



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA ANIMAL  
DOUTORADO EM CIÊNCIA ANIMAL

HERBSTER RANIELLE LIRA DE CARVALHO

**ANÁLISE REMOTA DAS CONCENTRAÇÕES DE CLOROFILA- A E CARBONO  
ORGÂNICO TOTAL E ESTIMATIVAS DAS EMISSÕES NATURAIS E  
ANTRÓPICAS DE NUTRIENTES EM RESERVATÓRIOS E BACIAS  
HIDROGRÁFICAS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

MOSSORÓ-RN

ANO 2020

HERBSTER RANIELLE LIRA DE CARVALHO

**ANÁLISE REMOTA DAS CONCENTRAÇÕES DE CLOROFILA- A E CARBONO  
ORGÂNICO TOTAL E ESTIMATIVAS DAS EMISSÕES NATURAIS E  
ANTRÓPICAS DE NUTRIENTES EM RESERVATÓRIOS E BACIAS  
HIDROGRÁFICAS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em  
Ciência Animal da Universidade Federal Rural do  
Semiárido como requisito para obtenção do título de  
Doutor em Ciência Animal.

Linha de Pesquisa: Ecologia e Conservação do  
Semiárido.

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Henrique Gonzaga da  
Silva

MOSSORÓ-RN

ANO 2020

©Todos os direitos estão reservados à Universidade Federal Rural do Semiárido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº 9.279/1996, e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tornar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata, exceto as pesquisas que estejam vinculadas ao processo de patenteamento. Esta investigação será base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) seja devidamente citado e mencionado os seus créditos bibliográficos.

D291a De-Carvalho, Herbster Ranielle Lira.  
Análise remota das concentrações de clorofila-a e carbono orgânico total e estimativas das emissões naturais e antrópicas de nutrientes em reservatórios e bacias hidrográficas do semiárido brasileiro. / Herbster Ranielle Lira De-Carvalho.  
- 2020.  
109 f. : il.

Orientador: Gustavo Henrique Gonzaga da Silva.  
Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural do Semi-árido, Programa de Pós-graduação em Ciência Animal, 2020.

1. Sensoriamento remoto. 2. Landsat 8. 3. Recursos hídricos. 4. Conservação. 5. Aquicultura.  
I. Silva, Gustavo Henrique Gonzaga da, orient.  
II. Título.

O serviço de Geração Automática de Ficha Catalográfica para Trabalhos de Conclusão de Curso (TCC's) foi desenvolvido pelo Instituto de Ciências Matemáticas e de Computação da Universidade de São Paulo (USP) e gentilmente cedido para o Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal Rural do Semiárido (SISBI-UFERSA), sendo customizado pela Superintendência de Tecnologia da Informação e Comunicação (SUTIC) sob orientação dos bibliotecários da instituição para ser adaptado às necessidades dos alunos dos Cursos de Graduação e Programas de Pós-Graduação da Universidade.

HERBSTER RANIELLE LIRA DE CARVALHO

**ANÁLISE REMOTA DAS CONCENTRAÇÕES DE CLOROFILA-A E CARBONO  
ORGÂNICO TOTAL E ESTIMATIVAS DAS EMISSÕES NATURAIS E  
ANTRÓPICAS DE NUTRIENTES EM RESERVATÓRIOS E BACIAS  
HIDROGRÁFICAS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em  
Ciência Animal da Universidade Federal Rural do  
Semiárido como requisito para obtenção do título de Doutor  
em Ciência Animal.

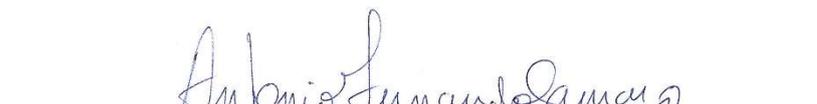
Linha de Pesquisa: Ecologia e Conservação do Semiárido.

Defendida em: 29/04/2020

**BANCA EXAMINADORA**

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Gustavo Henrique Gonzaga da Silva (UFERSA)

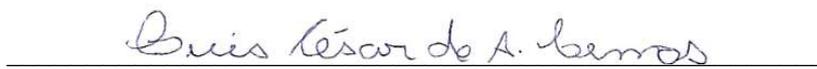
Presidente

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Antônio Fernando Monteiro Camargo (UNESP)

Membro Examinador

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Rodrigo Guimarães de Carvalho (UERN)

Membro Examinador

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Luis César de Aquino Lemos (UFERSA)

Membro

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Guelson Batista da Silva (UFERSA)

Membro Examinador

**HERBSTER RANIELLE LIRA DE CARVALHO.** Graduado em Engenharia de Pesca pela Universidade Federal do Ceará (UFC), Pós graduado em Aquicultura e Recursos Aquáticos Tropicais pela Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA). Atualmente é analista ambiental do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), Agente e Instrutor de Geoprocessamento do IBAMA, e Doutorando pelo Programa de Pós-graduação em Ciência Animal da UFRSA, na Área de Produção Animal, na Linha de Pesquisa em Ecologia e Conservação do Semiárido. Tem experiência nas áreas de geoprocessamento, pesca e de recursos pesqueiros, com ênfase em aquicultura.

## DEDICATÓRIA

A Deus,

pelo apoio espiritual em todos os momentos que pensei em desistir;

A minha mãe,

que lutou com toda garra para, com muita dedicação, me orientar no caminho do bem, me alertando dos obstáculos que a vida iria colocar em meu caminho, e me dando a força para vencê-los;

A minha esposa,

Veridiana Sena da Silva, meu porto seguro, por todo amor e apoiou que me deu em todos os momentos, até a realização desse sonho;

Aos meus filhos,

Laissa, Herbster Filho e Clara, presentes de Deus, e motivação de toda minha luta;

Aos meus irmãos,

em especial a minha irmã, Ana Paula Lira de Carvalho (*in Memoriam*). A ela, simplesmente por ser minha irmã, e a eles por toda força que me deram durante esta caminhada, que Deus os abençoe.

Aos meus sogros,

Maria Zildete, Francisco Ednardo, e a minha cunhada Ruthyevely, pelas orações e força, em todas os momentos que pensei em desistir.

## AGRADECIMENTOS

Ao Senhor meu Deus, por mais essa conquista em minha vida, sem o qual nada sou, ele foi meu refúgio nas várias dificuldades apresentadas nessa caminhada, dando-me forças, perseverança e garra. Rogo-te que continue dando-me a força necessária para continuar perseverante nessa longa caminhada chamada vida.

Ao meu orientador Prof. Dr. Gustavo Henrique Gonzaga da Silva, por compartilhar parte do seu extenso conhecimento, por suas correções e sugestões que foram de suma importância para conclusão deste trabalho, por sua dedicação, e especialmente paciência, que em mim foram investidas durante essa jornada.

A minha família, em especial, minha esposa Veridiana Sena da Silva que, por tantas vezes, me deu forças para continuar, sempre meu porto seguro nas horas de dificuldades, por toda dedicação que me foi investida durante todo caminho percorrido até esta conquista.

Ao meu amigo e colega de trabalho Sebastião Helmano, pelo incentivo e força que me motivaram durante a caminhada até a conquista de mais este título.

A todo o quadro do Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal, pelo atendimento, sempre cortês, e dedicação que nos foram deferidos sempre que necessário. Especialmente a secretária Jarlene pela paciência, dedicação e agilidade com que sempre nos atendeu.

Ao LIMNOAQUA como um todo, mas em especial aos amigos Sávio, Renata e Camila que sempre se dispuseram a participar das minhas e coletas, e a ajudar nas análises de laboratório.

Ao meu amigo Luiz Carlos (técnico do LIMNOAQUA), por todas as horas de árduo trabalho dedicadas as minhas análises, por toda a força que me deu em todas as horas que pensei em desistir.

*Deus nos concede, a cada dia, uma página de vida  
nova no livro do tempo. Aquilo que colocarmos nela, corre  
por nossa conta.*

**(Chico Xavier)**

**ANÁLISE REMOTA DAS CONCENTRAÇÕES DE CLOROFILA-A E CARBONO ORGÂNICO TOTAL E ESTIMATIVAS DAS EMISSÕES NATURAIS E ANTRÓPICAS DE NUTRIENTES EM RESERVATÓRIOS E BACIAS HIDROGRÁFICAS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO.** 2020. 109 f. Tese (Doutorado em Ciência Animal na Área de Produção Animal, Linha de Pesquisa Ecologia e Conservação do Semiárido). Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal. Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA), Mossoró – RN, Brasil, 2020.

**RESUMO:** Entre as atividades aquícolas, a piscicultura é a de maior ocorrência nos reservatórios do nordeste do Brasil, e também a que mais contribui para a deterioração da qualidade da água desses reservatórios. Sendo assim, é de suma importância o desenvolvimento de técnicas que possam facilitar o monitoramento da conservação da qualidade da água, não só com ênfase nas atividades aquícolas, mas também na manutenção da qualidade da água para o consumo humano e dessedentação animal. Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivos: caracterizar as bacias de contribuição dos reservatórios estudados, tanto do ponto de vista morfológico, quanto ao uso e ocupação; estimar os aportes de nutrientes oriundos de emissões naturais e antrópicas; e analisar remotamente a distribuição de variáveis limnológicas opticamente ativas voltadas à análise qualidade da água desses reservatórios. Para tanto, foram realizadas bimestralmente, seis coletas de dados limnológicos, entre outubro de 2017 e agosto de 2018, em dois reservatórios do semiárido potiguar, Umari e Mendubim, e caracterizadas suas respectivas bacias de contribuição. Os reservatórios apresentam bacias de contribuição exorreicas, com formato predominantemente alongado, baixa tendência a enchentes, redes de drenagem com baixas densidade, declividade e velocidade de escoamento, formadas por substratos permeáveis; tendo como principais atividades a agricultura e a pecuária. Estima-se que esses reservatórios recebam anualmente cargas de nitrogênio e fósforo em torno, respectivamente, de 579 t.ano<sup>-1</sup> e 136 t.ano<sup>-1</sup> para Umari, e de 329 t.ano<sup>-1</sup> e 106 t.ano<sup>-1</sup> para Mendubim, sendo as principais fontes naturais de nitrogênio e fósforo a denudação físico-química do solo e a deposição atmosférica, e antrópicas a pecuária e a agricultura. A distribuição da variáveis limnológicas opticamente ativas, Clorofila a (Chl-a) e Carbono orgânico total (COT) foram analisadas utilizando imagens do sensor OLI/ Landsat 8, para tanto foram desenvolvidos modelos de regressão linear entre combinações das bandas B2 a B6 das imagens Landsat e as concentrações de clorofila e carbono estimadas em laboratório oriundas das coleta de campo, afim de recuperar valores de concentração dessa variáveis a partir dos dados espectrais dessas imagens. De acordo com índice de estado trófico os reservatórios foram Umari e Mendubim foram classificados, respectivamente, como mesotrófico (IET= 53,8) e Eutrófico (IET=60,1). Verificou-se uma correlação elevada entre os dados espectrais do sensor LS8/OLI e as concentrações de Chl-a ( $R^2=0,87$ ) e COT ( $r^2=0,80$ ). A recuperação das concentrações de Chl-a e COT estimadas partir de dados espectrais mostrou-se eficiente.

**Palavras-chave:** Sensoriamento remoto; Landsat 8; Recursos hídricos; Conservação; Aquicultura.

**ABSTRACT:** Among aquaculture activities, fish farming is the most frequent in reservoirs in northeastern Brazil, and also the one that most contributes to the deterioration of water quality of these reservoirs. Therefore, it is of utmost importance to develop techniques that can facilitate the monitoring of water quality conservation, not only with an emphasis on aquaculture activities, but also in maintaining water quality for human consumption and animal drink. In this context, the present work had as objectives: to characterize the contribution basins of the studied reservoirs, both from the morphometric point of view, as to the use and occupation; estimate nutrient inputs from natural and anthropogenic emissions; and remotely analyze the distribution of optically active limnological variables aimed at analyzing the water quality of these reservoirs. To this end, six collections of limnological data were carried out every two months, between October 2017 and August 2018, in two reservoirs in the semi-arid region of Rio Grande do Sul, Umari and Mendubim, and their respective contribution basins were characterized. The reservoirs have exoreic contribution basins, with a predominantly elongated shape, low tendency to flooding, drainage networks with low density, slope and flow speed, formed by permeable substrates; having as main activities agriculture and livestock. It is estimated that these reservoirs receive annual loads of nitrogen and phosphorus around 579 tons per year and 136 tons per year for Umari, respectively, and 329 tons per year and 106 tons per year for Umari. for Mendubim, the main natural sources of nitrogen and phosphorus being the physical-chemical denudation of the soil and atmospheric deposition, and anthropic to livestock and agriculture. The distribution of optically active limnological variables, Chlorophyll a (Chl-a) and Total organic carbon (TOC) were analyzed using images from the OLI / Landsat 8 sensor, for this purpose linear regression models were developed between combinations of bands B2 to B6 of the images Landsat and the chlorophyll and carbon concentrations estimated in the laboratory from the field collection, in order to recover concentration values of these variables from the spectral data of these images. According to the trophic state index, the reservoirs were Umari and Mendubim were classified, respectively, as mesotrophic (EIT = 49.74) and Eutrophic (EIT = 54.14). There was a high correlation between the spectral data of the LS8 / OLI sensor and the concentrations of Chl-a ( $R^2 = 0.74$ ) and TOC ( $r^2 = 0.70$ ). The recovery of the Chl-a and TOC concentrations estimated from spectral data proved to be efficient.

**Keywords:** Remote sensing; Landsat 8; Water resources; Conservation; Aquaculture.

## LISTA DE SIGLAS

- COAs - Compostos opticamente ativos
- COD - Carbono orgânico dissolvido
- COP- Carbono orgânico particulado detrital
- ESRI - Environmental Systems Research Institute
- INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
- MDE – Modelo digital de elevação
- MNT - Modelos numéricos de terreno
- MODIS - Moderate resolution imaging spectroradiometer
- NDWI - Índice da diferença normalizada de água
- PDI - Processamento digital de imagens
- PEC - Padrão de Exatidão Cartográfica (Concar, 1984)
- REM - Radiações eletromagnéticas
- SBCDA - Sistema Brasileiro de Coleta dados Ambientais
- SEMARH - Secretária do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte
- SIS - Sólidos inorgânicos em suspensão
- SOS - Sólidos orgânicos em suspensão
- SR - Sensoriamento remoto
- SRTM - Shuttle Radar Topography Mission”
- TIC – Total inorganic carbon (Carbono inorgânico total)
- TOC – Total organic carbon (Carbono orgânico total)
- TOA - Top Of Atmosphere (Topo da atmosfera)
- TSS - Total de sólidos em suspensão
- UTM - Universal Transversa de Mercator
- WRS - Sistema mundial de referência

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO I

- Figura 1 - Interações das radiações eletromagnéticas desde a fonte até os sensores orbitais. Fonte: Adaptado de Lusch (1999). ..... 22
- Figura 2 - Fator de reflectância da água limpa, solo exposto e vegetação à medida que aumenta o comprimento de onda das REM incidentes. Adaptado de Jensen (2009). ..... 23
- Figura 3 - Variação da reflectância da água em função da concentração dos sólidos em suspensão. Fonte: Adaptado de Lusch (1999). ..... 24
- Figura 4 - Variação do fator de reflectância bidirecional (FRB), em função da concentração COD (ml/l), medido em laboratório. Fonte: Adaptado de Mantovani e Novo (1996). ..... 25
- Figura 5 - Variação do fator de reflectância da água contendo Clorofila-a versus comprimento de onda. Adaptado de Vincent *et al.* (2004). ..... 26
- Figura 6 - Comportamento da reflectância da água em função da variação da concentração de Clorofila-a. Fonte: Adaptado de Rundquist *et al.* (1996). ..... 27
- Figura 7 - Reflectância da água em função das concentrações de Cl-a e de matéria orgânica em dissolvida (CDOM) e do total de sólidos dissolvidos TSS. Adaptado de Fan (2014). ..... 27
- Figura 8 - Relação entre a assinatura termal do afloramento de nutrientes (a) e a caracterização bio-óptica do fito plâncton (b, c), na primavera de 2011, baía de Monterrey, Estados Unidos. F/C quociente entre a fluorescência da clorofila e sua concentração. Fonte: Ryan *et al.* (2014) ..... 28
- Figura 9 - Regiões de potencial ocorrência de macrófitas em função da incidência luminosa e da quantidade de nutrientes no lago Taihu. Fonte: Liu *et al.* (2016). ..... 29
- Figura 10 - Distribuição da concentração de fósforo total no reservatório de Manso na estação seca de 2004, Mato Grosso, Brasil. Fonte: Costa; Oliveira e Santos (2012). ..... 29
- Figura 11 - Variação da concentração de sedimentos em suspensão. Imagens da esquerda para a direita (2000, 2005 e 2008): antes, durante e depois da dragagem do lago Poyang (China). Fonte: Cui *et al.* (2013). ..... 30
- Figura 12 - Monitoramento da transparência de Secchi em dois reservatórios africanos, utilizando imagens Landsat 8. Fonte: Masocha *et al.* (2017). ..... 31
- Figura 13 - Monitoramento da turbidez em dois reservatórios africanos, utilizando imagens Landsat 8. Fonte: Masocha *et al.* (2017). ..... 32
- Figura 14 - Monitoramento da variação da concentração de Clorofila-a em águas costeiras do Mar Báltico, utilizando imagens MODIS. Fonte: Adaptado de Harvey; Kratzer e Philipson (2015). ..... 32

