e coeficiente de compacidade e índice de circularidade diferentes da unidade configurando uma bacia de formato alongado e sugerindo elevado tempo de concentração e baixo risco de enchentes.

Relevo ondulado a fortemente ondulado predominam na bacia do lago Nova. Embora alguns parâmetros indiquem pouca susceptibilidade a enchentes, o relevo apresenta condição declivosa que favorece os processos erosivos. Isso faz da declividade um fator importante no planejamento da bacia a fim de garantir maior controle no uso da terra, recuperação de áreas frágeis e eficiência das intervenções antrópicas (Tonello et al., 2006). Aspectos morfométricos diferenciados nas subbacias, com destaque para a declividade, podem indicar comportamentos hidrológicos distintos e exigir diferentes estratégias de gestão e manejo.

O tipo de uso da terra no entorno de corpos hídricos é um fator que leva a alterações nos ecossistemas aquáticos e afeta a temperatura e a luminosidade da água, o ciclo hidrológico, os fluxos de sedimento e nutrientes, as trocas com a água subterrânea e as entradas de água nos córregos (Konrad & Booth, 2005; Walsh et al., 2005; Dallas & Rivers-Moore, 2011).

Aliado à considerável declividade, o uso da terra na bacia e subbacias estudadas mostra predominância de sistemas seminaturais, o que requer maior atenção nos processos de gerenciamento. Barroso & Mello (2013) constataram que 69,5% da área da bacia hidrográfica do lago Nova está ocupada por sistemas seminaturais, o que é corroborado neste estudo. 79,7% das áreas no entorno do lago (100 m) e 76,8% no entorno dos córregos (30 m), também se encontram ocupadas por sistemas seminaturais (Barroso & Mello, 2013). Esta situação é comum em muitas áreas (Cooper et al., 2013) e, em regiões de clima mediterrâneo, 86% do uso da terra está representado por atividades humanas, tais como, agricultura, pastagem e áreas urbanas (Cooper et al., 2013).

Rios são ecossistemas vulneráveis à poluição e às alterações no uso da terra, aceleradas por atividades agrícolas e pelo crescente processo de urbanização nas bacias hidrográficas (Malmqvist & Rundle, 2002, Walsh et al., 2005). O desenvolvimento intensifica a entrada de nutrientes nos ecossistemas aquáticos. Embora, em um primeiro momento, maiores quantidades de nutrientes levem a um incremento da biodiversidade (Odum et al., 1979; Niyogi et al., 2007), concentrações excessivas representam ameaças ao funcionamento dos sistemas aquáticos (Smith, 2003; Hilton et al., 2006). Na literatura é recorrente identificar a intensificação do desmatamento para implementação de atividades agropecuárias e, considerando a necessidade de água demandada por estas atividades, é cada vez mais comum a construção de barragens para irrigação. Estas

atividades são comuns na região do Baixo Rio Doce e foram identificadas através do levantamento do uso da terra na bacia e durante as atividades em campo.

Barroso & Mello (2013) identificaram 44 barragens ($0,32 \text{ km}^2$) na bacia do lago Nova, sendo 34 ($0,23 \text{ km}^2$) na subbacia 2 e 10 ($0,09 \text{ km}^2$) na subbacia 3. Considerando que as barragens causam a fragmentação fluvial com repercussões sobre os fluxos hidrológicos e que os processos de erosão, transporte e deposição de sedimentos sofrem variações temporais e são interdependentes em termos espaciais, as modificações nos fluxos de água, condicionadas pelas barragens, podem influenciar a dinâmica e funcionamento do corpo hídrico (Zalewski et al., 1997). Assim, é possível que as barragens na bacia do lago Nova influenciem seu regime hidrológico, principalmente nas áreas à jusante com implicações para os usos da água, em especial a irrigação, pela elevada demanda. Durante os trabalhos de campo verificou-se, no período seco, que as subbacias do lago Nova têm seu fluxo reduzido ou mesmo interrompido devido às tomadas de água à montante para irrigação. Barroso et al., (2012) fez a mesma constatação em outras bacias no Baixo Rio Doce. Esta situação é também evidente em diversos outros ecossistemas fluviais (Tundisi, 1999; Kennard, et al., 2010; Cooper et al., 2013).

As razões NT/PT e NID/PID apresentaram valores elevados nas três subbacias afluentes do lago Nova em ambos os períodos estudados (Tabela 5). Conforme Bidone et al., (1999) a razão N/P comparada ao uso da terra apresenta valores entre 10 e 100 em ecossistemas fluviais de pequeno a grande porte que ainda mantêm características naturais. Pequenos rios moderadamente poluídos podem apresentar razões N/P variando de 1 a 10. Em rios de pequeno porte altamente poluídos a razão $\text{N-NO}_3^-/\text{P}$ pode variar de 0,1 a 1 enquanto a razão NID/P pode variar de 1 a 10. Em rios maiores de áreas populosas o intervalo é de 10 a 100.

Ao considerarmos o balanço entre as entradas e saídas dos três córregos tributários e do córrego de drenagem no lago Nova, em todas as campanhas amostrais foi constatado balanço hídrico negativo. O déficit hídrico ocorre provavelmente pelo fato do lago regularizar uma vazão superior ao fluxo de água aportado pelos córregos tributários, o que, por sua vez, pode estar associado ao acúmulo de água na época úmida e quente e à entrada de água subterrânea e de outros tributários não identificados. O déficit é mais significativo no período seco e frio sendo possivelmente subestimado devido à tomada d'água por sistemas de bombeamento, localizados nas margens do lago e nos córregos, para fins de irrigação.

Em estudos que visam à gestão das bacias hidrográficas, a análise das chuvas, vazões e fluxos de sedimentos e nutrientes associados ao uso da terra constituem ferramentas importantes para conhecer as alterações ambientais e propor estratégias de gerenciamento. Devido à crescente ameaça aos sistemas fluviais, a redução dos fluxos de sedimentos e nutrientes nos corpos d'água e a gestão efetiva das suas fontes requerem como medida inicial, o conhecimento da situação atual das concentrações e suas fontes (Bowes et al., 2008). De acordo com Bowes et al, (2008) existe atualmente uma ampla gama de estratégias disponíveis aos tomadores de decisão para a redução dos fluxos de nutrientes. Contudo, as medidas visando à gestão precisam ser orientadas pelo conhecimento da área e buscar melhorias efetivas na ecologia do ecossistema.

Devido à sua área maior em relação às subbacias 1 e 3, a subbacia 2 e suas contribuições de material particulado em suspensão e nutrientes para o lago Nova merecem especial atenção pelos gestores. A subbacia 2 tem quase 50% de sua área em relevo fortemente ondulado e abrange o município de Rio Bananal, cujo esgoto doméstico é lançado no rio sem nenhum tratamento. Considerando a população residente no município (17.530 habitantes) (IBGE, 2010) e a estimativa de carga de nitrogênio total e fósforo total presentes no esgoto doméstico (von Sperling, 2005) as quantidades de nutrientes despejadas no rio Bananal (subbacia 2) pelo esgoto doméstico municipal seriam de aproximadamente 50 Ton.ano⁻¹ de nitrogênio total e 14 Ton.ano⁻¹ de fósforo total. Os dados deste estudo, considerando as contribuições das três subbacias, mostram um fluxo anual médio de 25,6 Ton.ano⁻¹ de nitrogênio total e 0,7 Ton.ano⁻¹ de fósforo total sendo as maiores contribuições oriundas da subbacia 2 (aproximadamente 80% para PT e NT) . O local de amostragem na subbacia 2 fica a cerca de 30 km da cidade de Rio Bananal, possibilitando a ocorrência de autodepuração dos esgotos domésticos lançados no rio.

Bidone et al., (1999), analisando as concentrações de nutrientes em diferentes córregos, encontraram concentrações médias de nitrato, amônia e fósforo solúvel reativo iguais a 0,07 mg.L⁻¹, 0,05 mg.L⁻¹ e 0,06 mg.L⁻¹, respectivamente, em córregos sob a influência de moderadas atividades agrícolas e pecuárias. Em córregos poluídos por esgotos domésticos as concentrações de nutrientes foram de 0,42 mg.L⁻¹ para nitrato, 2,52 mg.L⁻¹ para amônia e 0,78 mg.L⁻¹ para fósforo solúvel reativo. Áreas altamente poluídas por esgotos domésticos apresentaram concentrações de 0,29 mg.L⁻¹ de nitrato, 5,10 mg.L⁻¹ de amônia e 1,36 mg.L⁻¹ de fósforo solúvel reativo enquanto em áreas poluídas por

esgotos industriais as concentrações foram iguais a $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$ de nitrato, $2,5 \text{ mg.L}^{-1}$ de amônia e $0,6 \text{ mg.L}^{-1}$ de fósforo solúvel reativo.

Figueiredo et al., (2015) encontraram valores de PT iguais a $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$, $11,83 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,6 \text{ mg.L}^{-1}$, valores de nitrato iguais a $0,8 \text{ mg.L}^{-1}$, $2,3 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,9 \text{ mg.L}^{-1}$ e valores de amônia iguais a $3,7 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ em estudo realizado na bacia do rio Doce em 2009, 2010 e 2011, respectivamente.

Práticas agrícolas intensivas estão entre os principais responsáveis pelo aumento nos fluxos de nitrogênio das bacias hidrográficas (Whelan et al., 2010). Pesquisas realizadas na Inglaterra sugerem que o fluxo anual de nitrogênio total, incluindo formas dissolvidas e particuladas, varia de 504 a $1004 \text{ Ton.ano}^{-1}$, sendo 70% constituído por nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), principalmente na forma de nitrato (Whelan et al., 2010).

Em áreas dominadas por atividades agrícolas e pastagens os nutrientes têm origem principalmente nos processos erosivos. Áreas com maior declividade e solos propensos à erosão em situações de precipitação intensa sofrem um incremento nas entradas de sedimentos e nutrientes nos corpos hídricos receptores (Huang et al., 2013a). Outra situação preocupante na bacia é a provável perda de solo, evento comum em áreas cultivadas (Persson, 2001), e que pode ser um dos principais reguladores das concentrações de fósforo em rios e lagos (Huang et al., 2013a). Huang et al. (2013b), constataram que a perda de solo em áreas cultivadas constituem a principal fonte de nitrogênio e fósforo total em duas áreas costeiras na China. Souza e Knoppers (2003) em estudo realizado na bacia do rio São Francisco e Atlântico Leste mostram que as descargas de sedimentos foram pouco influenciadas pelo gradiente climático e muito influenciadas por fatores morfométricos como tamanho e declividade das bacias. Além disso, o despejo de efluentes domésticos e a urbanização constituem fontes importantes de nitrogênio e fósforo (Busse et al., 2006, Klose et al., 2012). Observa-se que a bacia hidrográfica do lago Nova apresenta um conjunto de características que podem, no futuro, comprometer a qualidade da água influenciando os seus usos e trazendo consequências danosas às comunidades do entorno.

As subbacias estudadas constituem tributários de um ecossistema lacustre, por isso, o monitoramento da concentração e transporte de nutrientes e materiais em suspensão são fundamentais para a prevenção e combate à eutrofização no lago (Souza & Knoppers,

2003; Akraši, 2005). Este tipo de monitoramento é comum em programas de prevenção à eutrofização como ocorre na Suécia desde 1965 (Persson, 2001).

Fontes de sedimentos e nutrientes podem ter origem pontual ou difusa. As fontes pontuais diminuem com o aumento do fluxo do rio, quando ocorre diluição dos poluentes (Cooper et al., 2002; Jarvie et al., 2006; Jordan et al., 2007; Wood et al., 2005; Bowes et al., 2008). Com as fontes difusas acontece o contrário, as concentrações aumentam com o fluxo do rio. Em rios nos quais as fontes pontuais são dominantes, a taxa constante da entrada de nutrientes significa que as concentrações serão mais altas em situações de fluxos baixos e menores com o aumento do fluxo do rio. Rios que recebem principalmente contribuições de fontes difusas mostram um aumento das cargas de nutrientes com o aumento do fluxo do rio (Cooper et al., 2002; Jarvie et al., 2006; Jordan et al., 2007; Wood et al., 2005; Bowes et al., 2008). Nas subbacias do lago Nova as maiores concentrações de nutrientes foram observadas no período seco e frio, o que pode ser explicado pelas condições atípicas de precipitação. Contudo, ao analisarmos os fluxos de nutrientes em termos anuais (Kg.ano^{-1} e Ton.ano^{-1}) observam-se maiores concentrações no período úmido e quente.