Figura 15 - Monitoramento da distribuição da concentração de carbônico dissolvido (COD) no reservatório de Barra Bonita, utilizando imagens Landsat8. Fonte: adaptado de Alcântara <i>et al.</i> (2017). .....	33
--	----

## **CAPÍTULO II**

Figura 1- Localização e hidrografia das bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim, Região Nordeste (NE) do Brasil. ....	43
---	----

Figura 2 - Recorte da grade TOPO DATA, com destaque para as imagens utilizadas na morfometria das áreas em estudo. Fonte: INPE (2009).....	45
--	----

Figura 3 – Altimetria das bacias hidrográficas de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim.....	48
--	----

Figura 4 - Perfis longitudinais das bacias hidrográficas dos reservatórios Umari e Mendubim. ....	49
---	----

Figura 5 - Hierarquização da rede de drenagem da bacia hidrográfica do reservatórios Umari e Mendubim, de acordo com Strahler.....	51
--	----

## **CAPÍTULO III**

Figura 1 - Localização e hidrografia das bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim, no semiárido brasileiro.....	62
--	----

Figura 2 - Áreas urbanas, antropizadas e de vegetação remanescente das bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim. ....	68
--	----

Figura 3 - Distribuição dos tipos de solos nas bacias de contribuição dos reservatórios de Umari e Mendubim.....	71
--	----

Figura 4 - Composição percentual, por tipo de gado, dos rebanhos das bacias de contribuição dos reservatórios de Umari e Mendubim.....	75
--	----

Figura 5 - Porcentagem de contribuição da emissão de nitrogênio e fósforo pela pecuária nas bacias de contribuição dos reservatórios de Umari e Mendubim.....	76
---	----

Figura 6 - Porcentagens de emissão de nitrogênio (N) e fósforo (P) das atividades antrópicas nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim. ....	80
--	----

Figura 7 - Estimativas de cargas totais de N e P emitidas por fatores naturais e antrópicos nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim.....	82
--	----

## **CAPÍTULO IV**

Figura 1 - Reservatórios de Umari, na bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, e de Mendubim, na bacia hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açu. Ambos no semiárido do estado do Rio Grande do Norte. ....	94
---	----

Figura 2 - Cobertura da grade LANSAT, por orbita/ponto, das áreas de estudo. Fonte: Grade LANDSAT 8 (USGS, 2013).....	95
Figura 3 - Pontos de coleta nos reservatórios Umari e Mendubim. ....	96
Figura 4 - Índice de estado trófico (IET) nos reservatórios Mendubim (MDB) e Umari (UMR). .....	100
Figura 5 - Representação gráfica das correlações entre concentrações das variáveis limnológicas (Cl-a, COD) e reflectância Combinações de bandas LS8/OLI). ....	101
Figura 6 - Correlação entre as concentrações de clorofila (Cl-a) e de carbono orgânico dissolvido (COD) determinadas in situ e as estimadas a partir dos modelos estatísticos, usando imagens LS8. ....	102
Figura 7 - Mapa temático da distribuição do clorofila-a (Cl-a) nos reservatórios Umari e Mendubim, utilizando dados da quarta coleta, e a correlação entre valores em in situ e os valores estimados pelo modelo estatístico. ....	103
Figura 8 - Mapa temático da distribuição do carbono orgânico total (COT) nos reservatórios Umari e Mendubim, utilizando dados da quarta coleta, e a correlação entre valores em in situ e os valores estimados pelo modelo estatístico. ....	104

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO II

Tabela 1 - Parâmetros hipsométricos das bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim.....	47
--	----

### CAPÍTULO III

Tabela 1 - Concentrações de nitrogênio e fósforo por tipo de solo.....	63
--	----

Tabela 2 - Quantidade de dejetos produzidos e percentual de nitrogênio e fósforo por tipo de rebanho. ....	66
--	----

Tabela 3 - Quantidades de N e P aplicadas por tipo de lavoura e percentual estimado de perda. ....	67
--	----

Tabela 4 - Percentual de antropização por áreas municipais (km <sup>2</sup> ) abrangidas pelas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim. ....	69
--	----

Tabela 5 - Áreas por tipos de solos que ocorrem nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim.....	70
--	----

Tabela 6 - Estimativas das cargas de nitrogênio e fósforo, exclusivamente, por denudação do solo nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim.....	72
---	----

Tabela 7 - Estimativa das cargas de N e P resultante da deposição atmosférica nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim, em função das áreas dos municípios e da precipitação média.....	73
--	----

Tabela 8 - Estimativas das cargas totais de nitrogênio e fósforo emitidas pelos fatores naturais nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim. ....	74
--	----

Tabela 9 - Estimativas das cargas de N e P emitidas pela pecuária nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim. ....	76
---	----

Tabela 10 - Estimativas das cargas de N e P emitidas pela agricultura nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim. ....	77
---	----

Tabela 11 - Cargas de N e P emitidas pela agricultura nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim. ....	78
---	----

Tabela 12 - Cargas de N e P emitidas pelos efluentes urbanos e rurais nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim. ....	79
---	----

Tabela 13 - Estimativas das cargas totais de nitrogênio e fósforo emitidas por fatores antrópicos nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim. ....	80
---	----

Tabela 14 - Valores de N e P na água de reservatórios do semiárido do Rio Grande do Norte e fatores de emissão totais de N e P nas baias de contribuição destes reservatórios..... 81

Tabela 15 - Estimativas de cargas totais de N e P emitidas por fatores naturais e antrópicos nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim..... 82

Tabela 16 - Tabela 16 - Cargas de emissões de N e P (t.ano-1) de fontes antrópicas e naturais para bacias do nordeste brasileiro..... 84

#### **CAPÍTULO IV**

Tabela 1 - Percentual de aproveitamento de amostras em função da cobertura de nuvens..... 97

Tabela 2 - Classes tróficas, de acordo com Toledo Jr (1990)..... 97

Tabela 3 - Médias e desvios padrão, por coleta, das variáveis limnológicas avaliadas nos reservatórios Mendubim e Umari. .... 99

Tabela 4 - Coeficientes de determinação entre bandas Landsat 8 e as variáveis opticamente ativas, Clorofila-a (Cl-a) e carbono orgânico dissolvido (COD)..... 101

Tabela 5 - Equações de estimativas das concentrações de Cl-a e COT a partir de imagens LS8/OLI..... 101

## LISTA DE EQUAÇÕES

### CAPÍTULO III

Equação 1 - Cálculo dos aportes de nitrogênio e de fósforo provenientes das emissões naturais: atmosférica e desnudação físico-química do solo.....	64
Equação 2 - Cálculo dos aportes de nitrogênio e de fósforo oriundos de efluentes.....	65
Equação 3 - Cálculo dos aportes de nitrogênio e fósforo oriundo da pecuária. ....	66
Equação 4 - Cálculo dos aportes de nitrogênio e fósforo oriundo da agricultura. ....	66

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO E ESTRUTURAÇÃO DO TRABALHO .....</b>	<b>18</b>
--	-----------

### **CAPÍTULO I - USO DE SENSORIAMENTO REMOTO NO MONITORAMENTO DOS AMBIENTES AQUÁTICOS**

	<b>Páginas</b>
<b>RESUMO: .....</b>	<b>20</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>21</b>
<b>2. USO DO SENSORIAMENTO REMOTO (SR) NA AVALIAÇÃO DE VARIÁVEIS OPTICAMENTE ATIVAS EM AMBIENTES AQUÁTICOS .....</b>	<b>22</b>
<b>3. SENSORIAMENTO REMOTO DE VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS .....</b>	<b>28</b>
<b>4. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>34</b>
<b>5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>36</b>

### **CAPÍTULO II - CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA DE BACIAS DE CONTRIBUIÇÃO DE RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO.**

	<b>Páginas</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>40</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>41</b>
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>43</b>
2.1. ÁREA DE ESTUDO.....	43
2.2. AQUISIÇÃO E PROCESSAMENTO DE IMAGENS TOPODATA.....	44
2.3. PARÂMETROS MORFOMÉTRICOS .....	45
HIPSOMETRIA .....	45
MORFOMETRIA .....	46
Análise linear.....	46
Análise areal .....	46
<b>3.RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>47</b>
3.1. ANÁLISE HIPSOMÉTRICA .....	47
3.2. ANÁLISE MORFOMÉTRICA.....	50
<b>4.CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>52</b>
<b>5.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>53</b>

<b>ANEXO I - Equações de cálculo dos parâmetros morfométricos</b> .....	55
<b>ANEXO II - Parâmetros morfométricos das bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim.</b> .....	57

**CAPÍTULO III- ESTIMATIVAS DAS EMISSÕES NATURAIS E ANTRÓPICAS DE NITROGÊNIO E FÓSFORO EM BACIAS DE CONTRIBUIÇÃO DE RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

	<b>Páginas</b>
<b>RESUMO</b> .....	58
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	60
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	62
2.1. ÁREAS DE ESTUDO .....	62
2.2. ANTROPIZAÇÃO E SOLOS .....	62
2.3. EMISSÕES NATURAIS .....	63
2.4. EMISSÕES ANTRÓPICAS .....	64
2.5. NUTRIENTES NA ÁGUA DOS RESERVATÓRIOS .....	67
<b>3. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	68
3.1. ANTROPIZAÇÃO .....	68
3.2. CARGAS DE NITROGÊNIO (N) E FÓSFORO (P) POR EMISSÕES NATURAIS....	70
Denudação do solo .....	70
Deposição Atmosférica .....	73
Emissões naturais totais.....	74
3.3. CARGAS DE NITROGÊNIO (N) E FÓSFORO (P) POR EMISSÕES ANTRÓPICAS	75
Pecuária .....	75
Agricultura.....	77
Águas Servidas .....	78
Emissões antrópicas totais.....	79
3.4. RELAÇÃO ENTRE AS CONCENTRAÇÕES DE N E P NA ÁGUA DOS RESERVATÓRIOS E OS FATORES DE EMISSÃO DESTES NUTRIENTES.....	80
<b>4. CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	81
<b>5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	85

**CAPITULO IV – ESTIMATIVA DAS CONCENTRAÇÕES DE CLOROFILA-A E CARBONO ORGÂNICO TOTAL EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO, A PARTIR DE IMAGENS DO SENSOR OLI/LANDSAT8**

**Páginas**

<b>RESUMO</b> .....	90
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	92
<b>2. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	94
2.1. ÁREA DE ESTUDO .....	94
2.2. LOCAIS DE AMOSTRAGENS .....	95
2.3. COLETA DE DADOS LIMNOLÓGICOS .....	96
2.4. EXTRAÇÃO DOS DADOS ESPECTRAIS .....	97
2.5. INTEGRAÇÃO ENTRE OS DADOS LIMNOLÓGICOS E ESPECTRAIS .....	98
<b>3. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	99
3.1. VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS E ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO.....	99
3.2. VARIÁVEIS ESPECTRAIS.....	100
<b>4. CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	105
<b>5. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA</b> .....	106

## INTRODUÇÃO E ESTRUTURAÇÃO DO TRABALHO

Uma das grandes preocupações mundiais é a crescente demanda hídrica. No século XX, essa demanda duplicou, exigindo que haja um cuidado, cada vez maior, com a qualidade e quantidade de água disponível, principalmente para o consumo humano e animal. Em regiões onde as características edafoclimáticas são causas naturais da escassez dos recursos hídricos, como é o caso das regiões semiáridas, se faz necessário um cuidado ainda mais efetivo com esses recursos. Nessas regiões, secas prolongadas, elevada vaporização, uso indevido da água, aporte excessivo de nutrientes, tanto de atividades antrópicas rurais, como urbanas, são as principais causas da depleção quantitativa e qualitativa dos recursos hídricos, sendo assim, é de suma importância o monitoramento desses recursos e dos fatores que possam reduzir, ainda mais, a oferta e a qualidade da água disponível na região do semiárido do nordeste brasileiro. Na região Nordeste, com a necessidade manutenção da quantidade de água disponível durante os períodos de seca, formou-se uma intrincada rede de reservatórios, em sua maioria de pequeno porte, complexa e de difícil administração. Neste contexto, é relevante o desenvolvimento de novas tecnologias e geração de dados que venham aumentar a efetividade da gestão desses recursos hídricos, subsidiando os administradores na tomada de decisões que possam manter a oferta e a qualidade da água nessa região do Brasil. O sensoriamento remoto surge como uma ferramenta, agilizando a aquisição de informações necessárias as atividades de monitoramento dos recursos hídricos, principalmente de reservatórios e bacias hidrográficas de grande extensão, onde técnicas tradicionais de obtenção de dados são demoradas e onerosas. O processamento digital de imagens satelitais mostra-se potencialmente útil no monitoramento quantitativo e qualitativo dos recursos hídricos em diferentes escalas tanto temporais, como espaciais, e na obtenção de informações fisiográficas, geológicas e de uso e ocupação de bacias hidrográficas dentre outras. São inúmeros os trabalhos acadêmicos voltados para o uso do sensoriamento remoto na análise e monitoramento de bacias hidrográficas e de seus recursos hídrico. O presente trabalho teve como objetivos: apresentar uma síntese da fundamentação teórica do uso do sensoriamento remoto no monitoramento de recursos hídricos; realizar a caracterização morfométrica de duas bacias hidrográficas do semiárido brasileiro, aplicando técnicas de geoprocessamento em modelos digitais de elevação (MDEs); estimar o aporte de nutrientes por emissões naturais e antrópicas em bacias de contribuição de reservatórios do semiárido nordestino, utilizando dados oficiais de instituições governamentais, bibliografia acadêmica e fontes dados georreferenciados; e verificar a viabilidade do uso de sensoriamento

remoto na estimativa da concentração e no monitoramento de duas variáveis limnológicas opticamente ativas, utilizando imagens satelitais do sensor OLI/Landsat 8. Para tanto o este trabalho foi dividido em quatro capítulos.

O primeiro, com o título “Uso do sensoriamento remoto (SR) na avaliação de variáveis opticamente ativas em ambientes aquáticos”, aborda o embasamento teórico na aplicabilidade do sensoriamento remoto na análise e monitoramento de componentes opticamente ativos (COAs) presentes nos corpos hídricos, enfatizando as interações que ocorrem entre estes componentes e as repostas espectrais da água, em função de suas concentrações, captadas pelos sensores satelitais e traduzidas em forma de imagens. Este capítulo também traz resultados obtidos por trabalhos que analisaram os COAs usando imagens de satélites, mostrando a viabilidade do uso de dados espectrais no monitoramento desses parâmetros em corpos hídrico.

O segundo, intitulado “Caracterização das bacias de contribuição de reservatórios do semiárido brasileiro”, traz em seu contexto a caracterização das bacias de contribuição de dois importantes reservatórios do semiárido potiguar, Umari e Mendubim. Neste capítulo, aplicando técnicas de geoprocessamento em modelos de elevação (MDEs) obtidos do projeto do TOPODATA do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), foram realizadas as análises morfométrica e hipsométrica dessas bacias caracterizando-as quanto suas fisiografias.