Fontes não pontuais de nutrientes são difíceis de determinar porque tem origem em atividades dispersas e variam no tempo devido às condições climáticas (Carpenter et al., 1998). Palmeri et al., (2005) em estudo no rio Po na Itália constataram que o nitrogênio é oriundo principalmente de fontes difusas como as atividades agrícolas e que quantidades significativas de fósforo vêm de estações de tratamento de esgotos. Em estudo realizado em uma bacia subtropical na China foram detectados que 35% ($1.091 \text{ Ton.ano}^{-1}$) do aporte de fósforo na bacia têm origem na atividade pecuária, sendo esta a principal fonte de poluição seguida pela disposição de esgotos domésticos e erosão do solo. O estudo, que avaliou as concentrações de fósforo total em fontes pontuais e não pontuais, também concluiu que 94% da carga de fósforo que chega ao rio tem origem em fontes não pontuais (Huang et al., 2013a).

A classificação do uso da terra na bacia do lago Nova mostra que as fontes difusas são as mais importantes. Contudo não foram verificadas diferenças significativas de vazão e fluxos de material em suspensão e nutrientes entre os períodos seco e frio e úmido e quente. Esse resultado deve-se provavelmente a situações atípicas de precipitação nos períodos estudados com ocorrência de chuvas nos meses de agosto e setembro (2012) e baixa pluviosidade nos meses de dezembro (2012) e março (2013) (Figura 2).

As fontes difusas, comuns em muitas bacias, são responsáveis por grande quantidade dos nutrientes que chegam às águas de superfície. Na agricultura, as entradas de nitrogênio e fósforo na forma de fertilizantes, geralmente excedem as saídas de produtos levando a um acúmulo de nutrientes no solo, posteriormente transportados para os ecossistemas aquáticos (Carpenter et al., 1998). Na pecuária, os fluxos de nutrientes para ecossistemas aquáticos estão diretamente relacionados à densidade de animais. A agricultura e a pecuária são importantes atividades em muitas bacias e por isso, precisam ser gerenciadas em associação com a gestão dos usos das águas e da terra.

Normalmente a proporção de áreas agrícolas e urbanas pode ser correlacionada com a qualidade da água na bacia hidrográfica (Hunsaker & Levine, 1995), assim como, elevados índices de vegetação natural preservada estão diretamente relacionados à maior biodiversidade da fauna e da flora sendo um indicador da integridade ambiental da bacia (Chaves & Alipaz, 2006). O fósforo, por exemplo, é um dos nutrientes essenciais ao fitoplâncton e macrófitas aquáticas, sendo geralmente estável em ambientes naturais. Contudo, a intensificação da agricultura e da urbanização tem levado a um enriquecimento generalizado desse nutriente nas águas superficiais causando problemas ambientais, econômicos e sociais em diversos níveis (Withers & Jarvie, 2008). A eutrofização das águas, causada pelo enriquecimento biológico de águas superficiais e acelerada pelas entradas antropogênicas de nutrientes, é um dos maiores problemas de qualidade das águas de superfície da atualidade (Kleinman et al., 2009), conforme discutido no capítulo 3.

Alterações no uso da terra causam variações hidrológicas como o aumento dos fluxos nas épocas chuvosas com picos de inundação, maior escoamento superficial e diminuição dos fluxos nas épocas secas (Konrad & Booth, 2005). Como as alterações no uso da terra afetam recursos primários (disponibilidade de nutrientes e luz), efeitos também podem ocorrer na biomassa de algas e na composição de espécies aquáticas (Busse et al., 2006; Delgado et al., 2012; Klose et al., 2012). Embora os organismos tenham adaptações para sobreviver às variações nos fluxos, as mudanças no uso da terra podem levar a distúrbios intensos que excedem as suas capacidades de recuperação, principalmente em situações de inundação e secas prolongadas (Bêche et al., 2009). Conforme discutido no capítulo 3, as condições climáticas, o uso da terra e a consequente variação na entrada de nutrientes do sistema terrestre para o aquático influencia a estrutura de comunidades fitoplanctônicas (Ferrareze, 2012).

Atualmente, o termo fluxos ambientais tem sido utilizado para se referir à qualidade e quantidade dos fluxos de água necessários à manutenção dos ecossistemas aquáticos e dos seus bens e serviços fornecidos às comunidades humanas. A importância de garantir água em quantidade e qualidade nos ecossistemas é cada vez mais reconhecida por pesquisadores e gestores (Acreman & Ferguson, 2010) o que pode contribuir para um gerenciamento holístico voltado para a importância ecológica dos ecossistemas.

Diversos processos biogeoquímicos, aspectos morfométricos, hidrológicos e biológicos, além das interferências antropogênicas atuam no controle da qualidade e quantidade de água nas bacias hidrográficas. Muitos desses processos não são conhecidos de forma satisfatória pelos gestores, tomadores de decisão e comunidades locais. Por isso, é importante intensificar as pesquisas sobre fluxos de água, sedimentos e nutrientes associados ao uso da terra nas bacias hidrográficas e seus aportes para lagos, estuários e áreas costeiras; utilizar as melhores informações disponíveis; promover a integração entre pesquisadores e gestores e incluir o aspecto ecológico entre os usos dos ecossistemas aquáticos.

5. Conclusões

A bacia hidrográfica do lago Nova e suas subbacias possuem porte pequeno a médio, desenvolvimento de drenagem intermediário, formato alongado e irregular com baixa predisposição a enchentes e relevo ondulado a fortemente ondulado. Na bacia e subbacias predominam sistemas seminaturais, principalmente agricultura e pastagens. As fontes difusas constituem os principais contribuintes de material particulado em suspensão e nutrientes das subbacias para o lago. A subbacia 2 ou rio Bananal responde pela maior parte da descarga fluvial e fluxos de material particulado em suspensão e nutrientes para o lago merecendo especial atenção dos gestores. O conhecimento e monitoramento da concentração e transporte de nutrientes e materiais em suspensão oriundos das subbacias são fundamentais para a prevenção e combate à eutrofização no lago Nova e para a manutenção da água em qualidade e quantidade e dos bens e serviços fornecidos pela bacia hidrográfica, subbacias e pelo lago Nova.

Agradecimentos

Agradecemos ao Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA/ES), à Secretaria de Estado da Agricultura, Abastecimento, Aquicultura e Pesca (SEAG/ES), à Associação dos Aquicultores de Linhares (AQUALIN), à equipe do LIMNOLAB/UFES, ao Sr. Licélio Camata, Felipe Bastos e Geovane Sartori pelo auxílio nos trabalhos de campo. Agradecemos à Larissa Bertoldi, Ana Carolina Trindade, Lidiana Zamprogno, Julia Paula Soprani, João Guilherme Salvador Deodoro, Flora Gomes e Juciene Figueiredo pelo auxílio nas análises de nutrientes; à Larissa Bertoldi e Thayana Alencar pelo auxílio nas análises estatísticas.

Referências

- Acreman, M. C. & Ferguson, J. D. 2010. Environmental flows and the European Water Framework Directive. *Freshwater Biology* 55: 32-48.
- Akrasi, S. A. 2005. The assessment of suspended sediment inputs to Volta lake. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 10 179-186.
- Almeida, A. Q., Santos, A. R., Souza, C. A. M., Tulli, L. M. A. 2009. Uso de técnicas de sensoriamento remoto na análise multitemporal do desmatamento ocorrido na microbacia do córrego do Galo, Domingos Martins, ES. *Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal*, 14: 74-88.
- ANA (National Water Agency). 2013. Disponível em <<http://www.hidroweb.ana.gov.br>>. Access in January 2013.
- APHA. 2005. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Ed. by American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation. United Book Press, Baltimore, MD. 21st Edition.
- Barroso, G. F. Garcia, F. C. Gonçalves, M. A. Martins, F. C. O. VenturinI, J. C. Sabadini, S. C. Azevedo, A. K. Freitas, A. C. T. Delazari-Barroso, A. Bertoldi, L.2012. *Estudos Integrados no Sistema Lacustre do Baixo Rio Doce (Espírito Santo)*. In: Seminário Nacional de Gestão Sustentável de Ecossistemas Aquáticos: Complexidade, Interatividade e Ecodesenvolvimento, COPPE/UFRJ.
- Barroso, G.F. & Mello, F.A. de O. 2013. Landscape compartments and indicators of environmental pressures on fluvial and lacustrine ecosystems of the Lower Doce River Valley. Proceedings of the 15th Brazilian Symposium of Applied Physical Geography. Vitória, UFES, 158-165p. available at <http://www.xvsbgfa2013.com.br/anais/> (In Portuguese).
- Barroso, G. F., Goncalves, M. A. & Garcia, F. C. 2014. The Morphometry of Lake Palmas, a Deep Natural Lake in Brazil. *PLoS ONE* 9 (11): e111469. doi:10.1371/journal.pone.0111469.
- Baumgarten M.G.Z., Wallner-Kersanach M. & Niencheski L.F.H. 2010. *Manual de análises em oceanografia química*, 2 ed. FURG, Rio Grande, 132 p.

- Bêche, L. A., Connors, P. G., Resh, V. H. & Merenlender, A. M. 2009. Resilience of fishes and invertebrates to prolonged drought in two California streams. *Ecography* 32: 778–788.
- Bidone, E. D., Silva Filho, E. V., Guerra, T., Barroso, L. V. & Ovalle, A. R. C. 1999. Natural and cultural nutrient level in rivers of small coastal watersheds, S-SE, Brazil. In: *Environmental Geochemistry of Coastal Lagoon Systems, Rio de Janeiro, Brazil*. Eds. Knoppers, B., Bidone, E. D. & Abrão, J. J. Série Geoquímica Ambiental, 6: 89-103.
- Bowes, M. J., Smith, J. T., Jarvie, H. P., Neal, C. 2008. Modelling of phosphorus inputs to rivers from diffuse and point sources. *Science of the Total Environment* 395: 125-138.
- Busse, L. B., Simpson, J. C. & Cooper, S. D. 2006. Relationships among nutrients, algae, and land use in urbanized southern California streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 63: 2621–2638.
- Cardoso, C. A., Dias, H. C. T., Soares, C. P. B., Martins, S. V. 2006. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. *Revista Árvore*, 30 (2): 241-248.
- Carmouze, J. P. 1994. *O metabolismo dos ecossistemas aquáticos. Fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas*. Editora Edgard Blücher/ FAPESP. São Paulo. 253p.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., CorreL, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N. & Smith, V. H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8 (3) 559-568.
- Chaves, H. M. L., Alipaz, S. 2006. An integrated indicator based on basin hydrology, environment, life, and policy: the watershed sustainability index. *Water Resources Manage.* DOI 10.1007/s11269-006-9107-2.
- Christofoletti, A. 1974. *Geomorfologia*. 1ª ed. São Paulo: Editora Edgard Blücher. 149p.
- Christofoleti, A. 1981. *Geomorfologia Fluvial*. São Paulo: Editora Edgard Blücher. 313p.
- Cooper, D. M., House, W. A., May L. & Gannon, B. 2002. The phosphorus budget of the Thames catchment, Oxfordshire, UK: 1. Mass balance. *Science of the Total Environment* 282: 233-51.
- Cooper, S. D., Lake, P. S., Sabater, S., Melack, J. M. & Sabo, J. L. 2013. The effects of land changes on streams and rivers in mediterranean climates. *Hydrobiologia* 719: 383-425.
- Dallas, H. F. & Rivers-Moore, N. A. 2011. Micro-scale heterogeneity in water temperature. *Water SA* 37: 505–512.
- Delgado, C., Pardo, I. & Garcia, L. 2012. Diatom communities as indicators of ecological status in Mediterranean temporary streams (Balearic Islands, Spain). *Ecological Indicators* 15: 131–139.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1979. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). *Súmula da 10ª reunião Técnica de Levantamento de Solos*. Rio de Janeiro. 83p.