O terceiro, com o título “Estimativas das emissões naturais e antrópicas de nitrogênio e fósforo em bacias de contribuição de reservatórios do semiárido brasileiro”, teve como objetivo estimar os aportes de cargas de nutrientes naturais e antrópicas nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim. Essas estimativas foram obtidas a partir de dados fornecidos por instituições governamentais ou obtidos de trabalhos acadêmicos. Sendo utilizados nessas estimativas dados georreferenciados, técnicas de geoprocessamento, os fatores de emissões naturais: deposição atmosférica e denudação do solo; e os de emissões antrópicas: agricultura, pecuária e efluentes.

Por fim, o quarto capítulo intitulado “Estimativa das concentrações de clorofila-a e carbono orgânico total em reservatórios do semiárido brasileiro, a partir de imagens do sensor OLI/landsat8” avaliou a viabilidade de estimar e monitorar clorofila-a e carbono orgânico total usando dados espectrais oriundo do sensor OLI a bordo do satélite Landsat 8. Para tanto, foram desenvolvidos modelos estatísticos a partir da aplicação de regressão linear entre dados *in situ*, oriundos de seis coletas realizadas nos reservatórios Umari e Mendubim, entre os anos de 2017 e 2018, e dados espectrais de imagens desse sensor.

## **CAPÍTULO I - USO DE SENSORIAMENTO REMOTO NO MONITORAMENTO DOS AMBIENTES AQUÁTICOS**

### **USE OF REMOTE SENSING IN MONITORING AQUATIC ENVIRONMENTS**

**RESUMO:** O desenvolvimento de satélites com resoluções cada vez melhores, tornou o sensoriamento remoto uma ferramenta de fundamental importância no monitoramento tanto quantitativo, como qualitativo dos corpos hídricos. Determinados compostos opticamente ativos (COAs) presentes na água modificam algumas de suas características físicas, alterando sua resposta espectral às radiações eletromagnéticas. Essas alterações, ao serem captadas pelos sensores orbitais, possibilitam monitorar e quantificar determinadas variáveis. Dentre elas podemos citar: clorofila, fósforo, carbono, sólidos em suspensão e turbidez. Além dos COAs, o sensoriamento remoto pode ser utilizado na estimativa de parâmetros físicos, como transparência de Secchi e profundidade, e no monitoramento de organismos aquáticos como macrófitas e fitoplâncton. Neste contexto, apresentamos uma síntese dos princípios físicos envolvidos no monitoramento de corpos hídricos e de alguns dos compostos opticamente ativos, por sensoriamento remoto, bem como de trabalhos que utilizaram esta metodologia na avaliação de ambientes aquáticos, visando identificar as potencialidades e as limitações no monitoramento dos ambientes aquáticos.

**Palavras-chave:** Corpos hídricos, Substâncias opticamente ativas (COAs); Sensores orbitais.

**ABSTRACT:** The development of satellites with increasingly better resolutions has made remote sensing a tool of fundamental importance in both quantitative and qualitative monitoring of water bodies. Certain optically active compounds (OACs) present in water modify some of their physical characteristics, changing their spectral response to electromagnetic radiation. These changes, when captured by the orbital sensors, make it possible to monitor and quantify certain variables. Among them, we can mention chlorophyll, phosphorus, carbon, suspended solids, and turbidity. In addition to OACs, remote sensing can be used to estimate physical parameters, such as Secchi transparency and depth, and to monitor aquatic organisms such as macrophytes and phytoplankton. In this context, we present a synthesis of the physical principles involved in monitoring water bodies and some of the optically active compounds by remote sensing, as well as studies that used this methodology in the assessment of aquatic environments, in order to identify the potential and limitations in monitoring the aquatic environments.

**Keywords:** Water bodies, Optically active substances (OACs); Orbital sensors.

## 1. INTRODUÇÃO

Estudos ambientais envolvendo sensoriamento remoto e análises de imagens de satélites avançaram consideravelmente nas últimas décadas. Dentre as diversas aplicações destas ferramentas no âmbito ambiental, podemos citar o monitoramento superficial dos corpos hídricos (FEYISA *et al.*, 2014), a avaliação de impactos ambientais (CAPDEVILLE *et al.*, 2019; FU e WENG, 2016), o monitoramento de desastres ambientais (KAKU, 2019), monitoramento de desmatamentos (CABRAL *et al.*, 2018), a análise do uso e ocupação do solo (LATHUILLIÈRE *et al.*, 2017; OLIVEIRA; FERREIRA, 2015), o monitoramento de áreas de proteção ambiental (NAGENDRA *et al.*, 2013) e a caracterização e monitoramento de bacias hidrográficas (SAYAH *et al.*, 2019).

O desenvolvimento de sensores com resoluções espectrais cada vez mais fina, como é o caso dos sensores hiperespectrais, aliado as elevadas resoluções espaciais dos sensores modernos, possibilitam o uso de imagens espectrais na análise de variáveis cada vez mais específicas e com elevados níveis de precisão (EMBRAPA, 2013; MENEZES *et al.*, 2012). Vários são os fatores bio-físico-químicos dos ambientes aquáticos que podem ser avaliados por meios de informações espectrais de imagens de satélites, tais como: distribuição de cianobactérias (OYAMA; MATSUSHITA; FUKUSHIMA, 2015), fitoplâncton (CICERELLI; GALO, 2015; MOUW *et al.*, 2017;) e vegetação aquática (LUO *et al.*, 2016), além da transparência e turbidez da água (ALIKAS; KRATZER, 2017; GONZÁLEZ-MÁRQUEZ *et al.*, 2018).

O sensoriamento remoto mostra-se potencialmente útil no monitoramento da qualidade da água em diferentes escalas, tanto espacial como temporal, ou em função dos diversos propósitos de uso (LOPES *et al.*, 2014). Esse tipo de análise permite a inferência da relação entre variáveis limnológicas e os fatores que possam levar ao comprometimento da qualidade da água e seus diversos usos, utilizando a resposta espectral da água em função da concentração dos componentes opticamente ativos (COAs) nela presentes (LE *et al.*, 2013; BONANSEA *et al.*, 2015). Neste contexto, objetivamos apresentar uma síntese da fundamentação teórica do sensoriamento remoto na avaliação dos ambientes aquáticos, bem como de trabalhos que utilizaram esta metodologia no estudo de corpos hídricos, visando identificar as suas potencialidades e lacunas.

## 2. USO DO SENSORIAMENTO REMOTO (SR) NA AVALIAÇÃO DE VARIÁVEIS OPTICAMENTE ATIVAS EM AMBIENTES AQUÁTICOS

A principal vantagem do uso do SR no estudo ambiental é a facilidade de coleta e atualização de informações de várias propriedades dos alvos, possibilitando o estudo da dinâmica de variáveis limnológicas em corpos hídricos, em diferentes escalas espaciais e temporais (SAYERS *et al.*, 2019). O uso de técnicas de sensoriamento remoto na análise dos ambientes aquáticos continentais é possível graças às interações físico-químicas da água com as radiações eletromagnéticas (REM), possibilitando a comparação de padrões de absorção, espalhamento e atenuação de uma água pura (isenta de matéria orgânica e inorgânica) com os encontrados na massa d'água em análise (CASSOL *et al.*, 2013).

O estudo dos ambientes aquáticos através de imagens só é possível graças às variações espectrais que as radiações eletromagnéticas sofrem no seu caminho, desde a fonte até os sensores orbitais, após interagirem com a atmosfera, com os corpos hídricos e seus compostos opticamente ativos. São elas: a reflectância atmosférica, resultante das interações das REM com a atmosfera e que não chega à superfície; a reflectância de superfície, que corresponde a uma pequena quantidade da radiação solar que consegue atravessar a atmosfera, e penetra aproximadamente 1mm na superfície hídrica; a reflectância volumétrica, que corresponde a radiação que penetra no corpo hídrico e efetivamente interage com a água e com os componentes opticamente ativos (COAs), sem interações com o fundo e a reflectância de fundo, resultante da reflexão com as superfícies do fundo de corpos hídricos rasos (Figura 1).

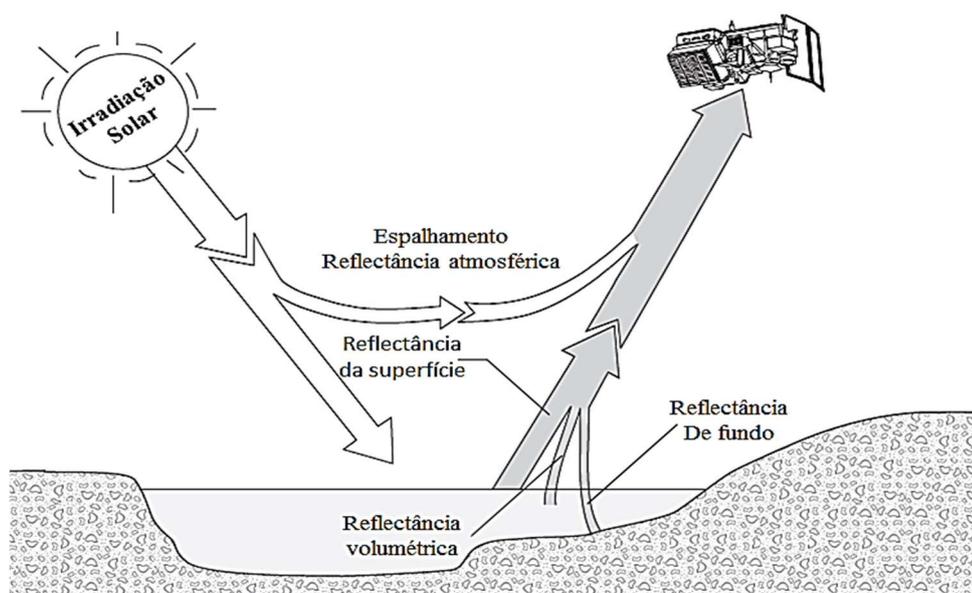


Figura 1 - Interações das radiações eletromagnéticas desde a fonte até os sensores orbitais. Fonte: Adaptado de Lusch (1999).

A radiância volumétrica é a de interesse na análise dos COAs da água (JENSEN, 2009). Por isso se faz necessário as correções radiométricas dos dados espectrais, a fim de remover as interferências das demais radiações nas interpretações das informações analisadas nas imagens. A água limpa (transparente) aumenta seu fator de reflectância, à medida que nos deslocamos no espectro das REM, do limite inferior do comprimento de onda do azul (400 nm) para a proximidade do limite superior do verde (600 nm), em seguida caindo até atingir fator zero de reflectância no infravermelho próximo, (Figura 2). Em função desse comportamento espectral, os ambientes aquáticos de águas claras aparecem escuros em bandas espectrais do visível ou do infravermelho, enquanto águas que possuem compostos opticamente ativos podem aparecer com tonalidades de cinza na região do visível ou em cores, dependendo da composição de bandas da imagem em análise.

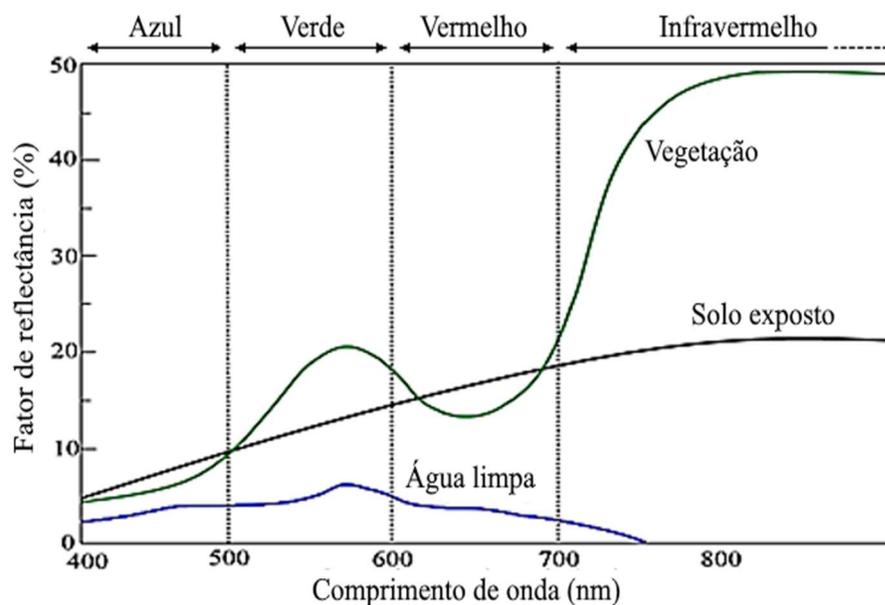


Figura 2 - Fator de reflectância da água limpa, solo exposto e vegetação à medida que aumenta o comprimento de onda das REM incidentes. Adaptado de Jensen (2009).

A compreensão da variação da assinatura espectral da água, em função dos compostos opticamente ativos (COAs), é de fundamental importância para aquisição e interpretação das informações relativas aos corpos hídricos utilizando sensoriamento remoto. De uma maneira geral, as variações das propriedades ópticas dos ambientes aquáticos estão ligadas a interação de três fatores: a) o total de sólidos em suspensão, que compreende partículas retidas em filtros 0,45  $\mu\text{m}$ , que por sua vez, pode ser dividido em sólidos orgânicos em suspensão, formados pelo plâncton e pela matéria orgânica particulada, e sólidos inorgânicos em suspensão, formado por partículas como silte e argila; b) a presença de substâncias húmicas,

como os ácidos húmicos e c) a própria água (MOORE *et al.*, 2014; MOUW *et al.*, 2017; WERDELL *et al.*, 2018).

O monitoramento do total de sólidos em suspensão em ambientes aquáticos é de grande importância tendo em vista os problemas que podem concentração elevadas dessas partículas trazer para alguns desses ambientes, como lagos e reservatórios. Afetando a qualidade da água, tornando-a inadequada para o consumo humano, industrial ou recreativo; ou ainda, problemas para a biota aquática, dificultando a entrada de luz solar, minimizando a fotossíntese realizada tanto pelo fitoplâncton, como pela vegetação submersa. Sendo que estes organismos são a base da cadeia alimentar dos ambientes aquáticos.

A reflectância da água atinge um pico para um comprimento de onda entorno de 580nm (Azul) e reduz continuamente à medida que aumenta o comprimento de onda das REM incidentes, como resultado da absorção da coluna d'água. No entanto, ao aumentar a concentração de sólidos em suspensão, a reflexão volumétrica da água também aumenta, sendo o pico de reflectância deslocado para os comprimentos de onda mais longos. A constituição da matéria em suspensão, a relação com o tamanho das partículas e a concentração das mesmas são de fundamental importância para o aumento da reflectância da água. No intervalo de comprimento de 400 a 500 nm, ocorre um aumento exponencial do fator de reflectância, atingido o pico entre 550 e 660 nm. Isto se deve ao espalhamento resultante das partículas em suspensão e a baixa absorção da água nessa faixa do espectro (Figura 3).

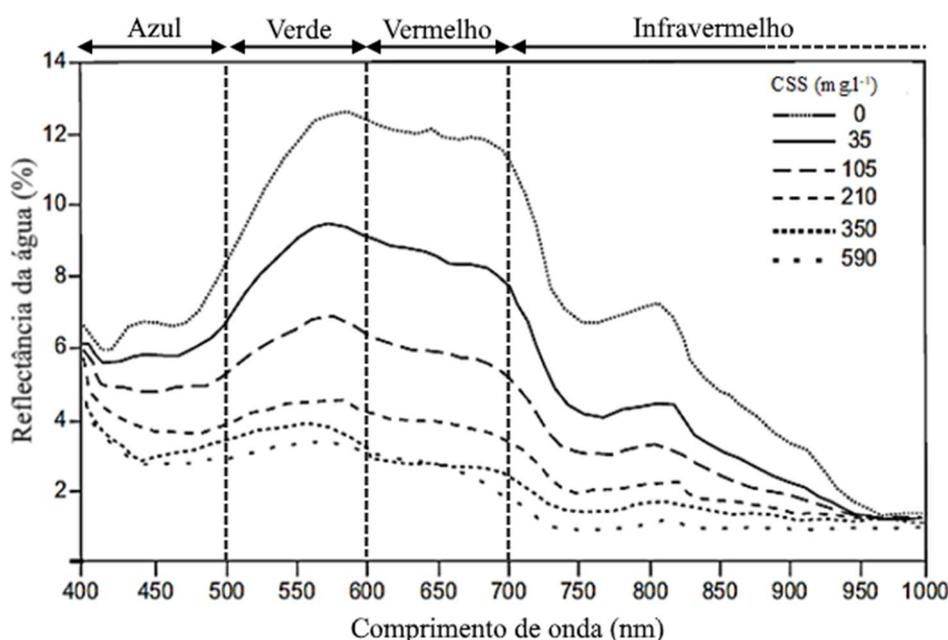


Figura 3 - Variação da reflectância da água em função da concentração dos sólidos em suspensão. Fonte: Adaptado de Lusch (1999).