- Feitoza, L.R., Castro, L.L.F de, Resende, M., Zangrande, M.B., Stocking, M.S., Borel, R.M.A., Fulin, E.A., Cerqueira, A.F., Salgado, J.S., Feitoza, H.N., Stock, L.A., Dessaune Filho, N., Mank, A.M., Keringa, W. & Martinez, J.A. 2001. *Mapa das Unidades Naturais do Espírito Santo*. EMCAPA, Vitória.
- Ferrareze, M. 2012. The effect of the land use on phytoplankton assemblages of a Cerrado stream (Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia*. 24 (1) 43-51.
- Ferreira, G. A., Ferreira, V. O., Brito, J. L. S., 2013. Fisiografia da subbacia do rio das Pedras, em Uberlândia e Tupaciguara/MG: subsídios para gestão de recursos naturais. *Caminhos da Geografia*, 14 (45): 81-99.
- Figueiredo, J. A., Noriega, C. D., Oliveira, E. M. C., Neto, R. R., Barroso, G. F. & Araújo Filho, M. 2015. Avaliação biogeoquímica de águas fluviais com ênfase no comportamento dos compostos de nitrogênio e fósforo total para diagnoses provenientes do sistema aquático Bacia do Rio Doce, no Espírito Santo. *Geochimica Brasiliensis* (Aceito para publicação).
- Foley, J. A., De Fries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G. Carpenter, S. R. Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, C., Ramankutty, N. & Snyder, P. K. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309: 570-574.
- Hilton, J., O'Hare, M., Bowes, M.J. & Jones, J.I. 2006. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Science of the Total Environment*, 365: 66-83
- Horton, R. E. 1945. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. *Bulletin of the Geological Society of America*, New York, 56 (3): 275-370.
- Huang, J., Lin, J., Zhang, Y., Li, Q., Hong, H. 2013a. Analysis of phosphorus concentration in a subtropical river basin in southeast China: implications for management. *Ocean & Coastal Management* 81: 29-37.
- Huang, J. Li, Q., Tu, Z., Pan, C., Zhang, L., Ndokoye, P. Lin, J. and Hong, H. 2013b. Quantifying land-based pollutant loads in coastal area with sparse data: Methodology and application in China. *Ocean & Coastal Management*, 81: 14-28.
- Hunsaker, C. T. & Levine, D. A. 1995. Hierarchical approaches to the study of water quality in rivers. *BioScience* 45:193–203.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2010. Censo demográfico 2010. Disponível em www.ibge.gov.br. Acesso em 12 de outubro de 2014.
- IEMA (Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos). 2008. Ortofotomosaico IEMA 2007/2008. Escala 1:15.000, resolução espacial de 1m, blocos de imagens de 10x10km.
- Jarvie, H. P., Neal, C., Withers, P. J. A. 2006. Sewage—effluent phosphorus: a greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus? *Science of the Total Environment* 360: 246-53.
- Kjerfve, B., Schettini, C.A.F., Knoppers, B., Lessa, G. & Ferreira, H.O. 1996. Hydrology and salt balance in a large hypersaline coastal lagoon: Lagoa de Araruama, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 42: 701-725.

- Kjerfve, B., Ribeiro, C.H.A., Dias, G.T.M., Filippo, A.M. & Quaresma, V. da S. 1997. Oceanographic characteristics of an impacted bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. *Continental Shelf Research* 17(13): 1609-1643.
- Johnson, L. B. & Host, G. E. 2010. Recent developments in landscape approaches for the study of aquatic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 41-66.
- Jordan, P., Arnscheidt, A., McGrogan, H. & McCormick, S. 2007. Characterising phosphorus transfers in rural catchments using a continuous bank-side analyser. *Hydrol Earth Syst Sci* 11: 372-81.
- Kennard, M. J., Pusey, B. J., Olden, J. D., Mackay, S. J., Stein, J. L. & Marsh, N. 2010. Classification of natural flow regimes in Australia to support environmental flow management. *Freshwater Biology* 55: 171-193.
- Kleinman, P.J.A., Sharpley, A.N., Saporito, L. S., Buda, A.R. & Bryant, R.B., 2009. Application of manure to no-till soils: phosphorus losses by sub-surface and surface pathways. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 84: 215-227.
- Klose, K., Cooper, S. D., Leydecker, A. D. & Kreidler, J. 2012. Relationships among catchment land use and concentrations of nutrients, algae, and dissolved oxygen in a southern California river. *Freshwater Science* 31: 908-927
- Konrad, C. P. & Booth, D. B. 2005. Hydrologic changes in urban streams and their ecological significance. In Brown, L. R., Gray, R. H., Hughes, R. H. & Meador, M. R. (eds), *Effects of Urbanization on Stream Ecosystems*. American Fisheries Society Symposium 47, Bethesda: 157-177.
- Malmqvist, B. & Rundle, S. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29: 134-153.
- Milliman, John D. & Farnsworth, K. L. 2011. *River discharge to the coastal ocean: a global synthesis*. Cambridge, U.K.; New York, N.Y.: Cambridge University Press, viii, 384 p.
- Mota, S. 2008. *Gestão ambiental de recursos hídricos*. 3ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 343 p.
- Niyogi, D.K., Koren, M., Arbuckle, C.J. & Townsend, C.R. 2007. Stream communities along a catchment land-use gradient: subsidy-stress responses to pastoral development. *Environmental Management* 39:213-225.
- Nunes, F.G., Ribeiro, N.C., Fiori, A.P. 2006. Propriedades morfométricas e aspectos físicos da bacia hidrográfica do rio Atuba. In: Simpósio Nacional de Geomorfologia, 6. 2006, Curitiba. *Geomorfologia Tropical e Subtropical: processos, métodos e técnicas*. Curitiba-Paraná.
- Odum, E.P., Finn, J.T. & Franz, E.H. 1979. Perturbation theory and the subsidy-stress gradient. *Bioscience* 29: 349-352.
- Palmeri, L., Bendoricchio, G. Artioli, Y. 2005. Modelling nutrients emissions from river systems and loads to the coastal zone: Po river case study, Italy. *Ecological Modelling* 184: 37-53.
- Persson, G. 2001. Phosphorus in tributaries to lake Mälaren, Sweden: analytical fractions, anthropogenic contribution and bioavailability. *Ambio* 30 (8). 486-495.

- Silva, L., Lima, E.R.V., Almeida, H.A., Costa, J.F.C. 2010. Caracterização geomorfométrica e mapeamento dos conflitos de uso na bacia de drenagem do açude Soledade. *Revista Brasileira de Geografia Física* 03: 112-122.
- Smith, V.H., 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research* 10: 126-139.
- Souza, W. F. L., Knoppers, B. 2003. Fluxos de água e sedimentos a costa leste do Brasil: relações entre a tipologia e as pressões antrópicas. *Geochimistry Brasil*.17 (1): 57-74.
- Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transaction of the American Geophysical Union*. 38(6): 913-920.
- Szentimerey, T. Bihari, Z. Szalai, S. Comparison of geostatistical and meteorological interpolation methods (What is what?). In: Dobesch, H. Dumolard, P. Dyras, I. Eds. Spatial Interpolation for Climate Data - The Use of GIS in Climatology and Meteorology. ISBN: 978-1-905209-70-5. 302 p. Tapio, P. & Willamo, R. 2007. Developing interdisciplinary environmental frameworks. *Ambio* 37 (2): 125-133.
- Tonello, K. C., Dias, H. C. T., Souza, A. L., Ribeiro, C. A. A. S. & Leite, F. P. 2006. Morfometria da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhães-MG. *Revista Árvore* 30 (5): 849-857.
- Tucci, C. E. M. 1995. *Hidrologia: Ciência e Aplicação*. Ed UFRGS, Porto Alegre-RS.
- Tundisi, J. G. 1999. Reservatórios como sistemas complexos: teorias, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*, Henry, R. (ed.). Fundibio/Fapesp: Botucatu; 19–38.
- Villela, S. M. & Mattos, A. 1975. *Hidrologia Aplicada*. São Paulo. McGraw-Hill do Brasil. 245p.
- von Sperling, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Volume 1: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. 2005. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG.
- Wagner, I. 2009. Phosphorus: aquatic ecosystems external supply and balance against hydrological patterns of tributaries. In: Chicharo, L., Wagner, I., Chicharo, M. Lapinska, M. and Zalewski, M. 2009. *Practical experiments guide for Ecohydrology*. UNESCO. 114p.
- Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D. & Groffman, P. M. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 706–723.
- WCD – World Commission on Dams. 2000. Report of conferences on hydrological and geochemical processes in large scale river basins. WCD Thematic Reviews – Environmental Issues II.1, 22p.
- Whelan, M. J., White, S. M. & Howden, N. J. K. 2010. River catchment contributions to the coastal zone. In: Green, D. R. (Ed.). *Coastal Zone Management*. London, Thomas Telford, 31-54.
- Welschmeyer, N. A. 1994. Fluorimetric analysis of chlorophyll *a* in the presence of chlorophyll *b* and pheopigments. *Limnology and Oceanography*, 39(8): 1985-1992.
- Withers, P. J. A. & Jarvie, H. P. 2008. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: a review. *Science of the Total Environment* 400: 379-395.

Wood, F. L., Heathwaite, A. L., Haygarth, P. M. 2005. Evaluating diffuse and point phosphorus contributions to river transfers at different scales in the Taw catchment, Devon, UK. *Journal of Hydrology* 304:118-138.

Zalewski, M.; Janauer, G.A. & Jolánkai, G. 1997. *Ecohydrology – A new paradigm for the sustainable use of aquatic resources*. International Hydrological Programme – IHP. UNESCO, Paris.

CAPÍTULO 5

ECOHIDROLOGIA E ESTRATÉGIAS PARA GESTÃO DA EUTROFIZAÇÃO NO LAGO NOVA (ESPÍRITO SANTO, BRASIL) COM BASE NO MÉTODO DPSIR

Resumo

A abordagem DPSIR foi utilizada para identificação dos indutores, pressões, estado, impactos e respostas para a gestão da eutrofização no lago Nova, Linhares, Espírito Santo. A integração de informações sobre a morfometria, a ecologia lacustre, a fisiografia e os fluxos hidrológicos da bacia hidrográfica foram utilizados para subsidiar o desenvolvimento da abordagem. Agricultura, pecuária e captação de água para irrigação foram considerados indutores com alto potencial de dano devido à intensidade das atividades na bacia hidrográfica. Estradas, construções de veraneio, pesca e recreação foram considerados indutores de menor intensidade. Eventos hidrológicos extremos, desastres naturais e mudanças climáticas foram considerados indutores naturais de pressões sobre a bacia e o lago. As respostas de gestão incluem estratégias de natureza regulatória (cumprimento da legislação, fiscalização, elaboração de planos diretores municipais); legislativa (cumprimento da legislação ambiental e de recursos hídricos, implementação dos programas do PIRH-Doce, outorga); corretiva (reflorestamento, rede coletora e de tratamento de esgotos, implementação dos programas do PIRH-Doce, cadastro no Reflorestar, controle da erosão, controle de cultivos em áreas íngremes, uso racional da água na irrigação); compensatória (condicionantes, recuperação de áreas degradadas, remediação de estradas, pesquisa, monitoramento) e preventiva (educação ambiental, capacitação, preservação de florestas ciliares e topos de morro, monitoramento, fiscalização).

Palavras-chave: DPSIR, eutrofização, lago, bacia hidrográfica, gestão.

1- Introdução

A água de boa qualidade é um recurso essencial à manutenção da vida, para irrigar, abastecer casas e indústrias, pescar, manter a biodiversidade, praticar esportes ou contemplar a paisagem. A degradação da qualidade das águas continentais representa perda de ecossistemas naturais, de serviços ecossistêmicos essenciais e de espécies biológicas.

A eutrofização artificial é problema comum que tem como importantes aceleradores as atividades agrícolas e o desenvolvimento socioeconômico. Como um evento desencadeado pela descarga excessiva de nitrogênio e fósforo, a eutrofização altera a estrutura biológica das comunidades aquáticas, promove a depleção de oxigênio e a produção de toxinas, podendo levar o ecossistema ao colapso (Lewis, 2000). Por isso, conhecer os aspectos morfométricos, ecológicos, fisiográficos e hidrológicos da bacia hidrográfica e ecossistemas lacustres constitui subsídio fundamental para elaborar estratégias visando controlar a eutrofização.

É bastante provável que a escassez de água torne-se mais grave no futuro (Zalewski et al., 2009). Por isso, ecossistemas aquáticos naturais que se encontram em bom estado ecológico devem ser geridos a fim de manter as suas boas condições, enquanto aqueles que se encontram degradados precisam ser recuperados. A ausência de informações pode representar fator limitante à construção de estratégias para o planejamento e a gestão dos recursos hídricos (Carpenter et al., 1998; Hiwasaki & Arico, 2007; Montangero & Belevi, 2008) e, uma vez que são obtidas informações, a utilização de métodos para organizá-las pode contribuir para a elaboração de estratégias de gestão e políticas públicas ambientais.

A abordagem *Driver-Pressure-State-Impact-Response* – *DPSIR* tem sido utilizada como método para entender as relações de causa e efeito e subsidiar processos de gestão. O conceito embutido na abordagem *DPSIR* considera que os indutores (*Drivers*), oriundos das atividades antrópicas e de alterações nos processos naturais como eventos hidrológicos extremos, exercem pressões (*Pressures*) que alteram o estado (*State*), ou seja, as condições estruturais e de funcionamento dos ecossistemas. Consequentemente, modificações na qualidade e quantidade da água e nas comunidades aquáticas podem causar impactos (*Impacts*) levando à perda ou comprometimento dos bens e serviços fornecidos pelos ecossistemas e a prejuízos às comunidades humanas que dependem desses recursos. Nesse contexto, o conhecimento da dinâmica e funcionamento dos ecossistemas, bem como das pressões e impactos exercidos sobre os mesmos e do seu estado, subsidiam a proposição de respostas (*Responses*) para minimizar situações de depleção dos recursos ambientais, econômicos e sociais (IOC, 2006; Léllis, 2010).

Este capítulo apresenta o desenvolvimento de uma estratégia *DPSIR* para a eutrofização no lago Nova, localizado na região do Baixo Rio Doce, município de Linhares, norte do estado do Espírito Santo. O lago Nova possui formato alongado, área de 15,5 km²,

volume de $0,22 \text{ km}^3$, profundidade média de 14,7 m, padrão monomítico quente com tempo teórico de retenção da água de 13,4 anos e condições oligotróficas. No entorno do lago e na bacia hidrográfica predominam atividades agrícolas e de pastagem (Barroso & Mello, 2013) e entre os usos do lago destacam-se a irrigação de culturas, recreação, lazer e pesca. A bacia hidrográfica do lago Nova com área de $394,6 \text{ km}^2$ possui três córregos tributários com uma vazão média anual de $0,54 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e um córrego de drenagem que liga o lago ao rio Doce (Figura 1). Na Tabela 1 observam-se importantes características morfométricas, vazão específica, porcentagens de uso da terra predominantes e fluxos de material particulado em suspensão, fósforo total, fósforo inorgânico dissolvido, nitrogênio total e nitrogênio inorgânico dissolvido da bacia hidrográfica e subbacias do lago Nova.

Os objetivos desse capítulo consistem em integrar as diferentes abordagens utilizadas nesta pesquisa para entender como a morfometria e suas relações com o padrão de estratificação térmica e mistura da coluna d'água, a ecologia lacustre, a fisiografia e os fluxos hidrológicos da bacia hidrográfica podem afetar o lago acelerando a eutrofização e aumentando a densidade de cianobactérias. Para isso o método DPSIR foi utilizado a fim de identificar: 1- os indutores decorrentes das atividades antropogênicas; 2- as pressões que desencadeiam alterações na bacia hidrográfica e na bacia lacustre; 3- o estado atual das variáveis abióticas e comunidade de cianobactérias no lago; 4- os impactos decorrentes das atividades antrópicas e 5- as respostas para mitigação dos indutores e pressões que atuam sobre as variáveis de estado no ecossistema lacustre.

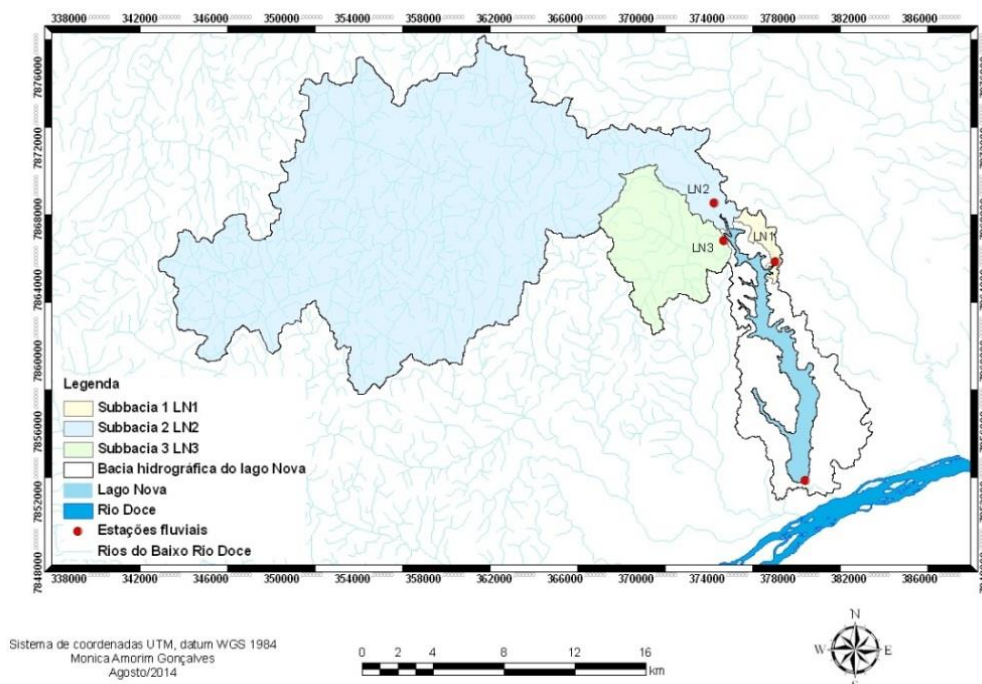


Figura 1: Bacia hidrográfica do lago Nova, subbacias e estações de amostragem fluviiais nos córregos tributários e no córrego de drenagem.

Tabela 1. Variáveis morfométricas (A, N_t , L_t , S), vazão específica (VE), uso da terra (SN e SS) e fluxos (MPS, PT, PID, NT e NID) da bacia hidrográfica (BH) e subbacias (LN1, LN2 e LN3) do lago Nova.

Variáveis	Unidades	BH	LN1	LN2	LN3
A	km ²	394,6	3,78	302,68	37,86
N_t	-	743	2	695	46
L_t	km	583,3	3,04	526,1	54,2
S	%	24,25	0	30,7	71,27
VE	L.s ⁻¹ .km ⁻²	7,52	3,96	1,52	2,04
SN	%	27,4	11,3	29,9	22,1
SS	%	72,3	88,7	69,7	77,9
MPS	Kg.ano ⁻¹	384,2	2,01	344,08	38,07
PT	Kg.ano ⁻¹	714,7	7,8	622,7	84,17
PID	Kg.ano ⁻¹	156,5	2,37	108,6	45,5
NT	Kg.ano ⁻¹	26009,9	116,9	25060,2	832,8
NID	Kg.ano ⁻¹	34521,0	162,07	33674,2	684,7

A: área; N_t : número de segmentos de rio; L_t : extensão da rede de drenagem; S: declividade média; VE: vazão específica; SN: sistema natural, SS: sistema seminatural; MPS: material particulado em suspensão; PT: fósforo total; PID: fósforo inorgânico dissolvido; NT: nitrogênio total; NID: nitrogênio inorgânico dissolvido; BH: bacia hidrográfica; LN1: subbacia 1; LN2: subbacia 2; LN3: subbacia 3.

2- Desenvolvimento da abordagem DPSIR para a eutrofização no lago Nova

No método DPSIR, os indutores são representados pelas atividades econômicas e sociais, desenvolvimento urbano e dos setores industriais e agrícolas. As pressões representam a forma como os indutores se manifestam nos ecossistemas levando à degradação no estado do ambiente. A deterioração produz impactos sobre os corpos hídricos, os usos da água, a saúde e os bens e serviços fornecidos pelos ecossistemas. Por fim, as sociedades humanas respondem às alterações ambientais com estratégias e políticas sociais para melhorar a qualidade dos ecossistemas e manter os seus bens e serviços (Borja et al., 2006).

O desenvolvimento da estratégia DPSIR para o lago Nova foi realizado em cinco etapas conforme Borja et al., (2006), a saber:

1. Identificação dos indutores capazes de causar pressões e alterações nas variáveis de estado do ecossistema lacustre, principalmente aqueles que podem contribuir com a eutrofização do lago;
2. Identificação das pressões entendidas como o efeito direto dos indutores;
3. Identificação do estado atual da bacia lacustre considerando os resultados obtidos nesta pesquisa e a situação socioeconômica na bacia hidrográfica;
4. Identificação dos impactos sobre o lago considerando as dimensões ecológica, humana e socioeconômica;
5. Proposição respostas ou estratégias de gestão com o objetivo de melhorar ou manter o estado do ecossistema lacustre sob o ponto de vista da eutrofização e do aumento da densidade das cianobactérias. As respostas definem como os indivíduos, a comunidade e instituições públicas e privadas podem reagir às alterações no estado do ecossistema lacustre com estratégias de natureza legislativa, preventiva, compensatórias e corretivas (Zamboni et al., 2010).

Para a elaboração da abordagem DPSIR foram utilizadas de forma integrada informações da morfometria, ecologia lacustre, fisiografia e fluxos hidrológicos da bacia hidrográfica obtidos nesta pesquisa e apresentados nos capítulos anteriores e informações de densidade demográfica (IBGE, 2010).

Os seguintes critérios foram considerados para avaliar a importância dos indutores como prioridades de gestão: potencial de dano, probabilidade de ocorrência, escala de abrangência (ecossistema lacustre, bacia hidrográfica, paisagem), conectividade entre as dimensões socioeconômica e ecológica, e irreversibilidade da mudança (Ohl et al., 2009).

2.1. Indutores

A bacia hidrográfica do lago Nova está inserida nos municípios de Linhares e Rio Bananal, cujas taxas anuais de crescimento, entre 2000 e 2010, são de 2,3% e 0,7%, respectivamente (IJSN, 2014).

Os dados demográficos para os municípios de Linhares e Rio Bananal (IBGE, 2010), são apresentados na Tabela 2. No município de Linhares, a maior parte da população (86,0%), reside em áreas urbanas e no município de Rio Bananal a maioria da população (61,0%) reside em áreas rurais. A análise do uso da terra na bacia hidrográfica mostra predominância de sistemas seminaturais (72,3%), representados por agricultura (26,8%), pastagem (28,6%) e silvicultura (16,8%), fortes indutores na bacia hidrográfica. O entorno do lago Nova (100 m) e o entorno dos córregos (30 m) encontra-se ocupado por sistemas seminaturais (agricultura, pastagem e silvicultura) em 79,7% e 76,8% de sua área, respectivamente (Barroso & Mello, 2013)

Em 2012 os municípios de Linhares e Rio Bananal apresentaram Produto Interno Bruto (PIB) igual a R\$4.092.257 e R\$259.412, respectivamente (IBGE, 2012). Em Linhares, 6,9% do PIB é oriundo de atividades agropecuárias, 40,2% da indústria e 39,7% de serviços enquanto em Rio Bananal o setor agropecuário responde por 40,6% do PIB, a indústria por 5,1% e os serviços por 49,5%. A análise dos PIBs de anos anteriores e as observações realizadas durante os trabalhos em campo permitiram verificar que o município de Linhares apresenta crescimento industrial em expansão, situação que pode comprometer os ecossistemas lacustres da região, caso medidas de gestão não sejam implementadas (Barroso, 2007; Barroso & Mello, 2013).

Tabela 2: Área (km²), população e densidade demográfica (hab/km²) nos municípios de Linhares e Rio Bananal conforme o censo demográfico de 2010 (IBGE, 2010).

	Área (km ²)	População Total	População Urbana	População Sede	População Rural	Densidade demográfica (hab/km ²)
Linhares	3501,6	141.306	121.567	106.157	19.739	40,35
Rio Bananal	645,5	17.530	6.788	5.906	10.742	27,16

Considerando que a maior parte da bacia encontra-se ocupada por atividades de agricultura, pastagem e silvicultura (72,3%), o escoamento superficial e os fluxos de material particulado em suspensão (MPS) e nutrientes que entram no lago podem ser intensificados acelerando a eutrofização.

Fluxos de MPS de 125,4 kg.ano⁻¹ e 815,3 kg.ano⁻¹ foram registrados na bacia hidrográfica nos períodos seco e frio e úmido e quente, respectivamente. Para os nutrientes foram registrados fluxos de 772,4 kg.ano⁻¹ e 618,6 kg.ano⁻¹ de PT, 106,2 kg.ano⁻¹ e 240,0 kg.ano⁻¹ de P-PO₄⁻, 29033,8 kg.ano⁻¹ e 20971 kg.ano⁻¹ de NT, 34081,3 kg.ano⁻¹ e 35254,0 kg.ano⁻¹ de N-NO₃⁻, 1,9 kg.ano⁻¹ de N-NO₂⁻, 191,0 kg.ano⁻¹ e 229,7 kg.ano⁻¹ de N-NH₄⁻, 34274,3 kg.ano⁻¹ e 35484,0 kg.ano⁻¹ de NID para os períodos seco e frio e úmido e quente, respectivamente. As concentrações e fluxos de MPS e nutrientes na bacia hidrográfica não apresentaram diferenças significativas entre os períodos estudados, embora fluxos mais elevados tenham sido encontrados no período úmido e quente, notadamente na bacia do rio Bananal (subbacia 2), que apresenta maior área de drenagem (302,68 km²) e maior vazão média anual (0,450±0,31 m³.s⁻¹) em comparação com as subbacias 1 (3,78 km² e 0,015±0,004 m³.s⁻¹) e 3 (37,86 km² e 0,07 ± 0,04 m³.s⁻¹).

Considerando as atividades já implementadas na bacia hidrográfica pode-se concluir que os principais indutores são representados pelas atividades agrícolas e pecuárias, crescimento econômico, captação para irrigação, estradas, construções de veraneio, pesca e recreação (Tabelas 3 e 4, Figura 2). A Tabela 3 mostra os principais indutores e sua avaliação considerando os critérios potencial de dano, probabilidade de ocorrência, escala de abrangência, conectividade e irreversibilidade (Ohl et al., 2009). A agricultura, a pecuária e a captação de água para irrigação foram considerados indutores com alto potencial de dano devido à intensidade das atividades na bacia hidrográfica. A probabilidade de ocorrência foi considerada alta nas atividades agropecuárias, captação

para irrigação e estradas, as quais também apresentam alta escala de abrangência no lago, na bacia hidrográfica e na paisagem a alta conectividade entre as dimensões socioeconômica e ecológica.