O total de sólidos em suspensão está relacionado com a ocupação e uso do solo, com a pluviometria da área em estudo, além do carreamento de partículas orgânicas e inorgânicas provenientes dos escoamentos superficiais (WACHHOLZ, 2007). As atividades agrícolas tendem a causar um maior aporte de partículas para os ambientes aquáticos, principalmente as que utilizam movimento de camadas superficiais do solo ou que possam favorecer os processos erosivos. Sendo assim, no estudo dessa variável deve-se levar em conta não só o uso e ocupação do solo, como também, o regime pluviométrico da área de estudo, mudanças climáticas e relação destes com a erosão do solo (MONDAL *et al.*, 2014).

O carbono orgânico total (COT) presente em ambientes aquáticos pode ser dividido em dois grupos: o carbono orgânico detrital e o carbono orgânico particulado da biota. Sendo que o carbono orgânico detrital é formado por dois grupos, o carbono orgânico dissolvido (COD) e o carbono orgânico particulado detrital (COP). Dentre as substâncias do COD presente nos corpos aquáticos, as que podem alterar a absorção e espalhamento das REM pela coluna d'água, são os compostos húmicos, também conhecidas como “substâncias amarelas” ou “Gelbstoffe” (JENSEN, 2009). Mantovane e Novo (1996), ao medirem em laboratório o fator de reflectância bidirecional da água em função da variação da concentração de COD, observaram uma redução da reflectância da água na região visível do espectro correspondente ao azul e ao verde. Na região superior do intervalo de comprimento de onda do vermelho, ocorre uma certa instabilidade para reflexão da água em função da concentração COD. Sendo que, no ponto médio do intervalo de comprimento de onda correspondente ao infravermelho próximo, observa-se um aumento, relativamente proporcional, ao aumentar a concentração de COD, quando comparado com o espectro da água pura, e, em seguida, uma queda brusca (Figura 4).

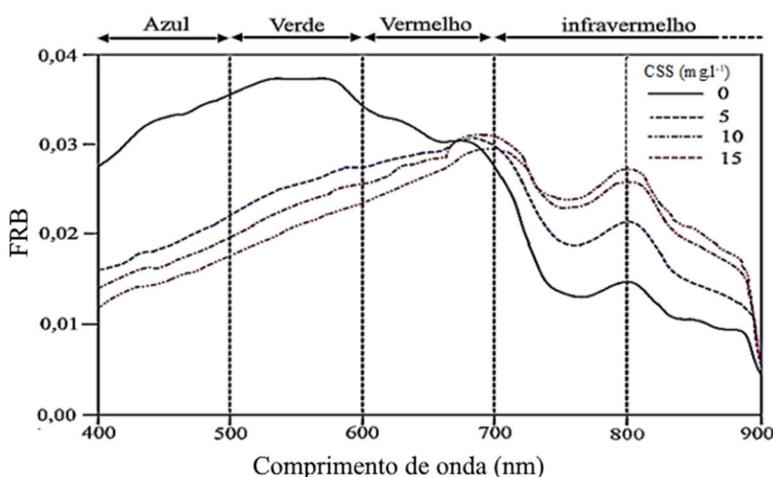


Figura 4 - Variação do fator de reflectância bidirecional (FRB), em função da concentração COD (mg/l), medido em laboratório. Fonte: Adaptado de Mantovani e Novo (1996).

O monitoramento da concentração de clorofila é de suma importância para avaliar a produtividade primária e o nível trófico de ecossistemas aquáticos (LOPES *et al.*, 2015; TIBEBE; KASSA; ADANE MELAKU, 2019), sendo a detecção e quantificação desse pigmento de fundamental importância para avaliar qualitativamente água desses ecossistemas (MUNAR *et al.*, 2018). Neste aspecto, o sensoriamento remoto mostra-se como potencial ferramenta no acompanhamento dos valores desta variável, tendo em vista, principalmente, o monitoramento multitemporal que permite avaliar a variação do estado trófico dos ambientes aquáticos (SHI *et al.*, 2019).

A precisão da quantificação remota de variáveis limnológicas, como a Clorofila-a e a produção de biomassa fitoplanctônica em águas turvas, é de fundamental importância para estudos mais amplos da produção primária e dos ciclos biogeoquímicos tanto em ambientes aquáticos continentais, quanto costeiros (MISHRA; MISHRA, 2012). No entanto, para uma eficiente análise das imagens orbitais de multiespectrais ou hiperespectrais, é necessário entender o comportamento espectral da água limpa, e com diferentes concentrações de Clorofila-a (Figuras 5 e 6).

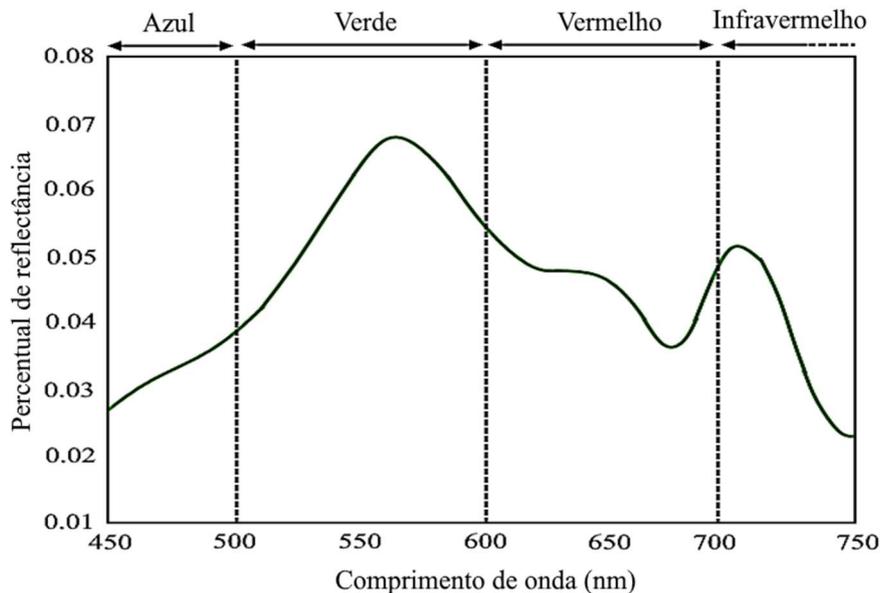


Figura 5 - Variação do fator de reflectância da água contendo Clorofila-a versus comprimento de onda. Adaptado de Vincent *et al.* (2004).

Geralmente para a Clorofila-a (Cl-a), a reflectância da água apresenta um pico na região do azul e entorno do limite espectral do vermelho-infravermelho próximo. Com o aumento da concentração de Cl-a, ocorre uma redução da reflectância no intervalo espectral do verde, e um acréscimo no intervalo espectral entorno do limite superior do vermelho, (Figura 6). Outros fatores que devem ser levados em conta, ao analisar a distribuição espacial da

concentração de Cl-a, é a sua ocorrência, concomitante, com a matéria orgânica dissolvida e sólidos em suspensão (FAN, 2014) (Figura 7).

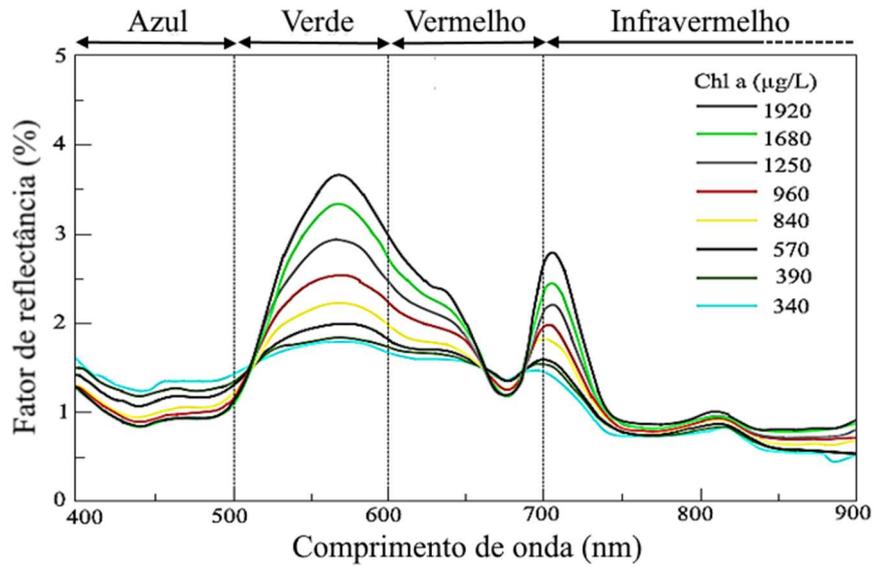


Figura 6 - Comportamento da reflectância da água em função da variação da concentração de Clorofila-a. Fonte: Adaptado de Rundquist *et al.* (1996).

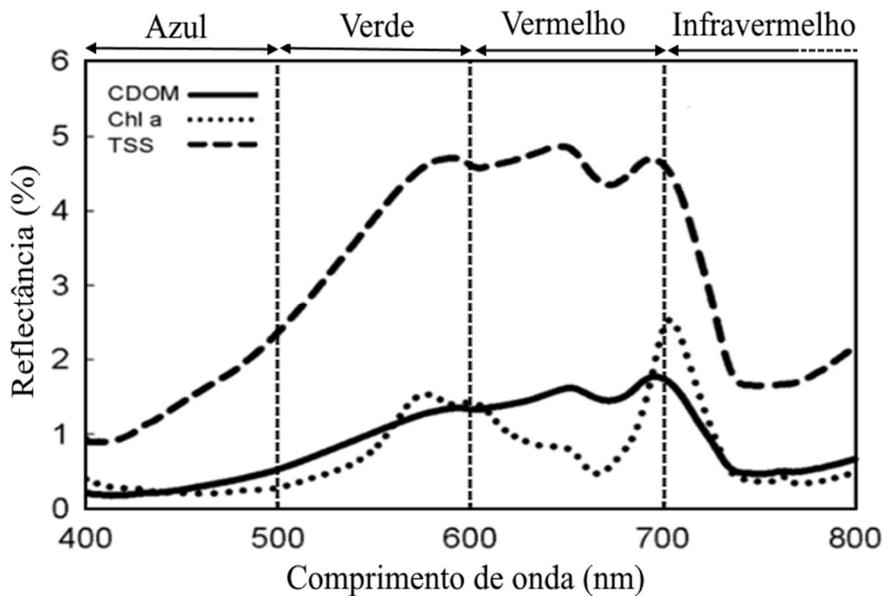


Figura 7 - Reflectância da água em função das concentrações de Cl-a e de matéria orgânica em dissolvida (CDOM) e do total de sólidos dissolvidos TSS. Adaptado de Fan (2014).

### 3. SENSORIAMENTO REMOTO DE VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS

Utilizando imagens do sensor HICO (“Hiperspectral Imager for the Coastal Ocean”), Ryan *et al.* (2014), analisaram o uso de imagens hiperespectrais no estudo de fitoplâncton na baía de Monterrey nos Estados Unidos (Figura 8). Neste estudo os autores relacionaram o afloramento de nutrientes com a assinatura espectral térmica e a caracterização bio-óptica indireta do fito plâncton, em função da relação entre a concentração de clorofila e a fluorescência verificada nas imagens de satélite utilizadas. De acordo com os autores, os sensores HICO possibilitaram o uso de sensoriamento remoto no estudo de ambientes aquáticos opticamente complexos, graças à resolução espectral e ao aprimoramento espacial desses sensores.

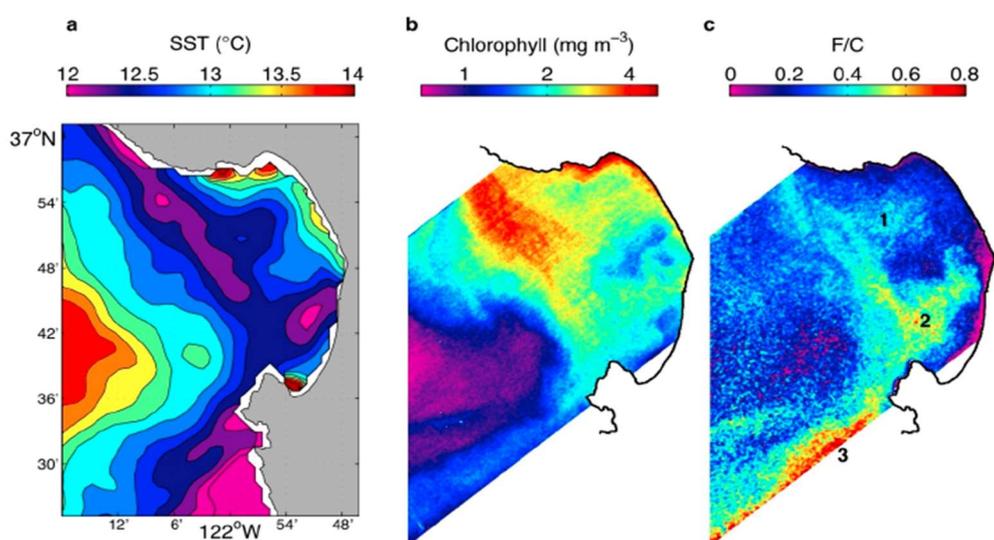


Figura 8 - Relação entre a assinatura termal do afloramento de nutrientes (a) e a caracterização bio-óptica do fito plâncton (b, c), na primavera de 2011, baía de Monterrey, Estados Unidos. F/C quociente entre a fluorescência da clorofila e sua concentração. Fonte: Ryan *et al.* (2014)

Liu *et al.* (2016) analisaram o potencial de ocorrência de macrófitas em regiões do lago Taihu (China), em função luminosidade e do nível de nutrientes, utilizando imagens do sensor MODIS, a bordo do satélite TERRA. No estudo, as imagens MODIS foram utilizadas para avaliar e validar a relação entre a profundidade limite de ocorrência de luz (zona eufótica) e a profundidade do lago, como índice de representação das condições luminosas favoráveis a ocorrência de macrófitas subaquáticas. Além disso, os autores identificaram as regiões onde a quantidade de nutrientes era limitante à proliferação de macrófitas submersas, em função das condições de luminosidade. Os autores relataram que a aplicação dessa metodologia se mostrou eficiente para os parâmetros analisados no lago Taihu. No entanto, necessita de alguns ajustes

na análise desses parâmetros, quando da aplicação dessa metodologia no estudo em outras áreas, tendo em vista as peculiaridades de cada região de estudo (Figura 9).

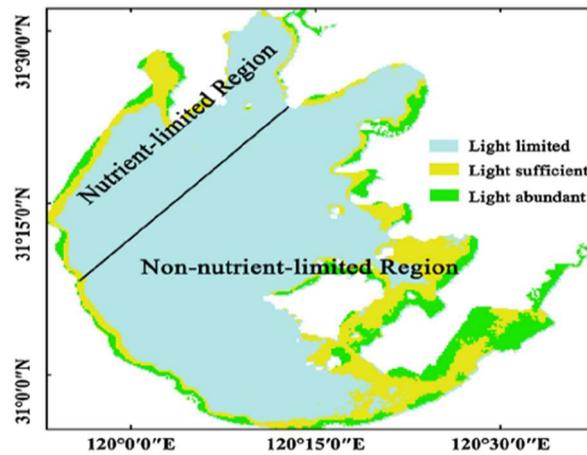


Figura 9 - Regiões de potencial ocorrência de macrófitas em função da incidência luminosa e da quantidade de nutrientes no lago Taihu. Fonte: Liu *et al.* (2016).

A eficiência da análise do comportamento espectral está intimamente ligada ao comprimento de onda da banda e o do sensor utilizado. Costa, Oliveira e Santos (2012), verificaram que houve um maior correlação ( $r^2 = 0,89$ ) entre a concentração de fósforo registrada em campo, com os valores registrados na banda 3 do sensor TM/ LANDSAT5 (Figura 10). Esta banda corresponde ao espectro do vermelho, com um intervalo de banda de 450 a 520 nm. Neste caso, os autores fizeram a correlação entre os dados espectrais extraído das imagens TM/LS5 e os dados de fósforo total medido *in situ*, considerando um  $R^2$  mínimo de 0,70.