Além dos indutores antropogênicos, indutores naturais como eventos hidrológicos extremos e desastres naturais como deslizamentos de terra, merecem a atenção dos gestores. As mudanças climáticas somam-se aos indutores naturais e antropogênicos, pois podem desencadear alterações na hidrologia dos ecossistemas aquáticos e maiores flutuações no nível da água ocasionando prejuízos à qualidade dos recursos hídricos para usos humanos e à biodiversidade (Abrahams, 2008; Adrian et al., 2009; Williamson, 2009).

Tabela 3. Avaliação da importância dos indutores para prioridades de gestão na bacia hidrográfica do lago Nova.

Critérios		A	P	I	E	CE	CV	P	R
Potencial de dano		Red	Red	Red	Orange	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow
Probabilidade de ocorrência		Red	Red	Red	Red	Orange	Orange	Yellow	Yellow
Escala de abrangência	Lago	Red	Red	Red	Red	Orange	Orange	Orange	Orange
	Bacia hidrográfica	Red	Red	Red	Red	Orange	Yellow	Yellow	Yellow
	Paisagem	Red	Red	Red	Red	Orange	Yellow	Yellow	Yellow
Conectividade entre dimensões socioeconômica e ecológica		Red	Red	Red	Red	Red	Yellow	Yellow	Yellow
Irreversibilidade da mudança		Orange	Orange	Yellow	Orange	Orange	Orange	Yellow	Yellow

A: agricultura; P: pecuária; I: captação para irrigação no lago e nos córregos; E: estradas; CE: crescimento econômico; CV: construções de veraneio; P: pesca; R: recreação (vermelho: alto; laranja: médio; amarelo: baixo).

2.2. Pressões e Estado

A agricultura e a pecuária podem desencadear pressões como o desmatamento, escoamento de substâncias utilizadas nas atividades agropecuárias, usos da terra e da água não planejados, intensificação dos fluxos de material particulado em suspensão e nutrientes e maior densidade de cianobactérias, sobretudo no período úmido e quente (Tabela 4).

A captação de água no lago e nos córregos para irrigação de culturas fomenta o represamento dos córregos e a retirada de água sem autorização alterando o regime hidrológico e levando à diminuição da quantidade de água nas subbacias, verificada no período seco e frio (Tabela 4).

O crescimento econômico pode desencadear maior despejo de esgotos nos córregos e no lago acelerando o processo de eutrofização artificial (Tabela 4).

As construções de veraneio às margens do lago, as estradas e a recreação podem aumentar a quantidade de resíduos sólidos depositados nas margens dos córregos e do lago e o aporte de esgotos para dentro dos corpos hídricos (Tabela 4).

A Tabela 4 mostra os indutores identificados neste estudo, as pressões desencadeadas por cada indutor, os efeitos das pressões e as principais variáveis de estado nos córregos e no lago.

Tabela 4. Indutores, pressões, efeitos e estado na bacia hidrográfica do lago Nova.

Indutor	Pressões	Efeitos	Estado
Agricultura e pecuária	Desmatamento	Alteração no microclima local, erosão do solo, assoreamento (Persson, 2011).	72,3% da bacia hidrográfica ocupada com sistemas seminaturais (pastagem, agricultura, silvicultura) que podem incrementar os fluxos de MPS e nutrientes. Declividade média igual a 24,2% na bacia, 30,7% na subbacia 2 e 71,2% na subbacia 3.
	Escoamento de substâncias de atividades agropecuárias	Contaminação dos solos e das águas, maior fluxo de nutrientes (Smith, 2003).	28,6% e 26,8% da bacia hidrográfica ocupada por atividades agrícolas e pastagens, respectivamente.
	Usos da terra e da água não planejados	Perda de áreas de preservação permanente, prejuízos à qualidade da água e do solo, comprometimento da qualidade dos sistemas aquáticos (ILEC, 2005).	Maior parte da bacia hidrográfica ocupada por atividades agrícolas (28,6%), pastagens (26,8%) e silvicultura (16,8%).
	Intensificação do fluxo de MPS e nutrientes	Eutrofização do lago.	Maior parte da bacia hidrográfica ocupada por atividades agrícolas (28,6%), pastagens (26,8%) e silvicultura (16,8%), importantes fontes difusas de nutrientes.
	Maior densidade	Perda da biodiversidade e	Desconhecimento da

	de cianobactérias	ocorrência de florações de cianobactérias (Niyogi et al., 2007).	biodiversidade lacustre e maior densidade de cianobactérias no período úmido e quente.
Captação para irrigação	Retirada de água do lago e dos córregos	Redução da quantidade de água nos córregos (Tundisi, 1999; Kennard, et al., 2010; Barroso, et al., 2012; Cooper et al., 2013) constatada durante os trabalhos de campo.	Córregos com fluxos de água reduzidos no período seco e frio devido às tomadas de água para irrigação (Barroso, et al., 2012)
	Represamento dos córregos	Alterações no regime hidrológico das subbacias (Zalewski et al., 1997).	44 barragens (0,32 km ²) na bacia hidrográfica sendo 34 (0,23 km ²) ou 77% na subbacia 2 (Barroso & Mello, 2013).
Crescimento econômico	Despejo de esgotos	Aceleração da eutrofização do lago (Klose et al., 2012).	Estimativa de 50 ton.ano ⁻¹ de NT e 14 ton.ano ⁻¹ de PT na subbacia 2 decorrente do despejo de esgoto doméstico.
Construções de veraneio, estradas e recreação	Resíduos sólidos e aporte de esgotos	Acúmulo de resíduos nas margens do lago e nos córregos podendo ser carreados para dentro dos corpos d'água.	Margens desmatadas e ocupadas com construções (Barroso et al., 2012; Barroso & Mello, 2013) verificadas nas campanhas de campo.

2.3. Impactos

A partir dos indutores, pressões e seus efeitos e das variáveis de estado analisadas é possível identificar impactos no lago e nos córregos decorrentes das atividades antrópicas (Figura 2).

Os impactos sobre a estrutura, funcionamento e dinâmica dos ecossistemas aquáticos na bacia hidrográfica do lago Nova incluem a potencial perda da integridade dos ecossistemas, prejuízos à biodiversidade, poluição devido aos regimes modificados de fluxos de MPS e nutrientes, comprometimento da resiliência do ecossistema com perda da eficiência dos processos naturais e aumento potencial da densidade de cianobactérias.

Os impactos socioeconômicos são representados pela potencial deterioração da qualidade da água, restrição dos usos das águas dos córregos e barragens devido ao comprometimento da qualidade e quantidade da água, risco à saúde humana pelas doenças de veiculação hídrica, comprometimento do potencial turístico, comprometimento dos bens e serviços fornecidos pelos ecossistemas com implicações

sociais para as comunidades do entorno, comprometimento da beleza cênica e harmonia paisagística, escassez de água e solos com baixa qualidade.

2.4. Respostas

As respostas constituem a parte final da abordagem DPSIR e definem como os indivíduos, comunidades, instituições públicas e privadas podem responder às alterações no ecossistema a fim de compensar, mitigar ou adaptar-se às modificações.

Na elaboração, proposição e implantação de estratégias visando à gestão dos recursos hídricos as seguintes questões devem ser consideradas: 1) a análise dos gestores para definição de quais propostas serão eficientes e viáveis sob o ponto de vista social, econômico, ambiental, tecnológico, administrativo e legal; 2) o planejamento das ações a serem implementadas em curto, médio e longo prazo; 3) a percepção dos efeitos das respostas pelos indivíduos, comunidades, instituições públicas e privadas com relação à persistência da mudança, o lapso de tempo entre a intervenção e os seus resultados, a invisibilidade do fenômeno, a disponibilidade de dados e a mobilização (Ohl et al., 2009) e 4) o dimensionamento temporal a partir da elaboração de cenários;

A legislação brasileira de recursos hídricos (Lei 9433/1997 - Política Nacional de Recursos Hídricos), prevê que a definição de estratégias a serem implementadas na bacia hidrográfica deve ocorrer de forma participativa e descentralizada e preferencialmente através da elaboração dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos, a saber, o enquadramento dos corpos de água em classes e o plano de recursos hídricos. A bacia hidrográfica do lago Nova encontra-se inserida na área de abrangência do Comitê da Bacia Hidrográfica (CBH) do Rio São José (âmbito estadual) e do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (âmbito federal). O Plano Integrado de Recursos Hídricos da bacia do Rio Doce (PIRH-Doce), concluído em 2010, apresenta vários programas para recuperação da bacia hidrográfica como um todo (PIRH, 2010). Dois programas estão sendo discutidos atualmente no CBH São José, o programa de recomposição de APPs e nascentes e o programa de recuperação de lagoas assoreadas e degradadas (PARH-São José, 2010) com atividades sendo implementadas na bacia hidrográfica do rio São José (GPRH/AGERH). Na bacia do lago Nova, até o momento, nenhuma atividade foi colocada em prática.

Entre as respostas de natureza regulatória destacam-se o cumprimento da legislação e a utilização de medidas fiscalizadoras e punitivas caso a legislação não seja colocada em

prática. A elaboração de planos diretores municipais também são estratégias que podem se tornar efetivas. Na bacia do lago Nova não foram identificados conflitos pelos usos dos recursos hídricos (GPRH/AGERH).

As respostas de natureza legislativa incluem o cumprimento da legislação ambiental referente à proteção das áreas no entorno dos corpos hídricos, Áreas de Preservação Permanente – APPs, conforme a lei Nº 12.727/2012, Novo Código Florestal Brasileiro, e cumprimento da legislação de recursos hídricos (Lei Federal nº 9.433/1997 e Lei Estadual nº 10.179/2014) no que se refere à implementação dos programas elaborados no âmbito do PIRH-Doce e à outorga para utilização da água. De acordo com a Gerência de Regulação (GERE) da Agência Estadual de Recursos Hídricos (AGERH), existem atualmente 790 processos de outorga para a bacia do lago Nova entre processos concluídos, deferidos e em tramitação. Entre os usos da água destacam-se a irrigação, consumo humano, paisagismo, aquicultura, diluição de efluentes, abastecimento público e reserva hídrica sendo que a captação direta em rio, lago ou barramento para irrigação representa 96,2% das outorgas na bacia (GERE/AGERH).

Entre as respostas de natureza corretiva o reflorestamento representa uma medida necessária para a bacia. Além do programa para recomposição de APPs e nascentes do PIRH-Doce, o governo do estado do Espírito Santo mantém o programa Reflorestar cujo objetivo é recuperar e preservar áreas remanescentes de mata atlântica, visando garantir a disponibilidade de água, a conservação do solo e a biodiversidade, bem como criar oportunidade de renda para os produtores rurais. O Programa Reflorestar contratou empresas para cadastrar produtores rurais e realizar o reflorestamento e a bacia hidrográfica do lago Nova já foi contemplada com a contratação. Contudo, ainda não há cadastramento de nenhum produtor na bacia (IEMA). A construção de rede coletora e estação de tratamento de esgoto pode ser efetiva para tratamento dos esgotos domésticos do município de Rio Bananal, lançado na subbacia 2.

Agricultura e pecuária são os principais indutores na bacia e importantes fontes de poluição difusa. Por isso, o controle da erosão, controle dos cultivos em áreas íngremes e uso racional da água para irrigação poderão minimizar os impactos sobre a hidrologia da bacia hidrográfica.

As respostas de natureza compensatória incluem o estabelecimento de condicionantes ambientais visando à recuperação de áreas degradadas da bacia, com ações de

reflorestamento, remediação de estradas e processos erosivos, pesquisa sobre a biodiversidade local e monitoramento qualitativo e quantitativo no lago e nos córregos.

Tendo como foco as variáveis de estado identificadas no lago e nos córregos da bacia hidrográfica medidas preventivas como a implementação de programas de educação ambiental; capacitação de professores, membros dos comitês de bacias hidrográficas e gestores sobre a importância da manutenção da integridade dos ecossistemas aquáticos; preservação das florestas ciliares e de topos de morros; estabelecimento de monitoramento das condições de qualidade e quantidade de água nos córregos e no lago e implantação de medidas de fiscalização dos usos da terra e das águas constituem importantes atividades a serem realizadas na bacia.

Na elaboração das respostas e estratégias de gerenciamento de qualquer natureza as diferenças sazonais de precipitação e vazão fluvial, as características morfométricas do lago e das subbacias, a ecologia lacustre, a fisiografia e a hidrologia da bacia hidrográfica devem ser consideradas.

O estabelecimento das estratégias mencionadas acima de forma efetiva depende ainda de políticas públicas consistentes, conscientização e participação da população local, integração entre os diversos setores, incentivo às pesquisas locais e utilização das informações disponíveis da melhor forma possível.

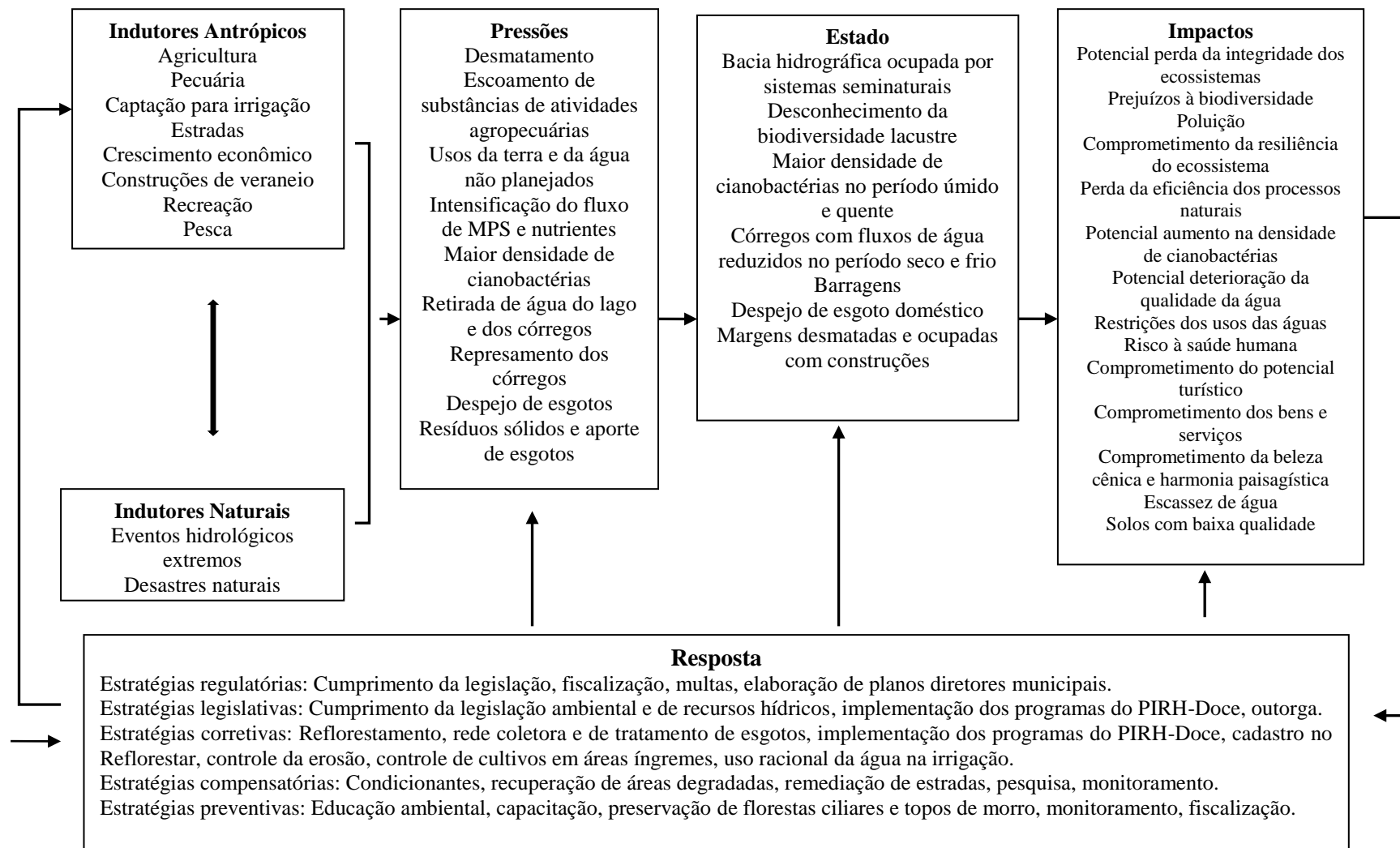


Figura 2. Síntese da estrutura DPSIR para a bacia hidrográfica do lago Nova (modificado de Zamboni et al. 2010 e Lélis, 2010).

Tabela 3. Indutores, pressões, importância sobre o lago, a bacia hidrográfica e as subbacias, respostas de gestão e classificação da pressão (modificado de Borja et al., 2006 e Barroso & Mello, 2013).

Indutor	Pressões	Importância	Respostas de gestão	Classificação				
				L	BH	S1	S2	S3
Agricultura e pecuária	Desmatamento	Muito importante, comum no entorno dos ecossistemas aquáticos e potencialmente reversível	Reflorestamento, controle dos usos da terra e da água, cumprimento da legislação, fiscalização	A	A	A	A	A
	Escoamento de substâncias de atividades agropecuárias	Muito importante, comum nas bacias hidrográficas e potencialmente reversível	Reflorestamento, controle da erosão e de cultivos em áreas íngremes, preservação de florestas ciliares e topos de morros, cumprimento da legislação, fiscalização	A	A	A	A	A
	Usos da terra e da água não planejados	Importante, comum nos ecossistemas aquáticos e potencialmente reversível	Controle dos usos da terra e da água, cumprimento da legislação, fiscalização	A	A	A	A	A
	Intensificação do fluxo de MPS e nutrientes	Muito importante, comum aos ecossistemas aquáticos e potencialmente reversível	Controle das fontes pontuais e difusas de MPS e nutrientes, reflorestamento, controle dos usos da terra e da água, cumprimento da legislação, fiscalização	M	M	M	M	M
	Maior densidade de cianobactérias	Importante, comum aos ecossistemas aquáticos e irreversível quando o nível de alteração das comunidades torna-se elevado	Controle das fontes pontuais e difusas de nutrientes, preservação dos ecossistemas, cumprimento da legislação, fiscalização	M	D	D	D	D
Captação para irrigação	Retirada de água do lago e dos córregos	Muito importante, comum nas bacias hidrográficas e potencialmente reversível	Fiscalização, controle dos usos da água, outorga	M	A	A	A	A
	Represamento dos	Muito importante, comum nos ecossistemas aquáticos e potencialmente	Fiscalização, controle dos usos da água, outorga	I	A	A	A	A

	córregos	reversível						
Crescimento econômico	Despejo de esgotos	Muito importante, comum nos ecossistemas aquáticos e potencialmente reversível	Construção de redes de coleta e tratamento de esgotos	M	M	M	A	M
Construções de veraneio, estradas e recreação	Resíduos sólidos e aporte de esgotos	Importante, comum nos ecossistemas aquáticos e potencialmente reversível	Estabelecimento de redes coletoras e de tratamento de esgotos, remediação de estradas, conscientização dos usuários e moradores	M	M	M	M	M

L: lago; BH: bacia hidrográfica; S1, subbacia 1; S2: subbacia 2 ou Rio Bananal; S3: subbacia 3; D: desconhecido; I: inexistente; A: Alta; M: moderada; B: baixa.

3. Discussão

Informações organizadas e integradas são úteis aos gestores, pois integram conhecimentos distintos (Niemeijer & De Groot, 2006) e tornam exequível a avaliação das atividades na bacia hidrográfica (Soares et al., 2011; Morrison et al., 2013) e a proposição de estratégias de gestão (Moss, 2014).

A abordagem DPSIR, método que articula os fatores de causa e efeito, aceita como referência na organização de informações (Borja et al., 2006), vem sendo adotada em projetos implementados conforme os objetivos da Política Europeia de Recursos Hídricos (Water Framework Directive – WFD) (Newton et al., 2003). A abordagem já foi aplicada em lagoas costeiras (Newton et al., 2003; Roussel et al., 2007; Nobre, 2009; Léllis, 2010), estuários (Mourão et al., 2004; Hoffmann et al., 2005; Borja et al., 2006; Pinto et al., 2013), áreas costeiras e bacias hidrográficas (Bidone & Lacerda, 2004; Trombino et al., 2007; Palmer, et al., 2011;), contribuindo para que as informações disponíveis e a quantificação e qualificação dos indutores, pressões e impactos subsidiem a elaboração de estratégias de gestão para a recuperação e conservação dos ecossistemas.

Os usos da água e da terra repercutem sobre os setores sociais e econômicos. Nesse contexto, a ecoidrologia, de maneira holística, sugere a utilização das propriedades dos ecossistemas como ferramentas para o estabelecimento de estratégias de gestão (Zalewski, 2000; Zalewski, 2002, Zalewski, 2014) a fim de preservar as bacias hidrográficas através de soluções sistêmicas que harmonizem os processos hidrológicos com a dinâmica ecológica e as necessidades das sociedades (Zalewski et al., 2009). A recuperação ecoidrológica dos ecossistemas é parte essencial da gestão integrada de recursos hídricos e vai ao encontro dos objetivos da WFD europeia e das políticas de gestão da água em muitos países (DuBow, 2014).

Projetos de demonstração em ecoidrologia têm sido empreendidos para promover o avanço científico, a comunicação de conhecimentos, a educação e a capacitação e formular estratégias para a gestão dos recursos hídricos (Zalewski et al., 2009). Nos sítios de demonstração em ecoidrologia os principais indutores do comprometimento dos sistemas aquáticos são: 1) a alteração dos processos hidrológicos naturais devido ao uso da terra, retiradas de água e erosão do solo; 2) as modificações nos ciclos biogeoquímicos devido ao incremento na entrada de nutrientes e 3) a degradação física dos habitats aquáticos (Zalewski et al., 2009). No contexto dos projetos a eficiência das

respostas para minimizar os impactos e promover a recuperação dos ecossistemas está relacionada às condições climáticas, ao grau de degradação dos processos naturais, às ações de natureza política, cultural e socioeconômica e aos investimentos financeiros.

Lagos tropicais e suas bacias hidrográficas têm sido irreversivelmente danificados devido ao uso da terra na bacia e alterações nos cursos d'água como represamentos e regularização (Marques et al., 2004). Bacias hidrográficas onde predominam atividades antropogênicas podem ser analisadas considerando diferentes cenários socioeconômicos, como por exemplo, um cenário de manutenção das condições atuais de uso da terra sem o estabelecimento de estratégias de gestão ou um cenário onde são propostas, estabelecidas e implementadas estratégias de gestão baseadas em informações científicas consistentes, multidisciplinares e integradas (Trombino et al., 2007). Considerando que muitos lagos tropicais tem origem fluvial (Lewis, 2000), as estratégias de gerenciamento desses ecossistemas incluem medidas para a diminuição do aporte de nutrientes, proteção dos habitats e minimização das alterações hidrológicas nos rios que abastecem lagos.

Os lagos tropicais podem apresentar respostas mais intensas às entradas de nutrientes e à eutrofização devido às altas temperaturas que favorecem a reciclagem dos nutrientes mantendo o crescimento das algas e a depleção de oxigênio nas camadas mais profundas. Por isso, a ausência de gestão em bacias lacustres pode comprometer a integridade ecológica e econômica desses ecossistemas, enquanto a implementação de medidas de gestão pode compensar, recuperar e minimizar os efeitos antropogênicos negativos sobre os lagos e suas bacias de drenagem (Lewis, 2000).

A bacia hidrográfica do lago Nova apresenta intensa atividade agropecuária e relativo crescimento econômico sendo provável que ocorra intensificação do uso da terra e da água em um futuro próximo. No cenário de total ausência de ações de gestão poderá ocorrer incremento na entrada de nutrientes no lago com conseqüente eutrofização, depleção de oxigênio, crescimento de algas e macrófitas aquáticas e florações de cianobactérias. O crescimento econômico poderá intensificar as alterações hidrológicas aumentando a quantidade de represamentos para atender as demandas por irrigação. Dessa forma, o estabelecimento de estratégias de gestão é fundamental para o alcance, manutenção e melhorias na qualidade e quantidade de água dos córregos tributários, manutenção do estado trófico na bacia lacustre e garantia dos bens e serviços fornecidos pelo ecossistema.

Estratégias que visem o controle dos usos da terra e da água, dos processos erosivos e dos represamentos podem auxiliar a manutenção das características hidrológicas naturais e possibilitar menores entradas de materiais em suspensão e nutrientes nos córregos e no lago minimizando os efeitos negativos da eutrofização e das florações de cianobactérias e contribuindo para a manutenção da qualidade e quantidade de água (Hao et al., 2008).

Eventos hidrológicos extremos devem ser considerados nas estratégias de gerenciamento, pois podem ter efeitos socioeconômicos e ambientais negativos. O estado do Espírito Santo possui padrão sazonal com períodos seco e frio e úmido e quente e a ocorrência de precipitações intensas e estiagens severas trouxe prejuízos às comunidades e atividades econômicas como a destruição de plantações e moradias, desmoronamentos de terra, comprometimentos dos usos da terra e da água e muitos óbitos.