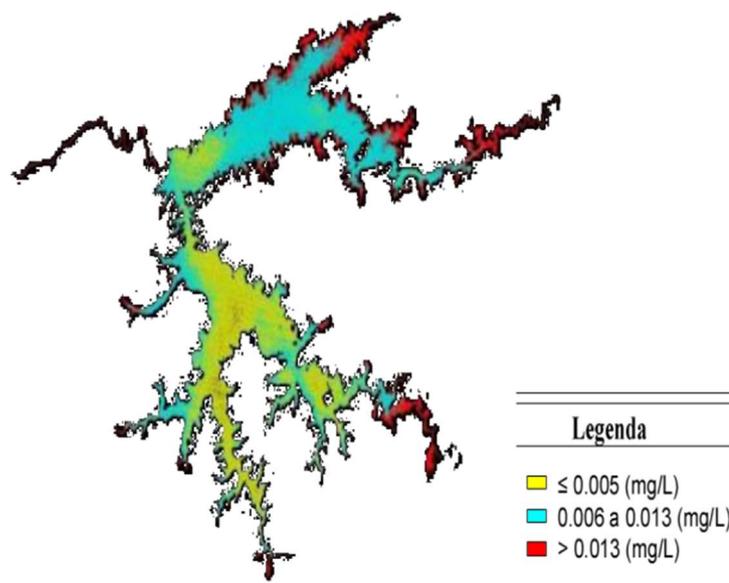


Figura 10 - Distribuição da concentração de fósforo total no reservatório de Manso na estação seca de 2004, Mato Grosso, Brasil. Fonte: Costa; Oliveira e Santos (2012).

De acordo com os autores, o sensoriamento foi eficaz na avaliação e monitoramento do reservatório estudado, que foi definindo como oligotrófico de classe II, de acordo com a Resolução CONAMA n° 357/2005, que fixa um nível máximo de 0,030 mg/l de fósforo para esta classificação. Este trabalho revela que o uso de imagens de satélite para avaliar as variáveis limnológicas opticamente ativas é viável, mesmo em baixas concentrações dos compostos analisados.

Cui *et al.* (2013), analisaram a variação espaço-temporal da concentração de sedimento em suspensão (CSS) no lago Poyang (China), a fim de avaliar os parâmetros responsáveis por essa variação, bem como os procedimentos de manutenção e dragagem. Nesse trabalho os autores utilizaram imagens das bandas vermelho e infravermelho dos sensores MODIS, presentes nos satélites Terra (EOS AM-1) e Aqua (EOS PM-1). Para definir os modelos de predição das CSS a partir de dados espectrais MODIS, foram aplicados modelos de regressão entre os dados de campo e os espectrais das bandas exclusivas, de suas razões, e da diferença entre elas, com a posterior comparação dos coeficientes de determinação ( $R^2$ ) e dos erros quadráticos médios.

De acordo com os autores, as imagens MODIS mostram-se eficientes na análise espaço-temporal do parâmetro em questão (Figura 11).

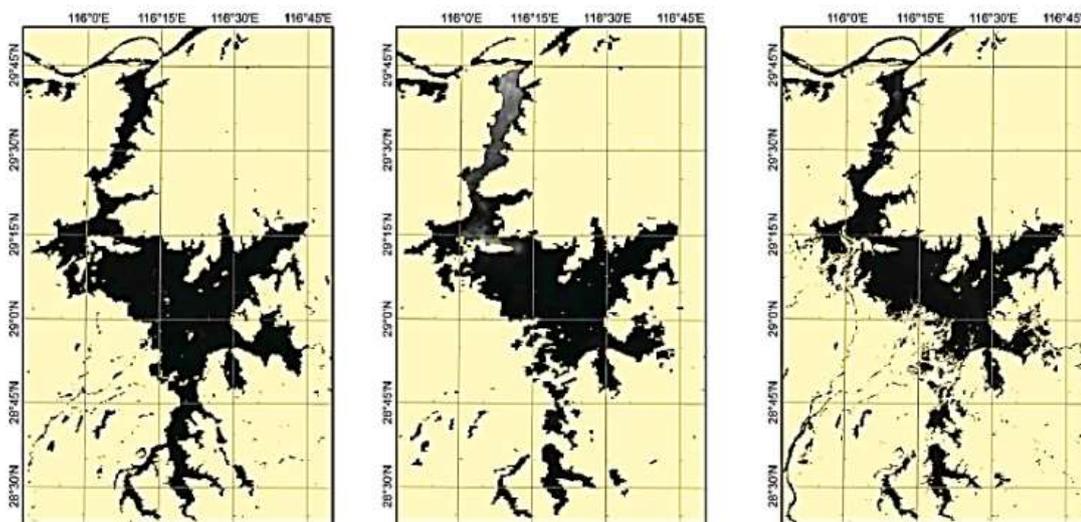


Figura 11 - Variação da concentração de sedimentos em suspensão. Imagens da esquerda para a direita (2000, 2005 e 2008) antes, durante e depois da dragagem do lago Poyang (China). Fonte: Cui *et al.* (2013).

Ainda segundo os autores, a análise remota, usando imagens MODIS, pode ajudar na tomada de decisões no gerenciamento de lagos. No entanto, o procedimento tem algumas limitações, comuns a este tipo de estudo. A reflectância do fundo do lago e a vegetação submersa podem alterar a resposta espectral de águas rasas, como é o caso analisado,

superestimando a concentração de sólidos em suspensão. Outra limitação é a resolução espacial das imagens MODIS (250m), cada pixel pode cobrir água, vegetação, solo descoberto, ou uma combinação destes entes, resultando em uma estimativa imprecisa para os parâmetros em análise. Por último, a resolução temporal deste satélite também pode ser um limitante, imagens adquiridas num grande intervalo de tempo podem não acompanhar as variações temporais de parâmetros analisados.

O uso de imagens Landsat 8 (LS8) no monitoramento remoto de reservatórios da África Subtropical foi eficiente para avaliar a transparência da água. Nesse trabalho os autores testaram quatro bandas do LS8: 2 (azul), 3 (verde), 4 (vermelho) e a 5 (infravermelho próximo) e suas razões (2/4, 4/2, 5/3), fazendo as correlações destas com os dados de campo para cada um dos parâmetros. Os modelos estatísticos de predição da profundidade de Secchi que apresentaram melhor resultados, nos reservatórios Chivero ( $r^2=0,87$ ) e Mazvikadei ( $r^2=0,88$ ), foram os obtidos a partir da razão entre as bandas 2(azul) /4(vermelho) (MASOCHA *et al.*, 2017) (Figura 12).

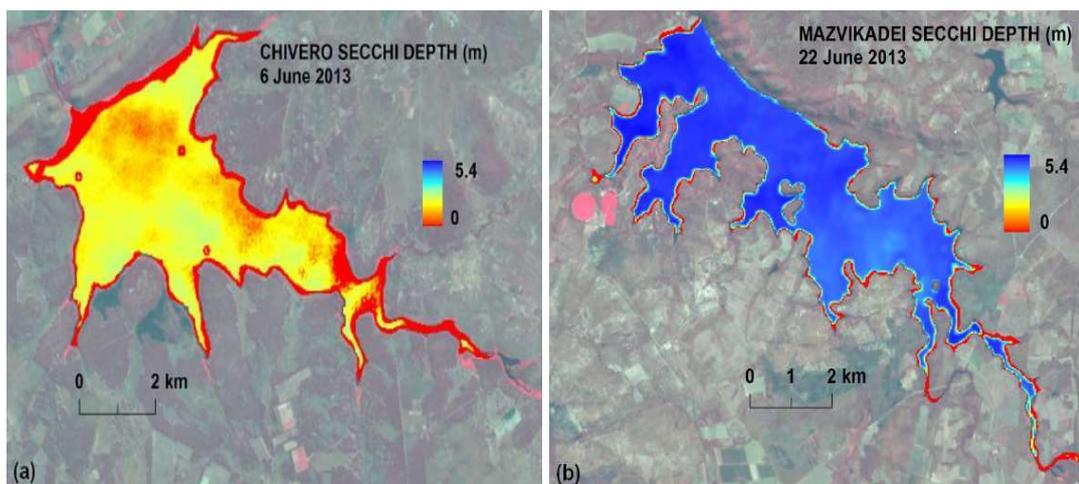


Figura 12 - Monitoramento da transparência de Secchi em dois reservatórios africanos, utilizando imagens Landsat 8. Fonte: Masocha *et al.*(2017).

Esses pesquisadores também verificaram que as imagens LS8 foram eficientes no monitoramento da turbidez, mostrando forte correlação entre os dados de campo e os espectrais (Chivero:  $r^2=0,90$  e Mazvikade:  $r^2=0,81$ ). Sendo que, para esse parâmetro os modelos mais eficientes foram obtidos a partir da razão entre as bandas 4(vermelha)/ 2(azul). O uso de imagens LS8 proporcionou uma avaliação qualitativa da água em reservatórios tropicais, mesmo com uma menor quantidade de dados disponíveis, como ocorre em regiões do interior da África (Figura 13).

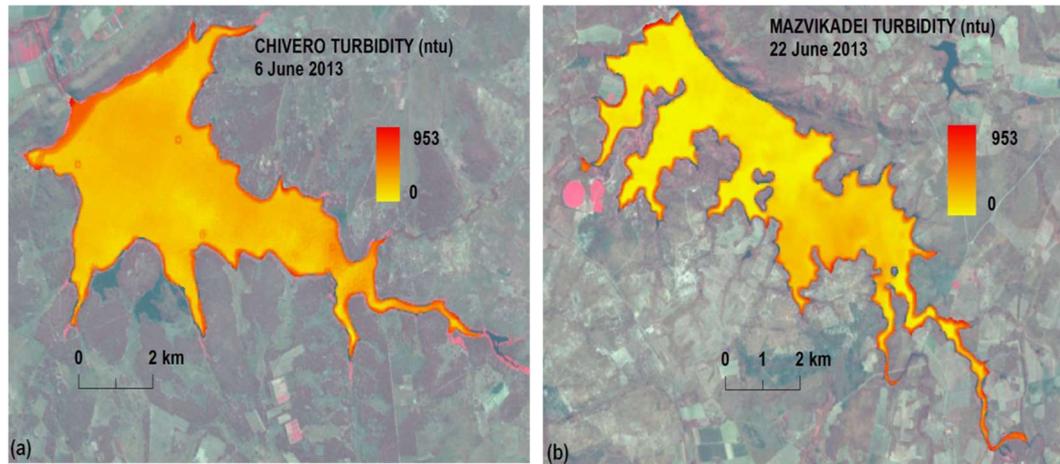


Figura 13 - Monitoramento da turbidez em dois reservatórios africanos, utilizando imagens Landsat 8. Fonte: Masocha *et al.*(2017).

Uso de imagens de satélite da missão MERIS (Medium Resolution Imaging Spectrophotometer) mostrou-se confiável no monitoramento da concentração de clorofila-a em águas costeiras do mar Báltico (HARVEY; KRATZER; PHILIPSON, 2015) (Figura 14).

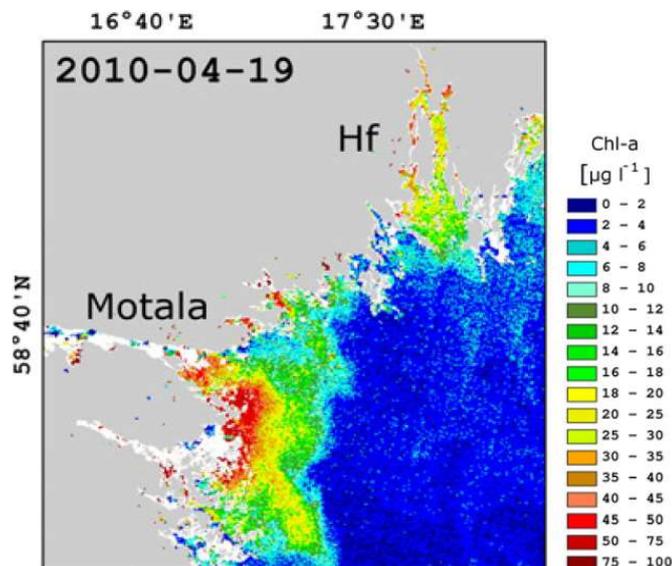


Figura 14 - Monitoramento da variação da concentração de Clorofila-a em águas costeiras do Mar Báltico, utilizando imagens MODIS. Fonte: Adaptado de Harvey; Kratzer e Philipison (2015).

De acordo com estes autores, as concentrações de Clorofila estimadas usando técnica de sensoriamento remoto são comparáveis às medidas locais realizadas pelo programa costeiro de monitoramento na baía de Himmerfjärden, no noroeste do Mar Báltico. Mesmo com uma diferença temporal de três dias, entre as estimativas *in situ* e a aquisição das imagens de

satélite, foi verificada uma forte correlação entre os valores estimados *in situ* e os estimados através dos dados espectrais extraídos das imagens de satélites. Segundo os autores, o MERIS possui resoluções espacial e temporal necessárias ao monitoramento do florescimento do fitoplâncton e da dinâmica de ecossistemas costeiros.

Alcântara *et al.* (2017), utilizaram o sensor OLI da plataforma Landsat8 para monitorar a distribuição da concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) no reservatório Barra Bonita, (Figura 15).

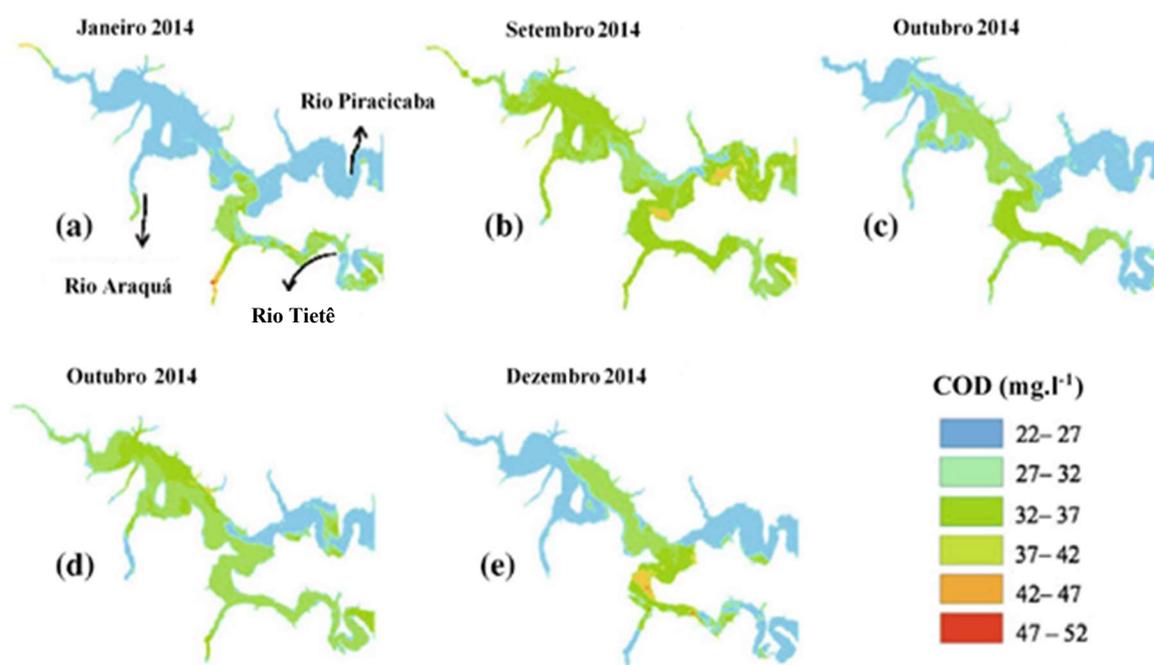


Figura 15 - Monitoramento da distribuição da concentração de carbônico dissolvido (COD) no reservatório de Barra Bonita, utilizando imagens Landsat8. Fonte: adaptado de Alcântara *et al.* (2017).