Situações hidrológicas críticas podem ainda favorecer a eutrofização e florações de cianobactérias. Áreas de declividade acentuada com grandes porções de terra tomadas por pastagens e agricultura, como ocorre na bacia do lago Nova, tendem a apresentar escoamento superficial intenso em eventos de maior precipitação despejando grandes quantidades de materiais em suspensão e nutrientes e fomentando a eutrofização. Por outro lado, situações de escassez podem intensificar períodos de estratificação favorecendo algas oportunistas, fixadoras de nitrogênio e produtoras de toxinas, como algumas cianobactérias.

As mudanças climáticas (Zhang & Schilling, 2006), também podem influenciar o ciclo hidrológico e exigir uma abordagem holística, integrada e adaptativa com estratégias de longo prazo para mitigação ou adaptação aos seus efeitos adversos.

Os dados deste estudo indicam que o lago Nova e sua bacia hidrográfica possuem potencial para que pressões e impactos tornem-se mais intensos no futuro e, por isso, a implementação de ações públicas de caráter preventivo podem evitar prejuízos ecológicos, econômicos e sociais.

Entre as ações de gestão, medidas de natureza corretiva e regulatória podem inibir captações irregulares, principalmente para fins de irrigação, permitindo o estabelecimento de valores de captação que garantam o funcionamento do ecossistema,

a perenidade dos córregos na época seca e a utilização dos recursos hídricos de forma sustentável.

Outras respostas importantes são o reflorestamento e a preservação da vegetação ciliar, dos topos de morros e das áreas úmidas, fundamentais para a redução do fluxo de nutrientes (Jansson et al., 1994; DuBow, 2014). Aplicação de nutrientes nas taxas em que são absorvidos pelas plantas, utilização dos resíduos da pecuária como fertilizantes, remoção dos nutrientes dos efluentes antes que os mesmos sejam devolvidos aos corpos receptores e controle das fontes de nutrientes são ações que podem ser empreendidas para evitar a eutrofização do lago (Osborne & Kovacik, 1993; Goldyn et al., 2014) e, caso sejam implementadas em curto prazo, diminuirão a necessidade de medidas estruturais em médio e longo prazo.

As políticas de recursos hídricos preconizam que a gestão das águas deve ser descentralizada e participativa. Uma vez que a sociedade da bacia hidrográfica compreende a necessidade de conservação dos ecossistemas aquáticos, a implementação de ações de gestão tende a se tornar mais eficiente (Endter-Wada et al., 1998).

4. Conclusões

A agricultura, a pecuária e a captação de água para irrigação são indutores com alto potencial de dano na bacia hidrográfica do lago Nova. As pressões geradas por esses indutores são representadas por desmatamento, escoamento de substâncias, usos da terra e da água não planejados, intensificação dos fluxos de material em suspensão e nutrientes, maior densidade de cianobactérias, retiradas de água e represamentos dos córregos. As respostas de gestão para as atividades agropecuárias e a captação de água para irrigação incluem reflorestamento; controle dos usos da terra e da água, da erosão, dos cultivos em áreas íngremes e das fontes pontuais e difusas de material em suspensão e nutrientes; cumprimento da legislação ambiental e de recursos hídricos e preservação das matas ciliares e topos de morros. Medidas preventivas de educação ambiental, capacitação e monitoramento representam importantes atividades a serem realizadas considerando que o lago e sua bacia ainda apresentam boas condições ambientais. Contudo, os resultados deste estudo apontam para intensificação das pressões e impactos caso medidas de gestão não sejam empreendidas.

Referências

- Abrahams, C. 2008. Climate change and lakeshore conservation: a model and review of management techniques. *Hydrobiologia*, 613(1): 33-43.
- Adrian, R., O'Reilly, C. M., Zagarese, H., Baines, S. B., Hessen, D. O., Keller, W., Livingstone, D. M., Sommaruga, R., Straile, D., Donk, E. V., Weyhenmeyer, G. A. Winder, M. 2009. Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and Oceanography*, 54(6, part 2): 2283-2297.
- Barroso, G.F. 2007. Coastal lagoons of the Espírito Santo: prospects for conservation. In: Menezes, L. F. T., Pires, F. R. Pereira, O.J. (eds.). *Coastal ecosystems of the Espírito Santo: conservation and restoration*. Vitória, EDUFES, 71-86. (In Portuguese).
- Barroso, G. F. Garcia, F. C. Gonçalves, M. A. Martins, F. C. O. VenturinI, J. C. Sabadini, S. C. Azevedo, A. K. Freitas, A. C. T. Delazari-Barroso, A. Bertoldi, L. 2012. Estudos Integrados no Sistema Lacustre do Baixo Rio Doce (Espírito Santo). In: *Seminário Nacional de Gestão Sustentável de Ecossistemas Aquáticos: Complexidade, Interatividade e Ecodesenvolvimento*, COPPE/UFRJ.
- Barroso, G.F. & Mello, F.A. de O. 2013. *Landscape compartments and indicators of environmental pressures on fluvial and lacustrine ecosystems of the Lower Doce River Valley*. Proceedings of the 15th Brazilian Symposium of Applied Physical Geography. Vitória, UFES, 158-165p. available at <http://www.xvsbgfa2013.com.br/anais/> (In Portuguese).
- Bidone, E. D.; Lacerda, L. D.. 2004. The use of DPSIR framework to evaluate sustainability in coastal areas. Case study: Guanabara Bay basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Regional Environmental Change*, 4 (1): 5-16.
- Borja, A., Galparsoro, I., Solaun, O., Muxika, I., Tello, E. M., Uriarte, A., Valencia, V. 2006. The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 66 (1-2): 84-96.
- Brasil, Lei Nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Conjunto de normas legais: recursos hídricos: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano. 6. Ed. Brasília: MMA. 466p.
- Brasil, Lei Nº 12.727, de 17 de outubro de 2012. Altera a Lei Nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e revoga as Leis 4.771, de 15 de setembro de 1965 e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória Nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei Nº 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2º do art. 4º da Lei Nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2011-2014/2012/lei/L12727.htm. Acesso em novembro de 2014.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., CorreL, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N. & Smith, V. H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8 (3) 559-568.

- Cooper, S. D., Lake, P. S., Sabater, S., Melack, J. M. & Sabo, J. L. 2013. The effects of land changes on streams and rivers in mediterranean climates. *Hydrobiologia* 719: 383-425.
- DuBow, P. J. 2014. *A Primer of Ecohydrology – Fundamentals and Applications*. Erasmus Mundus Master of Science in Ecohydrology Programme. Special Publications.
- Endter-Wada, J., Blahna, D. Krannich, R. Brunsoni, M. 1998. A framework for understanding social science contributions to ecosystem management. *Ecological Applications*, 8 (3): 891-904.
- Estado do Espírito Santo, Lei Nº 10.179, de 18 de março de 2014. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, institui o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado do Espírito Santo – SIGERH/ES e dá outras providências. Disponível em: <http://www.conslegis.es.gov.br/>. Acesso em dezembro de 2014.
- Goldyn, R., Podsiadlowski, S., Dondajewska, R. & Kozak, A. 2014. The sustainable restoration of lakes – towards the challenges of the Water Framework Directive. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 14: 68–74
- Hao, L., Wang, J. & Gao, L. 2008. Assessing drought risk of Laohahe River Basin using SWAT, In: *Theory and Practice of Risk Analysis and Crisis Response*. Huang chongfu, Liu Xilin, Paris, Atlantis Press, 586-591.
- Hiwasaki, L., Arico, S. 2007. Integrating the social sciences into ecohydrology: facilitating an interdisciplinary approach to solve issues surrounding water, environment and people. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 7(1): 3-9
- Hoffmann, J., Behrendt, H., Gilbert, A., Janssen, R., Kannen, A., Kappenberg, J., Lenhart, H., Lise, W., Nunneri, C. & Windhorst, W. 2005. Catchment-coastal zone interaction based upon scenario and model analysis: Elbe and the German Bight case study. *Regional Environmental Change*, 5: 54-81.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2010. Censo demográfico 2010. Disponível em: www.ibge.gov.br. Acesso em outubro de 2014.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2012. IBGE Cidades. Disponível em: www.ibge.gov.br. Acesso em outubro de 2014.
- IJSN (Instituto Jones dos Santos Neves). 2014. População: censo demográfico e estimativas 2000-2014. Espírito Santo. Disponível em: <http://www.ijsn.es.gov.br>. Acesso em janeiro de 2014.
- ILEC. 2005. *Managing lakes and their basins for sustainable use: A report for lake basins managers and stakeholders*. International Lake Environment Committee Foundation: Kusatsu, Japan. International Lake Environment Committee.
- IOC. 2006. *A handbook for measuring the progress and outcomes of integrated coastal and ocean management*. IOC Manuals and Guides, 46; ICAM Dossier, 2. Paris, UNESCO.
- Jansson, A. M., Anderson, R., Berggren, H. and Leonardson, L. 1994. Wetlands and lakes as nitrogen traps. *Ambio*, 23:320-325.
- Kennard, M. J., Pusey, B. J., Olden, J. D., Mackay, S. J., Stein, J. L. & Marsh, N. 2010. Classification of natural flow regimes in Australia to support environmental flow management. *Freshwater Biology*, 55: 171–193.

- Klose, K., Cooper, S. D., Leydecker, A. D. & Kreidler, J. 2012. Relationships among catchment land use and concentrations of nutrients, algae, and dissolved oxygen in a southern California river. *Freshwater Science*, 31: 908–927
- Léllis, F.S. 2010. *Aplicação da abordagem DPSIR como estrutura para avaliação integrada da eutrofização e da qualidade da água das lagoas Jacuném e Juara, bacia do rio Jacaraípe (Serra-ES)*. Vitória. Dissertação. Universidade Federal do Espírito Santo. 169p.
- Lewis, W. M. L. 2000. Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 5: 35-48.
- Marques, M., Costa, M. F., Mayorga, M. I. O. & Pinheiro, P. R. C. 2004. Water environmental: anthropogenic pressures and ecosystem changes in the Atlantic drainage basins of Brazil. *Ambio*, 33(1): 68-77.
- Montangero, A. & Belevi, H. 2008. An approach to optimize nutrient management in environmental sanitation systems despite limited data. *Journal of Environmental Management*, 88: 1538-1551.
- Morrison, E. H. J., Upton, C., Pacini, N., K'oyoooh, K. O. & Harper, D. M. 2013. Public perceptions of papyrus: community appraisal of wetland ecosystem services at Lake Naivasha, Kenya. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 13: 135:147.
- Moss, B. 2014. Models from ecohydrology and hydrobiology can inform our human future. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 14: 21–32.
- Mourão, I., Caeiro S., Costa, M., Ramos, T., M. Painho. 2004: Application of the DPSIR model to the Sado Estuary. In Toppen, F. and Prastacos, P. (Eds.) *A GIS context – Social and Economical Pressures*. Proceedings of 7th Conference on Geographic Information Science, Crete University Press. AGILE, Crete, Greece, pp. 391 – 402.
- Newton, A., Icely, J. D., Falcão, M., Nobre, A., Nunes, J. P., Ferreira, J. G., Vale, C. 2003. Evaluation of eutrophication in the Ria Formosa coastal lagoon, Portugal. *Continental Shelf Research*, 23 (17-19): 1945-1961.
- Niemeijer, D., De Groot, R.S. 2006. Framing environmental indicators: moving from causal chains to causal networks. *Environment, Development and Sustainability*, 10 (1), 89-106.
- Niyogi, D.K., Koren, M., Arbuckle, C.J. & Townsend, C.R. 2007. Stream communities along a catchment land-use gradient: subsidy-stress responses to pastoral development. *Environmental Management*, 39: 213-225.
- Nobre, A. M., 2009. An ecological and economic assessment methodology for coastal ecosystem management. *Environmental Management*, 44: 185-204.
- Ohl, C., Bezák, P., Palarie, T. A., Gelan, A. & Krause, K. 2009. Concept for characterizing socio-economic drivers of and pressures on biodiversity. Disponível em: <http://www.ufz.de/export/data/global/26179_2_2009_ohl_et_al_DAPSET.pdf>. Acesso em janeiro de 2015.
- Osborne, L. L. & Kovacic, D. A. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*, 59: 243-258.
- Palmer, B. J., Hill, T. R., Mcgregor, G. K. & Paterson, A. W.. 2011. An assessment of coastal development and land use change using the DPSIR framework: case studies from the Eastern Cape, South Africa. *Coastal Management*, 39 (2): 158-174.