Os autores relatam que a coloração da água, em função da quantidade de matéria orgânica dissolvida, teve forte relação com a concentração de carbono orgânico dissolvido (COD), sendo possível analisar esses parâmetros com o uso de imagens Landsat 8. Os autores aplicaram um modelo preditivo, desenvolvido por D'as (2003), para estimar a concentração de carbono orgânico dissolvido, em função de um coeficiente de absorção resultante da coloração da água em análise. O modelo, após ajuste, explicou 73%, das concentrações de carbono orgânico dissolvido mensuradas *in situ*. No entanto, os autores alertam que modelos de monitoramento do COD, através dessas imagens, podem levar a erros, tendo em vista a dificuldade de mesurar esse parâmetro em águas meso-hipertróficas.

#### 4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Um dos tópicos importantes no manejo dos ambientes aquáticos é o monitoramento periódico de suas características limnológicas. No entanto, dada às características espaço-temporais desses ambientes, os sistemas convencionais de monitoramento podem ser inadequados e onerosos. Os trabalhos de pesquisa que fazem uso de sensores de satélites para o monitoramento dos ambientes aquáticos, revelam que o uso de sensoriamento remoto e processamento digital de imagens de satélites podem ser eficientes na análise e monitoramento de variáveis limnológicas opticamente ativas. Existe uma gama de parâmetros limnológicos que podem ser monitorados com sensoriamento remoto, como por exemplo: clorofila, carbono orgânico particulado, transparência e sólidos totais em suspensão. A possibilidade de usar uma vasta gama de técnicas de geoprocessamento permite monitorar os ambientes aquáticos em variadas escalas espaço-temporais. No entanto, a metodologia tem algumas limitações, como, por exemplo, os erros relativos à sensibilidade espectral e às resoluções espacial, radiométrica e temporal das imagens de satélites. Estas limitações estão ligadas, principalmente, as limitações dos próprios sensores.

A sensibilidade espectral das imagens fornecidas pelos satélites interfere de forma decisiva na escolha das bandas a serem utilizadas na análise dos compostos limnológicos opticamente ativos, considerando que as alterações da resposta espectral da água, para cada um desses compostos, são detectadas em faixas específicas de comprimentos de ondas. O tamanho das áreas em estudo também deve ser levado em consideração, quando da escolha das imagens a serem utilizadas, considerando a resolução espacial das mesmas, visto essa propriedade ser determinante para o tamanho do pixel e, portanto, o valor de área mínima que pode ser quantificada pelo satélite escolhido. Outro aspecto importante é a definição da resolução radiométrica, que determinará a quantificação de informações que poderão ser traduzidas pelos sensores satelitais, em função do número de tons de cinza que estes sensores conseguem diferenciar, sendo essa propriedade fundamental na escolha das imagens a serem utilizadas. Quando o estudo tem por objetivo monitorar variações de parâmetros limnológicos opticamente ativos ao longo do tempo, outra característica dos satélites deve ser levada em conta na escolha das imagens a serem utilizadas, é a frequência de revisita ou resolução temporal do satélite escolhido, afim de que essas variações possam ser detectadas em tempo hábil.

Uma limitação muito comum ao uso do monitoramento remoto por satélite, é a dificuldade de aquisição de imagens devido às condições climáticas das regiões em estudo. Na Amazônia, por exemplo, em determinadas épocas do ano, a ocorrência de nuvens impossibilita

a aquisição de imagens com boa qualidade. Já em áreas de alta latitude, no inverno e outono, a qualidade das imagens adquiridas é prejudicada pelo baixo ângulo azimutal. As limitações referentes às condições climáticas durante a aquisição das imagens de satelitais são as principais causas das lacunas temporais em estudos de monitoramento de ambientes aquáticos.

Apesar de já existirem sensores com grande capacidade de registro desenvolvida, para alguns parâmetros muito específicos ainda existem uma grande lacuna. Como é o caso dos compostos opticamente ativos em corpos hídricos e suas dinâmicas. A maioria dos sensores ainda não possui sensibilidade muito aguçada para estes parâmetros, e os que possuem uma sensibilidade um pouco melhor, as imagens são caras, como é o caso dos sensores hiperespectrais. O que dificulta o desenvolvimento de pesquisas e de modelos matemáticos robustos voltados para a análise e monitoramento de variáveis limnológicas opticamente ativas.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALCÂNTARA, E. *et al.* Modeling the spatio-temporal dissolved organic carbon concentration in Barra Bonita reservoir using OLI/Landsat-8 images. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 3, n. 1, p. 11, 2017.

ALIKAS, K.; KRATZER, S. Improved retrieval of Secchi depth for optically-complex waters using remote sensing data. **Ecological Indicators**, v. 77, p. 218-227, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.007>.

BONANSEA, M. *et al.* Using multi-temporal Landsat imagery and linear mixed models for assessing water quality parameters in Río Tercero reservoir (Argentina). **Remote Sensing of Environment**, v. 158, p. 28-41, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2014.10.032>.

CABRAL, A. I. R. *et al.* Deforestation pattern dynamics in protected areas of the Brazilian Legal Amazon using remote sensing data. **Applied Geography**, v. 100, p. 101-115, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2018.10.003>.

CAPDEVILLE *et al.* Contrasted resistance and resilience of two mangrove forests after exposure to long-term and short-term anthropic disturbances. **Marine Environmental Research**, v. 146, p. 12-23, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.03.002>.

CASSOL, A. P. V. *et al.* Características limnológicas de compartimentos aquáticos opticamente ativos no reservatório Itaúba, RS, Brasil. **XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Foz do Iguaçu, 2013. 3857-3864.

CICERELLI, R. E.; GALO, M. D. L. B. T. Sensoriamento remoto multifonte aplicado na detecção do fitoplâncton em águas interiores. **Rev. bras. eng. agríc. ambient.**, v. 19, n. 3, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n3p259-265>.

COSTA, I. B. C. D.; OLIVEIRA, S. M. L. D.; SANTOS, J. W. M. Avaliação da qualidade da água no reservatório de Manso através do sensoriamento remoto orbital (Landsat-5/TM). **Biodiversidade**, v. 11, n. 1, p. 31-42, 2012.

CUI, L. *et al.* Using remotely sensed suspended sediment concentration variation to improve management of Poyang Lake, China. **Lake and Reservoir Management**, v. 29, n. 1, p. 47-60, 2013.

EMBRAPA. **Satélites monitoramento**, 2013. Disponível em: <<https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/sat/index.html>>. Acesso em: jul 2019.

FAN, C. Spectral Analysis of Water Reflectance for Hyperspectral Remote Sensing of Water Quality in Estuarine Water. **Journal of Geoscience and Environment Protection**, v. 2, p. 19-27, 2014.

FEYISA, G. L. *et al.* Automated Water Extraction Index: A new technique for surface water mapping using Landsat imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 140, p. 23-35, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.08.029>.

FU, P.; WENG, Q. A time series analysis of urbanization induced land use and land cover change and its impact on land surface temperature with Landsat imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 175, p. 205-214, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.12.040>.

GONZÁLEZ-MÁRQUEZ, L. C. et al. Use of LANDSAT 8 images for depth and water quality assessment of El Guájaro. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 82, p. 231-238, 2018.

HARVEY, E. T.; KRATZER, S.; PHILIPSON, P. Satellite-based water quality monitoring for improved spatial and temporal retrieval of chlorophyll-a in coastal waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 158, p. 417-430, 2015.

J.SAYERSA, M. *et al.* Spatial and temporal variability of inherent and apparent optical properties in western Lake Erie: Implications for water quality remote sensing. **Journal of Great Lakes Research**, v. 45, n. 3, p. 490-507, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.03.011>.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos naturais**. São Paulo: Parêntese, 2009. 598 p.

KAKU, K. Satellite remote sensing for disaster management support: A holistic and staged approach based on case studies in Sentinel Asia. **International Journal of Disaster Risk Reduction**, v. 33, p. 417-432, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2018.09.015>.

LATHUILLIÈRE, M. J. *et al.* Land occupation and transformation impacts of soybean production in Southern Amazonia, Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 149, p. 680-689, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.120>.

LE, C. *et al.* Evaluation of chlorophyll-a remote sensing algorithms for an optically. **Remote Sensing of Environment**, v. 129, p. 75-89, 2013.

LIU, X. *et al.* Determining critical light and hydrologic conditions for macrophyte presence in a large shallow lake: The ratio of euphotic depth to water depth. **Ecological Indicators**, v. 71, p. 319-326, 2016.

LOPES, F. B. *et al.* Modelagem da qualidade das águas a partir de sensoriamento remoto hiperespectral. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. (Suplemento), p. 13-19, 2014. ISSN 1807-1929.

LOPES, H. *et al.* Comportamento espacial da clorofila-a no reservatório de Itaparica, rio São Francisco. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 20, n. 3, p. 475-484, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522015020000111066>.

LUO, J. *et al.* Applying remote sensing techniques to monitoring seasonal and interannual changes of aquatic vegetation in Taihu Lake, China. **Ecological Indicators**, v. 60, p. 503-513, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.07.029>.

LUSCH, D. P. **Introduction to Environmental Remote Sensing**. Michigan: Center for Remote Sensing and GIS, 1999.

MANTOVANI, J. E.; NOVO, E. M. L. D. M. D. M. Comportamento Espectral da Matéria Orgânica Dissolvida. **Anais VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Salvador, abril 1996. 917-993.

MASOCHA, M. *et al.* Testing utility of Landsat 8 for remote assessment of water quality in two subtropical African reservoirs with contrasting trophic states. **Geocarto International**, v. 33, n. 7, p. 667-680, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/10106049.2017.1289561>.

MENEZES, P. R. *et al.* **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. Brasília: UNB/CNPq, 2012. 266 p.

MISHRA, S.; MISHRA, D. R. Normalized difference chlorophyll index: A novel model for remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 117, p. 394-406, 2012.

MONDAL, A. *et al.* Impact of Climate Change on Future Soil Erosion in Different Slope, Land Use, and Soil-Type Conditions in a Part of the Narmada River Basin, India. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 20, n. 6, 2014.

MOORE, T. S. *et al.* An optical water type framework for selecting and blending retrievals from bio-optical algorithms in lakes and coastal waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 143, p. 97-111, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.11.021>.

MOUW, C. B. *et al.* A Consumer's Guide to Satellite Remote Sensing of Multiple Phytoplankton Groups in the Global Ocean. **Frontiers in Marine Science**, v. 4, p. 41, 2017. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00041>.

MUNAR, A. M. *et al.* Can chlorophyll-a in meso-oligotrophic shallow waters be estimated using statistical approaches and empirical models from MODIS imagery? **RBRH**, v. 23, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.231820170106>.

NAGENDRA, H. *et al.* Remote sensing for conservation monitoring: Assessing protected areas, habitat extent, habitat condition, species diversity, and threats. **Ecological Indicators**, v. 33, p. 45-49, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.014>.

OLIVEIRA, W. N. D.; FERREIRA, N. C. Avaliação multitemporal do uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica do Ribeirão João Leite utilizando imagens landsat-5. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)**, n. 38, p. 46-62, 2015.

OYAMA, Y.; MATSUSHITA, B.; FUKUSHIMA, T. Distinguishing surface cyanobacterial blooms and aquatic macrophytes using Landsat/TM and ETM + shortwave infrared bands. **Remote Sensing of Environment**, v. 157, p. 35-47, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.04.031>.

RUNDQUIST, D. C. *et al.* Remote measurement of algal chlorophyll in surface waters: the case for the first derivative of reflectance Near 690nm. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 62, n. 2, p. 195-200, 1996.

RYAN, J. P. *et al.* Application of the hyperspectral imager for the coastal ocean to phytoplankton ecology studies in Monterey Bay, CA, USA. **Remote Sensing**, v. 6, n. 2, p. 1007-1025, 2014.

SHI, K. *et al.* A semi-analytical approach for remote sensing of trophic state in inland waters: bio-optical mechanism and application. **Remote Sensing of Environment**, v. 232, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111349>.

TIBEBE, D.; KASSA, Y.; ADANE MELAKU, S. L. Investigation of spatio-temporal variations of selected water quality parameters and trophic status of Lake Tana for sustainable management, Ethiopia. **Microchemical Journal**, v. 148, p. 374-384, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2019.04.085>.

WACHHOLZ, F. Compartimentação aquática do reservatório Rodolfo Costa e Silva-RS, a partir de variáveis limnológicas e imagens orbitais. (Dissertação de Mestrado em Geografia), Universidade de Santa Maria, Santa Maria-RS, 2007.

WERDELL, P. J. *et al.* An overview of approaches and challenges for retrieving marine inherent optical properties from ocean color remote sensing. **Progress in Oceanography**, v. 160, p. 186-212, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2018.01.001>.

## **CAPÍTULO II - CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA DE BACIAS DE CONTRIBUIÇÃO DE RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO.**

### **MORPHOMETRIC CHARACTERIZATION OF CONTRIBUTION BASINS OF RESERVOIRS IN THE BRAZILIAN SEMIARID**

**RESUMO:** É grande a carência de dados morfométricos de sub-bacias do Nordeste brasileiro. Em geral, os trabalhos são voltados para a caracterização de grandes bacias, sendo, raramente, encontrados trabalhos voltados para as bacias de contribuição de reservatórios. Neste sentido, o presente trabalho teve como objetivo caracterizar as bacias de contribuição de dois reservatórios no semiárido do Rio Grande do Norte, Umari e Mendubim, aplicando técnicas de geoprocessamento em modelos digitais de elevação (MDEs), gerados e disponibilizados, de forma gratuita, pelo Instituto Nacional de Pesquisa Espaciais (INPE), a partir de imagens do programa “Shuttle Radar Topography Mission” (SRTM). O processamento dos MDEs foi realizado utilizando o programa livre QGIS 2.18. A partir dos dados extraídos foram realizadas as análises hipsométricas e morfométricas das bacias em estudo. Ambas as bacias possuem formatos, predominantemente, alongados, com pequena tendência a enchentes, especialmente a bacia de contribuição do reservatório de Umari. As redes de drenagem possuem baixa densidade, declividade e velocidade de escoamento, com substratos permeáveis e com relativo equilíbrio entre escoamento e infiltração. O geoprocessamento de MDEs e a aplicação de ferramentas disponíveis no QGIS 2.18 se mostraram eficientes na obtenção das informações necessárias ao gerenciamento de reservatórios e de suas bacias de contribuição.

**Palavras-chave:** Geoprocessamento; Hipsometria; Parâmetros morfométricos; Umari; Mendubim; QGIS.

**ABSTRACT:** There is a great lack of morphometric data for sub-basins in Northeast Brazil. In general, the works are focused on the characterization of large basins, with rarely being found works focused on the reservoir contribution basins. In this sense, the present work aimed to characterize the contribution basins of two reservoirs in the semiarid region of Rio Grande do Norte, Umari, and Mendubim, applying geoprocessing techniques in digital elevation models (DEMs), generated and made available, free of charge, by the National Institute of Space Research (INPE), from images of the program “Shuttle Radar Topography Mission” (SRTM). The processing of the MDEs was performed using the free program QGIS 2.18. From the extracted data, hypsometric and morphometric analyzes of the basins under study were performed. Both basins have predominantly elongated shapes, with little tendency to flood, especially the contribution basin of the Umari reservoir. The drainage networks have low density, slope and flow speed, with permeable substrates and with a relative balance between flow and infiltration. The geoprocessing of MDEs and the application of tools available in QGIS 2.18 proved to be efficient in obtaining the necessary information for the management of reservoirs and their contribution basins.

**Keywords:** Geoprocessing; Hypsometry; Morphometric parameters; Umari; Mendubim; QGIS.

## 1. INTRODUÇÃO

A gestão dos recursos hídricos, principalmente em regiões do semiárido, vem sendo uma das grandes preocupações, tanto das populações quanto das autoridades responsáveis pelo controle do uso adequado desses recursos. A Política Nacional de Recursos Hídricos, que criou o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (BRASIL, 1997), considera que a água é um bem de domínio público, um recurso limitado e de valor econômico, instituindo as bacias hidrográficas como unidades territoriais cuja gestão deve ser descentralizada e partilhada entre o Poder Público, usuários e comunidades. Neste contexto, é importante a caracterização morfométrica das bacias como um dos instrumentos de gestão e análise da potencialidade hídrica de uma região, permitindo avaliar e propor ações que visem à utilização sustentável dos recursos hídricos, com a elaboração e execução de estratégias de gestão (AHER; ADINARAYANA; GORANTIWAR, 2014; MENEZES *et al.*, 2014).