- Plano de Ações para as Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos no Âmbito da Bacia do Rio Doce (São José) (PARH-São José). 2010. Disponível em: http://www.riodoce.cbh.gov.br/docs/planobacia/PIRH/PIRH_Doce_Volume_I.pdf. Acesso em dezembro de 2014.
- Persson, G. 2001. Phosphorus in tributaries to lake Mälaren, Sweden: analytical fractions, anthropogenic contribution and bioavailability. *Ambio*, 30(8). 486-495.
- Pinto, R., Jonge, V. N., Neto, J. M., Domingos, T., Marques, J. C. & Patrício, J. 2013. Towards a DPSIR driven integration of ecological value, water uses and ecosystem services for estuarine systems. *Ocean & Coastal Mangement*, 72: 64-79.
- Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce (PIRH-Doce). 2010. Disponível em: http://www.riodoce.cbh.gov.br/docs/planobacia/PIRH/PIRH_Doce_Volume_I.pdf. Acesso em dezembro de 2014.
- Roussel, S., Crinquant, N. & Bourdat, E.. 2007. In search of coastal zone sustainability by means of social carrying capacity indicators construction: lessons learned from the Thau lagoon case study (Region Languedoc-Roussillon, France). *International Journal of Sustainable Development*, 10 (1): 175-194.
- Smith, V.H., 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10: 126-139.
- Soares, A. B., Silva Filho, J. C. L., Abreu, M. C. S., Soares, F. A. 2011. Revisando a estruturação do modelo DPSIR como base para um sistema de apoio à decisão para a sustentabilidade de bacias hidrográficas. *Revista em Agronegócios e Meio Ambiente*, 4(3): 521-545.
- Trombino, G., Pirrone, N., Cinnirella, S. 2007. A business-as-usual scenario analysis for the Po Basin-North Adriatic continuum. *Water Resources Management*, 21: 2063-2074.
- Tundisi, J. G. 1999. Reservatórios como sistemas complexos: teorias, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: *Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais*. Henry, R. (ed.). Fundibio/Fapesp: Botucatu; 19–38.
- Williamson, C. E., Saros, J. E., Vincent, W. F. and Smol, J. P. (2009). Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. *Limnology and Oceanography*, 54 (6, part 2): 2273-2282.
- Zhang, Y. K. & Schilling, K. E.. 2006. Increasing streamflow and baseflow in Mississippi River since the 1940 s: Effect of land use change. *Journal of Hydrology*, 324: 412-422.
- Zalewski, M.; Janauer, G.A. & Jolánkai, G. 1997. *Ecohydrology – A new paradigm for the sustainable use of aquatic resources*. International Hydrological Programme – IHP. UNESCO, Paris.
- Zalewski, M. 2000. Ecohydrology: the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources. Guest Editorial *Ecological Engineering*, 16: 1-8.
- Zalewski, M. 2002. Ecohydrology-the use of ecological and hydrological process for sustainable management of water resources. *Journal des Sciences Hydrologiques*, 47(5): 823-832.

Zalewski, M., Harper, D., Wagner, I. 2009. Ecohydrology – Why Demonstration Projects throughout the world? *Ecohydrology & Hydrobiology*, 9(1) 1-11.

Zalewski, M. 2014. Ecohydrology, biotechnology and engineering for cost efficiency in reaching the sustainability of biogeosphere. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 14(1) 14-20.

Zamboni, A., Nicolodi, J. L., Barroso, G. F., Léllis, F. S. & Garcia, A. N. 2010. La gestión integrada de zonas costeras y cuencas hidrográficas in Brazil. In: Ruiz, A. M. (Org.). *Espaço litoral y sostenibilidad: uma vision multidisciplinar desde las ciências ambientais*. 1 ed. Cádiz: Universidad de Cádiz, Servicio de Publicaciones, 1: 103-128.

CAPÍTULO 6

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo considerou abordagens distintas, tais como, a morfometria lacustre e suas relações com o padrão de estratificação térmica e mistura da coluna d'água, o ambiente físico-químico lacustre, a fisiografia e os fluxos hidrológicos da bacia hidrográfica com o objetivo de conhecer como tais abordagens podem influenciar a ocorrência ou a aceleração da eutrofização e a densidade de cianobactérias no lago Nova.

O lago Nova é uma bacia lacustre de profundidade moderada ($Z_{\max} = 33,9$ m e $Z_{\text{med}} = 14,7$ m), provavelmente, o segundo lago natural mais profundo do Brasil. A profundidade do lago favorece a estratificação térmica no período úmido e quente, quando as águas do fundo tornam-se hipóxicas ou anóxicas, e a desestratificação no período seco e frio, evidenciando um padrão monomítico quente, encontrado em outros lagos tropicais profundos. A estratificação e desestratificação, evidenciadas nos perfis térmicos da coluna d'água, foram corroboradas pelo número de *Wedderburn*. Devido à profundidade e ao formato da bacia lacustre os processos pelágicos são pouco influenciados pela zona litorânea, a ação do vento consegue atingir aproximadamente 7 m de profundidade na coluna d'água, a ressuspensão do sedimento é limitada e o tempo teórico de residência da água no lago é longo (13,4 anos).

A morfometria, aliada aos fatores climáticos e aos fluxos hidrológicos controla o metabolismo lacustre. Por isso, o uso da terra no entorno do lago e na bacia hidrográfica, a existência de 44 represamentos que levam à fragmentação fluvial das subbacias afluentes do lago e a reduzida porcentagem de vegetação natural na bacia hidrográfica e no entorno do lago pode induzir alterações significativas nas entradas de água, materiais em suspensão e nutrientes na bacia lacustre com repercussões sobre a qualidade da água, as concentrações de nitrogênio e fósforo, que condicionam a eutrofização, e a densidade de cianobactérias.

A investigação do ambiente físico-químico lacustre mostrou que o lago Nova apresenta elevada transparência e turbidez reduzida. Concentrações mais elevadas de nutrientes, maiores razões NT/PT e NID/PID e maiores densidades fitoplanctônica e de cianobactérias foram registradas no período úmido e quente. Quando comparadas com lagos eutróficos a densidade de cianobactérias no lago Nova foi baixa, com valores

inferiores àqueles encontrados em situações de florações. Contudo, as cianobactérias representaram 53% dos organismos fitoplanctônicos presentes no lago com duas espécies abundantes, *Limnothrix* sp. e *Sinechocystis aquatilis*, as quais são potenciais produtoras de toxinas. A densidade de *Limnothrix* sp. variou de 45% a 90% no período úmido e quente e a densidade de *Sinechocystis aquatilis* variou de 10% a 70% no período seco e frio. Embora a ecologia lacustre e o índice de estado trófico qualifiquem o lago Nova como oligotrófico, as pressões e impactos sobre o lago tem origem nas atividades realizadas na bacia hidrográfica principalmente a agricultura, a pecuária e a captação de água para irrigação. Por isso, as investigações sobre a fisiografia e os fluxos hidrológicos da bacia hidrográfica constituem conhecimento essencial para a gestão da eutrofização e o controle da densidade de cianobactérias no lago. Ressalta-se que, apesar do estudo analisar a possibilidade de ocorrência de eutrofização no lago, a bacia hidrográfica, assim como os eventos naturais e atividades antrópicas que afetam a bacia, precisam ser avaliados em sua totalidade.

A investigação da fisiografia e fluxos hidrológicos na bacia hidrográfica do lago Nova (394,6 km²) mostrou que a bacia e as subbacias possuem porte pequeno a médio, desenvolvimento de drenagem intermediário, formato alongado e irregular com baixa predisposição a enchentes e relevo ondulado a fortemente ondulado. Sistemas seminaturais representados por agricultura, pecuária e silvicultura são atividades que predominam na bacia hidrográfica (72,3% do uso da terra) e, por isso, as fontes difusas constituem os principais contribuintes de nutrientes das subbacias para o lago. O rio Bananal (subbacia 2), principal afluente do lago é responsável por 83,6% da descarga de água, 87,3% do fluxo de material em suspensão, 87,2% do fósforo total, 69,4% do fósforo solúvel reativo, 96,5% do nitrogênio total, 98,4% do nitrato, 80,5% do nitrito e 65,4% da amônia que entram no lago oriundos dos córregos afluentes. Entende-se, portanto, que o conhecimento e o monitoramento da concentração de nutrientes e materiais em suspensão oriundos das subbacias são fundamentais para a prevenção e combate à eutrofização no lago Nova e para a manutenção da água em qualidade e quantidade e dos bens e serviços fornecidos pela bacia hidrográfica, subbacias e pelo lago.

A abordagem DPSIR, método que ajuda a entender as relações de causa e efeito e subsidiar processos de gestão, foi utilizada neste estudo para identificar os indutores, pressões, estado, impactos e respostas para a gestão da eutrofização no lago Nova. A

estratégia DPSIR mostrou-se eficaz como método para a integração dos resultados obtidos com os estudos morfométricos, da ecologia lacustre, da fisiografia e dos fluxos hidrológicos da bacia hidrográfica para subsidiar a elaboração das respostas de gestão para controle da eutrofização e da densidade de cianobactérias no lago Nova. Agricultura, pecuária e captação de água para irrigação foram considerados indutores com alto potencial de dano devido à intensidade dessas atividades na bacia hidrográfica. Foi identificado que as pressões geradas por esses indutores são representadas por desmatamento, escoamento de substâncias das atividades agropecuárias, usos da terra e da água não planejados, intensificação dos fluxos de material em suspensão e nutrientes, maior densidade de cianobactérias, retiradas de água e represamentos dos córregos. As estradas rurais, habitações de veraneio, pesca e recreação foram considerados indutores de menor intensidade. Os eventos hidrológicos extremos, desastres naturais e mudanças climáticas foram considerados indutores naturais capazes de desencadear pressões sobre a bacia e o lago. As estratégias de gestão propostas neste estudo incluem estratégias de natureza regulatória (i.e., cumprimento da legislação, fiscalização, elaboração de planos diretores municipais); legislativa (i.e., cumprimento da legislação ambiental e de recursos hídricos, implementação dos programas do PIRH-Doce, outorga); corretiva (i.e., reflorestamento, rede coletora e de tratamento de esgotos, implementação dos programas do PIRH-Doce controle da erosão, controle de cultivos em áreas íngremes, uso racional da água na irrigação); compensatória (i.e., condicionantes, recuperação de áreas degradadas, remediação de estradas, pesquisa científica e monitoramento ambiental) e preventiva (i.e., educação ambiental, capacitação técnica, preservação de florestas ciliares e topos de morro, monitoramento ambiental e fiscalização dos recursos lacustres e florestais). Medidas de educação ambiental, capacitação e monitoramento representam importantes atividades a serem realizadas considerando que o lago e sua bacia ainda apresentam boas condições ambientais. Contudo, os resultados deste estudo apontam para a intensificação das pressões e impactos caso medidas de gestão não sejam empreendidas.

Em situações de eventos hidrológicos extremos conforme ocorrido em 2013 (cheias de dezembro) e 2014/2015 (estiagem de janeiro e fevereiro), de desastres naturais como deslizamentos de terra e de intensificação das atividades agropecuárias e demais indutores a eutrofização do lago poderá ser acelerada. Dessa forma, o conhecimento sobre os componentes estruturais e processos funcionais do ecossistema, sobretudo

quanto à sua morfometria e padrão de mistura, somado ao conhecimento da comunidade de cianobactérias e características físico-químicas do lago e da fisiografia e hidrologia da bacia hidrográfica, bem como o entendimento dos fatores climáticos como controladores da hidrodinâmica do ecossistema lacustre é crucial para subsidiar planos de gestão eficazes.

Considerando que a bacia hidrográfica do lago Nova encontra-se na área de abrangência do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São José e do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce e que existe plano de recursos hídricos elaborado para a bacia do rio Doce (PIRH-Doce), recomenda-se que sejam investigados se os indutores, pressões, estado, impactos e respostas identificados nesse estudo encontram-se contemplados nas metas, propostas e programas do PIRH-Doce.

Considerando que a bacia hidrográfica do lago Nova é parte de um complexo lacustre com 90 ecossistemas na Região do Baixo Rio Doce, recomenda-se que investigações semelhantes sejam realizadas em outros lagos e suas bacias hidrográficas a fim de possibilitar análises comparativas e de conhecer o padrão de funcionamento de outros ecossistemas lacustres da região. Tais investigações podem subsidiar a elaboração de estratégias de gestão dos ecossistemas do Baixo Rio Doce e proteger a importante reserva hídrica representada por tais sistemas.

Recomenda-se que sejam realizados estudos visando comparar as informações obtidas sobre lagos do Baixo Rio Doce às características dos lagos do Médio Rio Doce, onde se encontram lagos funcionalmente profundos.

Recomenda-se que a investigação da morfometria ocorra de forma integrada a outras investigações em ecossistemas lacustres.

Por fim, reconhecendo a bacia hidrográfica como a unidade territorial de referência ou intervenção ou a unidade básica das relações de causa e efeito nos ecossistemas aquáticos continentais, recomenda-se que os estudos sobre lagos analisem também características da bacia hidrográfica para um melhor entendimento dos processos lacustres desencadeados pelas atividades realizadas na bacia e visando a recuperação ecológica, a proposição de medidas de recuperação que utilizem as propriedades dos ecossistemas diminuindo as intervenções estruturais e o estabelecimento da gestão integrada de recursos hídricos.