Atualmente, o uso de imagens de satélites na análise e gerenciamento de bacias hidrográficas é cada vez maior (YUSUF *et al.*, 2016). O estudo de parâmetros como relevo, tipos de solo seu uso e ocupação, flora e suas relações, são de suma importância na descrição e análise da dinâmica de bacias hidrográficas (MEDEIROS *et al.*, 2019). Mapas auto organizados foram utilizados para caracterizar a hidrogeologia do aquífero Serra-Geral no estado do Paraná (IWASHITA; FRIEDEL; FERREIRA, 2017). O uso de sistemas de informações geográficas e o “Revised Universal Soil Loss Equation” (RUSLE) se mostrou eficiente na modelagem da erosão na bacia hidrográfica do córrego Indaiá, na planície pantaneira do Mato Grosso do Sul (CUNHA; BACANI; PANACHUKI, 2016).

As técnicas de geoprocessamento, aplicadas a Modelos digitais de elevação (MDEs) oriundos de dados da “Shuttle Radar Topography Mission” (SRTM), revelaram-se importantes na análise da relação entre a morfologia da rede de drenagem, das formas de relevo e da cobertura do solo na bacia do baixo médio São Francisco (SILVA *et al.*, 2014). Dados SRTM foram aplicados na seleção de áreas de várzeas da bacia do rio Paraíba do Sul a serem submetidas à renaturalização das funções hidrológicas (BAPTISTA *et al.*, 2014), mostrando-se como uma ferramenta eficiente na gestão de bacias hidrográficas e de seus corpos hídricos. No entanto, no Nordeste brasileiro a caracterização morfométrica de sub-bacias é uma grande lacuna, com ênfase para as bacias de contribuição de reservatórios. Além disso, a maioria dos trabalhos de análise morfométrica encontrados na literatura estão voltados para grandes bacias hidrográficas. Neste contexto, objetivamos com o presente estudo caracterizar os parâmetros morfométricos e altimétricos das bacias de contribuição de dois reservatórios do semiárido

potiguar, Umari e Mendubim, utilizando técnicas de geoprocessamento e imagens do projeto TOPODATA. Lançado em 2008 pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), esse projeto é um banco de dados Geomorfométricos do Brasil, desenvolvido a partir de dados SRTM disponibilizados pelo Serviço Geológico Americano. Neste banco de dados estão disponíveis vários produtos, dentre eles os modelos digitais de elevação (MDEs).

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. ÁREA DE ESTUDO

Os reservatórios Umari e Mendubim estão entre os dez maiores açudes do estado do Rio Grande do Norte. O reservatório de Umari ( $5^{\circ}43'22,57''\text{S}$ ;  $37^{\circ}14'48,35''\text{ W}$ ) está localizado no município Upanema, a 8 km da sede municipal, e é administrado pela Companhia de Água e Esgoto do Estado do Rio Grande do Norte (CAERN). Este reservatório é resultante do barramento do Rio do Carmo, sendo a terceira maior barragem potiguar. A bacia de contribuição do reservatório Umari é uma das sub-bacias da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, que corresponde a 26,8% do território do Rio Grande do Norte (SOUZA; SILVA; DIAS, 2012). Resultante do barramento do rio Paraú, o reservatório Mendubim ( $05^{\circ}40'6,62''\text{ S}$ ;  $36^{\circ}56'59.75''\text{ W}$ ), distante 15 km da sede municipal de Açú/RN, tem sua bacia de contribuição inserida na bacia hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açu que, por sua vez, é uma bacia federal (OLIVEIRA; BARBOSA; DANTAS NETO, 2013) (Figura 1).

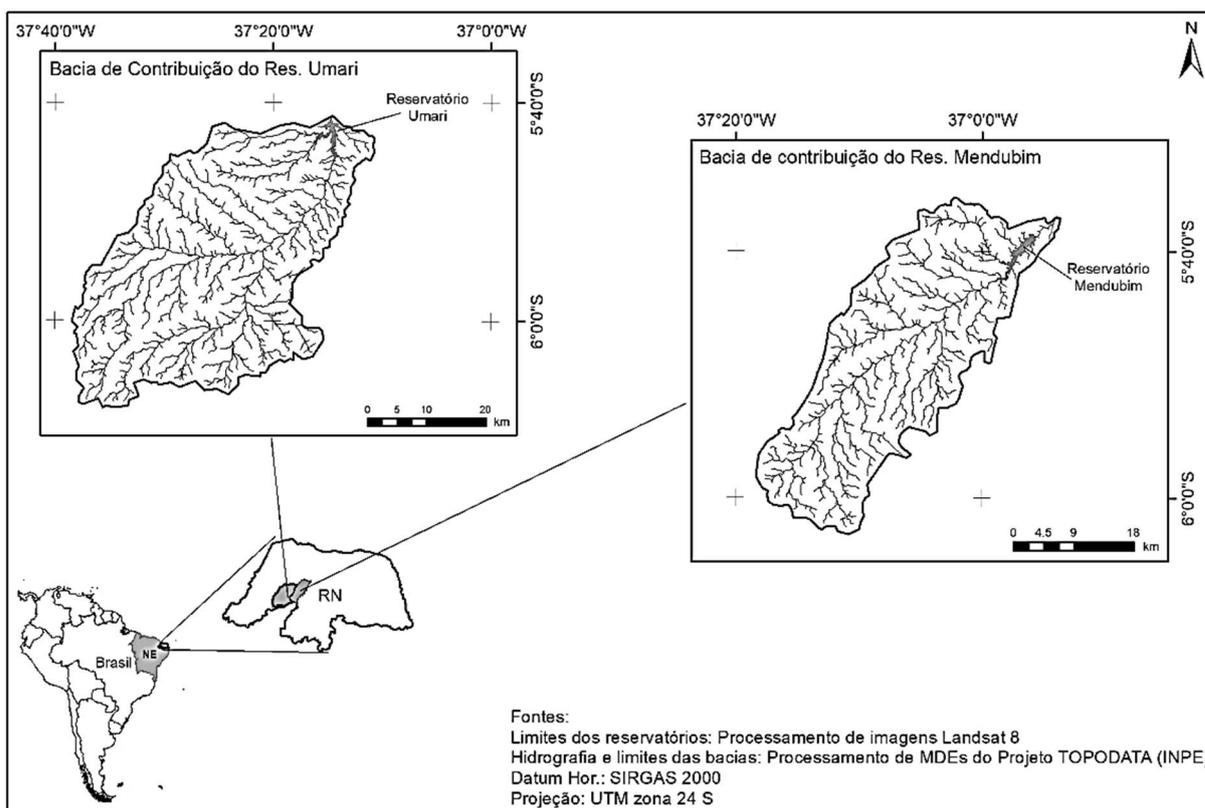


Figura 1- Localização e hidrografia das bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim, Região Nordeste (NE) do Brasil.

De acordo com a classificação citada por Bentes-Gama (2003), as bacias hidrográficas desses reservatórios são caracterizadas como exorreicas, deficitárias e

intermitentes. Essas bacias, de acordo com Köppen e Geiger (1936), possuem clima do tipo BSw'h', quente e semiárido, com estações chuvosas mal distribuídas e com atraso para o outono. Quanto ao solo, a bacia de contribuição do reservatório Umari tem a maior parte de sua área formada por solo Argissolo vermelho-amarelo de textura arenosa, com baixa retenção de nutrientes, profundidade variando de média a profunda e topografia plana e baixa. A bacia do reservatório Mendubim é formada predominantemente por solo Bruno não Cálcico e Litosolo, característicos da porção potiguar da bacia hidrográfica Piancó-Piranhas-Açu (RÊGO; TRAJANO, 2005).

## 2.2. AQUISIÇÃO E PROCESSAMENTO DE IMAGENS TOPODATA

No presente trabalho, utilizamos Modelos Digitais de Elevação (MDEs) elaborados pelo Projeto TOPODATA do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), a partir de imagens oriundas da missão do projeto internacional da Agência Americana de Inteligência Geoespacial (NGA) conhecida como “Shuttle Radar Topography Mission” (SRTM), e disponibilizadas pelo “*United States Geological Survey (USGS)*”. O uso desse tipo de imagens é bem diversificado, dada à qualidade e precisão das mesmas. O projeto SRTM teve como objetivo fazer o levantamento das áreas continentais através da elaboração de modelos digitais de elevação (MDEs). Foram usadas técnicas de interferometria, utilizando radares nas bandas C e X, entre os paralelos 56°S e 60°N, imageando em 11 dias 80% da superfície terrestre. O projeto usou grades de 90m (SRTM 3) no processamento das imagens e na elaboração de modelos tridimensionais da América do Sul, disponibilizados gratuitamente (CHIEN, 2000).

As imagens SRTM oriundas do projeto TOPODATA (INPE, 2009) são disponibilizadas gratuitamente no site do INPE na escala de 1:250.000, e estão organizadas em quadrículas de 1° de latitude por 1°30' de longitude, formando uma grade conhecida como GRADE TOPODATA. Para realizar o presente estudo, foram necessárias quatro imagens TOPODATA para abranger toda a área das bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim (Figura 2).

O pré-processamento e processamento das TOPODATA foi realizado utilizando o programa livre QGIS 2.18, disponibilizado no site da Comunidade QGISBRASIL. Como produto do pré-processamento, foi gerado um mosaico e reprojeto para o Datum SIRGAS 2000 e projeção UTM, zona 24S, com as informações SRTM das imagens originais das áreas de interesse.

Para a extração dos limites das bacias em estudo definidos pelos seus divisores de água, e de suas redes de drenagem, foi utilizada a ferramenta TauDEM do programa QGis. Como produtos do processamento dessas imagens, foram gerados os “*Shapes*” poligonais e de linhas, respectivamente, dos “*layouts*” e da rede de drenagem dessas bacias.

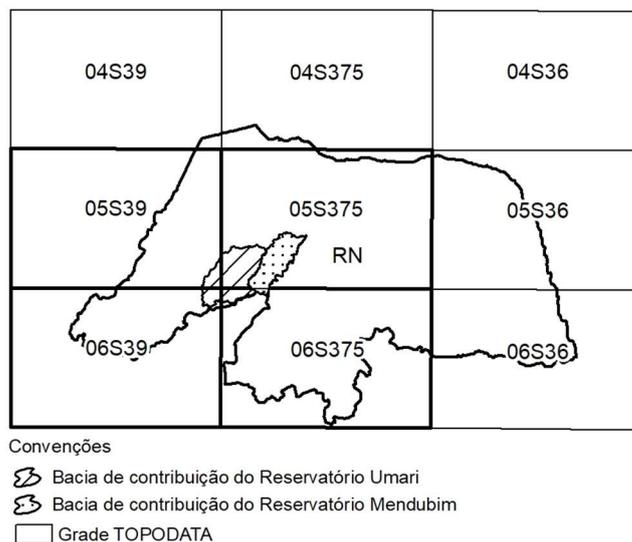


Figura 2 - Recorte da grade TOPO DATA, com destaque para as imagens utilizadas na morfometria das áreas em estudo. Fonte: (INPE, 2009).

### 2.3. PARÂMETROS MORFOMÉTRICOS

A análise das bacias foi dividida em dois níveis: hipsométrica e morfométrica (hierarquia fluvial, análise linear e areal). Os parâmetros morfométricos, descritos a seguir, foram calculados de acordo com Antoneli; Thomaz (2007); Andrade *et al.*, (2008); Coutinho *et al.*, (2011) (Anexo I).

#### HIPSOMETRIA

Altitude mínima refere-se a cota do ponto exutório da bacia, e a altitude máxima refere-se a cota do ponto extremo montante do eixo da bacia. Sendo a diferença entre estas cotas a amplitude altimétrica da bacia de contribuição dos reservatórios. Gradiente do canal principal (G) expresso em porcentagem, esse índice indica a declividade do canal principal, relacionando sua cota máxima com seu comprimento (HORTON, 1945). A relação de relevo (Rr) é a relação entre a amplitude de altimétricas (considerando como cota mínima a foz do canal principal e como cota máxima, a maior cota oposta a foz) e o comprimento da linha mais longa da bacia, paralela à drenagem principal (canal principal), baixos valores de Rr, indicam baixa de declividade (SCHUMN, 1956).

O índice de rugosidade ( $I_r$ ) expressa o potencial erosivo de uma bacia em função do escoamento superficial, ou seja, quanto menor o valor de  $I_r$ , menor será a degradação a que a bacia está exposta (TRAJANO *et al.*, 2012). O índice de sinuosidade ( $I_s$ ) avalia o layout dos canais, valores muito próximos da unidade indicam canais retilíneos; valores intermediários (entre 1 e 2) indicam canais de forma transitória, entre sinuosos e retilíneos; e valores acima de 2 indicam canais sinuosos (ALVES; CASTRO, 2003).

## **MORFOMETRIA**

### **Análise linear**

Na hierarquização de Strahler, são atribuídos níveis de ordem aos canais. Os canais que correspondem as nascentes são denominados de primeira ordem, os canais que recebem a contribuição desses, são denominados de segunda ordem, os que recebem desses, de terceira ordem, assim por diante. Um canal só é promovido à ordem posterior, quando recebe contribuição hídrica de, pelo menos, dois canais da ordem anterior. Ao final da classificação, a ordem da bacia é definida pela maior ordem de seus canais.

A relação ponderada de bifurcação ( $R_{pb}$ ) tem como objetivo calcular um valor de bifurcação que seja mais representativo para a bacia como um todo. Os valores da  $R_{pb}$  variam entre 3,0 e 5,0 (PANDE; MOHARIR, 2017). Nos sistemas de drenagem classificados pelo modelo de hierarquização de Strahler, o valor da relação de bifurcação ( $R_b$ ) deverá ser maior ou igual 2,0 (CHRISTOFOLETTI, 1980).

### **Análise areal**

O fator de forma ( $k_f$ ) é definido como a razão entre a área de uma bacia e o quadrado de seu comprimento, sendo sempre maior que 0,78 para bacias perfeitamente circulares. Para bacias longas e estreitas este fator pode estar ligado ao regime de inundação. No entanto, para bacias irregulares este fator não é sensível às características hidrológicas, principalmente em bacias de solo permeável (HORTON, 1932).

O índice de compacidade ( $K_c$ ) ou coeficiente de compacidade, relaciona o perímetro de uma bacia com a circunferência de um círculo de área igual a da bacia (CARDOSO *et al.*, 2006). Quanto mais próximo da unidade está o valor de  $K_c$ , mais susceptível é uma bacia à enchentes acentuadas. Já o índice de circularidade (IC) relaciona a área de uma bacia com seu perímetro; este parâmetro é importante para avaliar a susceptibilidade de uma bacia a cheias rápidas, em funções de um maior ou menor escoamento. Um  $IC = 0,51$  indica uma bacia de escoamento moderado, e com pequena propensão a cheias rápidas;  $IC > 0,51$  bacia com forte

tendência circular, muito susceptível a enchentes;  $IC < 0,51$  bacias alongadas, favorecimento do escoamento e menor probabilidade de cheias rápidas (ALVES; CASTRO, 2003).

Os valores de densidade de drenagem (Dd) avaliam o escoamento de uma bacia hidrográfica e o grau de infiltração, além de sua tendência à erosão. Valores menores que 0,5 são considerados baixos; entre 0,5 e 2,0 medianos e entre 2,01 e 3,5 altos, e maiores que 3,5 muito altos (DA VEIGA BELTRAME, 1994). O coeficiente de manutenção (Cm) define menor valor de área (km<sup>2</sup>) necessária para manter um quilometro de canal de escoamento. Esse parâmetro corresponde ao recíproco da densidade de drenagem (SCHUMN, 1956). A densidade hidrográfica (Dh) avalia a capacidade que tem a bacia de formar novos cursos d'água em função das características edafoclimáticas da região (CASTRO; CARVALHO, 2009), além de avaliar também o potencial hídrico da bacia em função do número de canais por km<sup>2</sup>; quanto menor o valor desse parâmetro, menor o potencial hídrico da bacia (ALVES; CASTRO, 2003). Já a extensão do percurso superficial (Eps), indica a distância média que uma enxurrada percorre do interflúvio ao canal permanente, sendo um fator importante para avaliar a hidrologia de uma bacia em função da sua fisiografia (BARBOSA; CARVALHO, 2009).

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

#### 3.1. ANÁLISE HIPSOMÉTRICA

Os parâmetros hipsométricos encontram-se na tabela 1 e os mapas temáticos de distribuição das classes altimétricas encontradas nas bacias de contribuição dos reservatórios de Umari e Mendubim estão na figura 3.

Tabela 1 - Parâmetros hipsométricos das bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim.

PARÂMETROS	Unid.	Reservatório	
		Mendubim	Umari
Altitude máxima (Hmáx.)	m	575,00	695,00
Altitude mínima (Hmín.)	m	25,00	44,00
Amplitude altimétrica (Hm)	m	550,00	651,00
Gradiente canal principal (G)	%	0,95	2,08
Relação de relevo (Rr)	m/km	9,04	10,07
Índice de rugosidade (Ir)	Adm.	0,27	0,48
Índice de Sinuosidade (Is)	Adm.	1,15	1,23

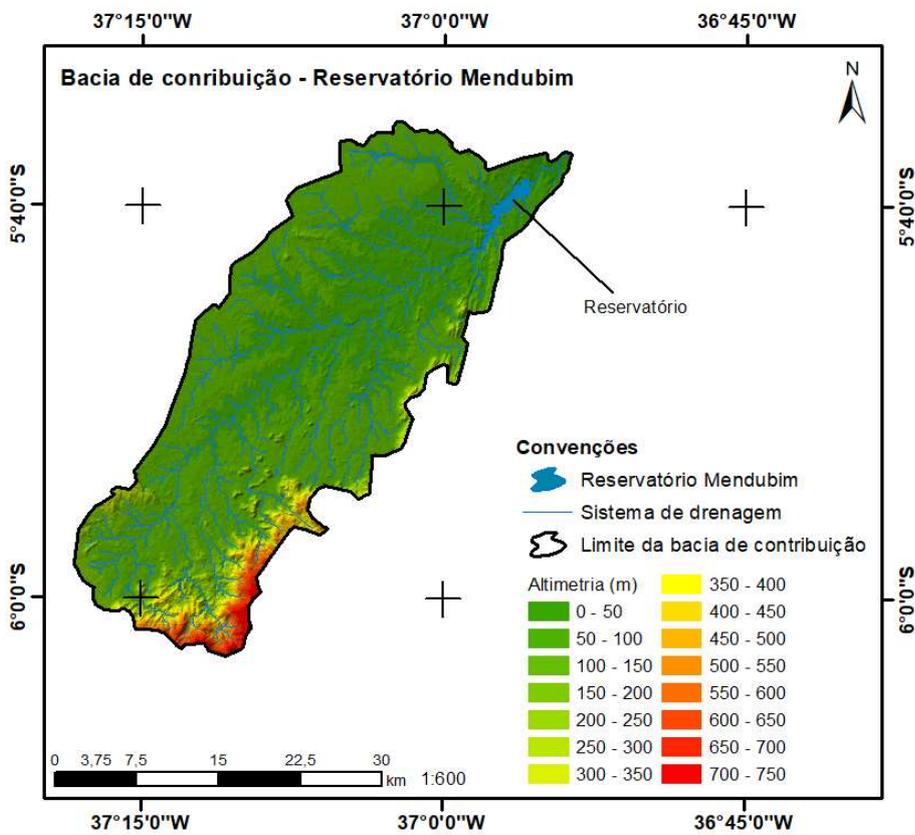
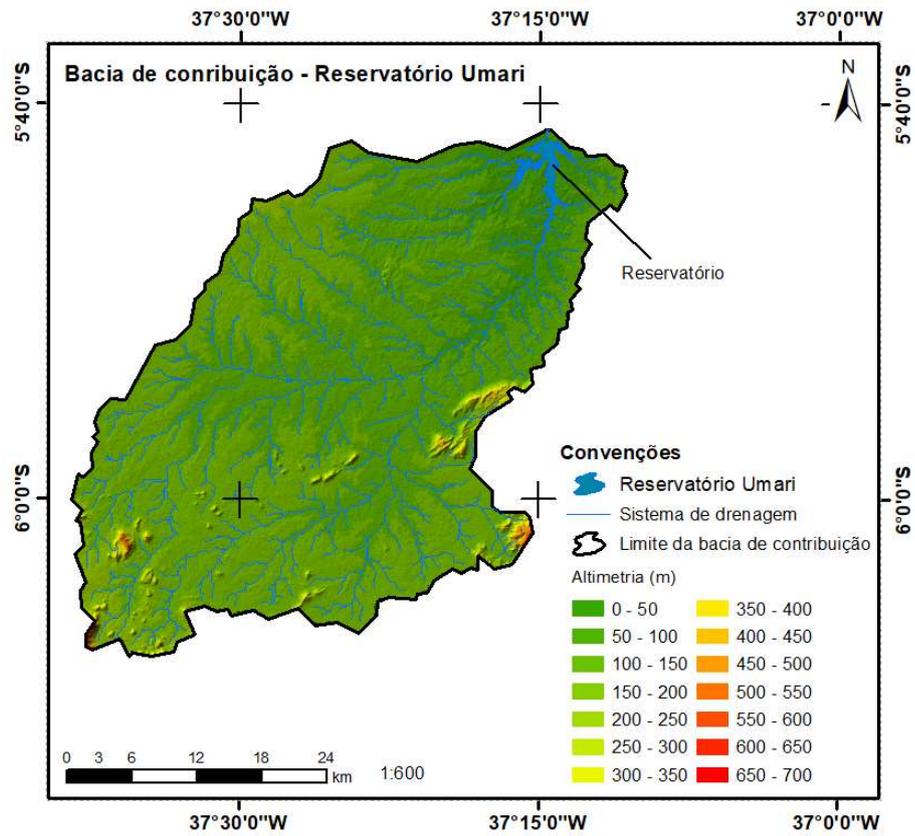


Figura 3 – Altimetria das bacias hidrográficas de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim.

As bacias de Umari e Mendubim apresentaram elevadas amplitudes altimétricas, sendo que a maior parte das áreas dessas bacias, 83,8% de Umari e 77% de Mendubim, abrangem altitudes entre 50 e 250m. Analisando os gradientes dos canais principais das bacias, se observa um decaimento suave e baixa declividade, contribuindo para uma velocidade de escoamento reduzida, que tende a favorecer a redução das taxas de erosão.

Quando analisamos os perfis topográficos longitudinais dos eixos das bacias, verificamos que a bacia de Umari, em sua porção mais a montante (entre 60 a 65 km), apresenta um setor de maior fragilidade, com um possível aumento dos processos erosivos (Figura 4). Na bacia de contribuição do reservatório de Mendubim a variação de altitude, ao longo de seu perfil longitudinal, é menos abrupta que a de Umari. O relevo da bacia de contribuição de Mendubim é mais acidentado, favorecendo o acúmulo de material oriundo da erosão e também o aumento da sua velocidade de escoamento em relação à de Umari.

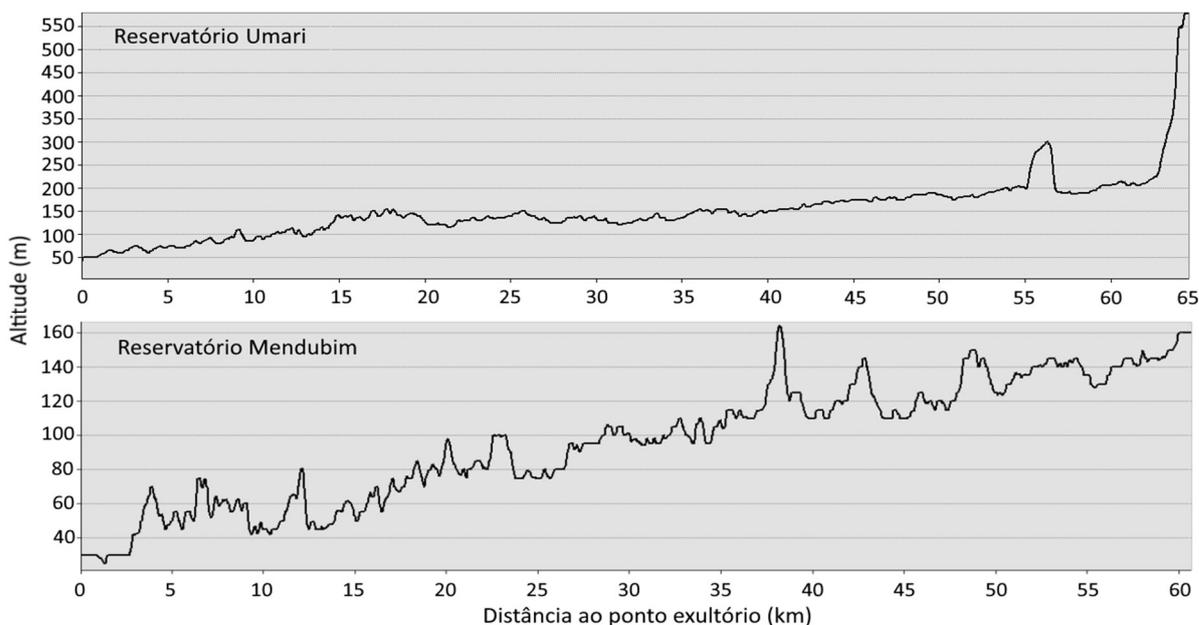


Figura 4 - Perfis longitudinais das bacias hidrográficas dos reservatórios Umari e Mendubim.

A maior velocidade de escoamento torna a bacia de Mendubim menos susceptível a enchentes e mais susceptível a erosão, quando comparada a de Umari, visto que o aumento dessa velocidade acentua o processo de erosão (SANTOS, 2005). O índice de rugosidade da bacia de Umari ( $I_r = 0,48$ ) indica que esta é mais sujeita a degradação por processos erosivos, que a bacia de Mendubim ( $I_r = 0,27$ ). As bacias de Umari e Mendubim apresentaram valores baixos e muito aproximados para a relação de relevo ( $R_r$ ), respectivamente, 9,04 e 10,07, indicando que possuem baixas declividade e velocidades de escoamento.

De acordo com Schumm (1963), o formato dos canais superficiais está relacionado com a velocidade de escoamento e com o acúmulo de sedimentos. Sendo assim, é de suma importância avaliar a morfometria do canal principal desse tipo de bacia, para entender melhor a hidrodinâmica superficial. Os canais principais das bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim apresentaram índices de sinuosidades intermediários de  $I_s = 1,35$  e  $1,34$ , respectivamente, levando a supor que há um relativo equilíbrio entre o transporte e acúmulo de sedimentos.

### 3.2. ANÁLISE MORFOMÉTRICA

A análise morfométrica foi dividida em hierarquização da rede de drenagem, análise linear e análise areal (Anexo II). Esta análise permitiu avaliar a estrutura das bacias em função dos índices e parâmetros morfoestruturais de sua rede de drenagem. De acordo com a classificação pelo método de Strahler, a bacia do reservatório Umari é de sexta ordem e a de Mendubim de quinta (Figura 5Figura ).

Valores altos de  $R_{pb}$  indicam menor escoamento superficial e uma maior permeabilidade dos substratos das bacias (BARBOSA; CARVALHO, 2009). A bacia de contribuição do reservatório Umari apresentou  $R_{pb}$  (4,13) maior que a de Mendubim (3,45), isso indica que a de Mendubim tende a ter um escoamento superficial maior, apresentando solos menos permeáveis. As bacias de contribuição dos reservatórios Umari ( $IC = 0,50$ ) e Mendubim ( $IC = 0,47$ ) apresentaram índices de circularidade semelhantes, esses valores são característicos de bacias alongadas, que favorecem o escoamento, reduzindo a probabilidade de cheias rápidas. O que vem a ser confirmado pelo o índice de compacidade ( $K_c$ ). Bacias que apresentam  $K_c$  entre 1,25 e 1,50, são consideradas com tendência mediana a enchentes acentuadas (GEORGIN; OLIVEIRA; ROSA, 2015). Para esse parâmetro, as bacias de contribuição também apresentaram valores semelhantes ( $K_c$  de 1,40 para Umari e 1,45 para Mendubim), ratificando que essas bacias possuem tendência mediana a cheias rápidas. No entanto, os valores do fator de forma das bacias de contribuição de Umari ( $K_f = 0,37$ ) e Mendubim ( $K_f = 0,27$ ) demonstraram que, comparativamente, a primeira tende a ser mais susceptível a enchentes, visto que quanto menor esse fator, menor é a probabilidade de enchentes (ANDRADE *et al.*, 2008; GEORGIN; OLIVEIRA; ROSA, 2015).

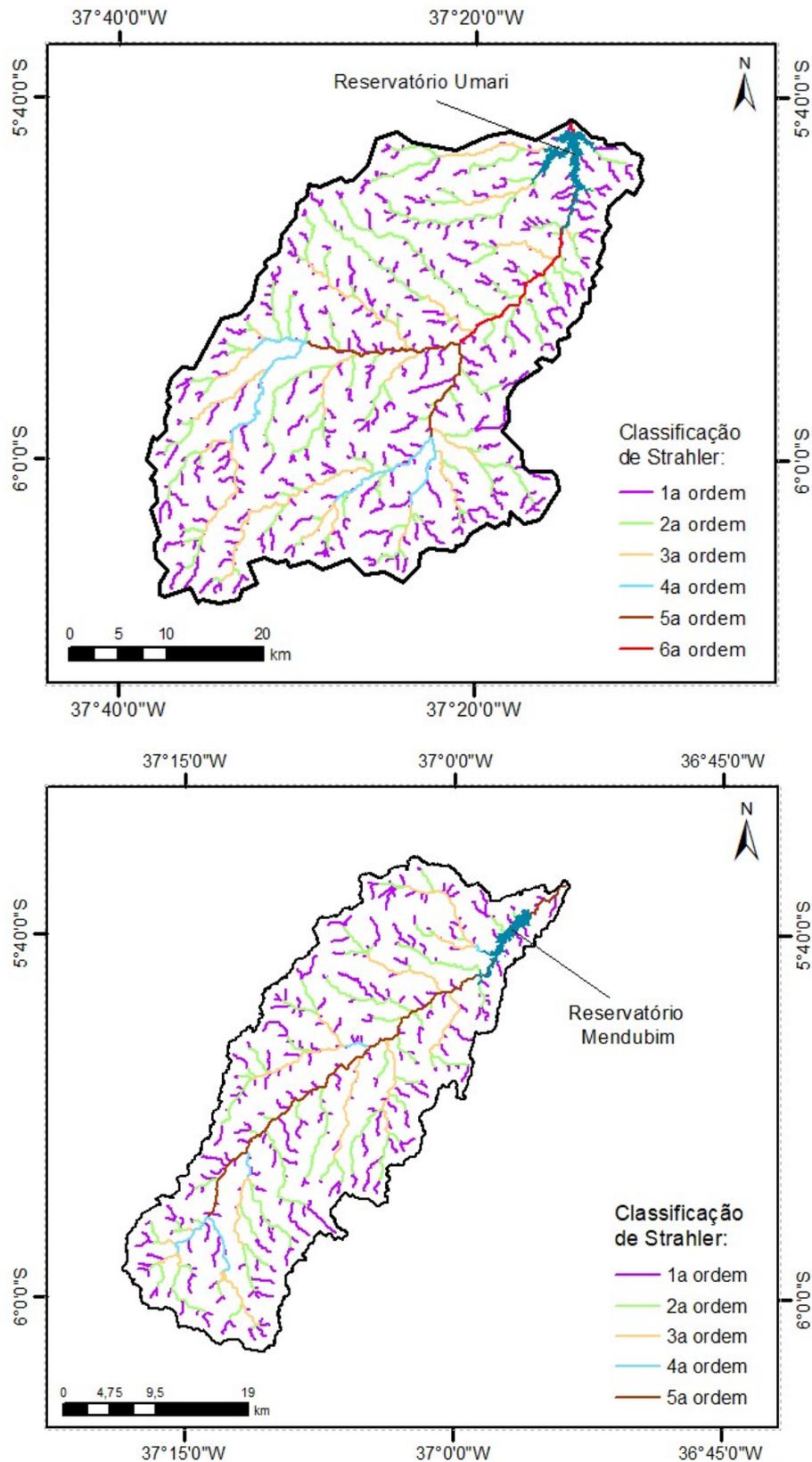


Figura 5 - Hierarquização da rede de drenagem da bacia hidrográfica dos reservatórios Umari e Mendubim, de acordo com Strahler.

Os valores de densidade de drenagem para as bacias de contribuição dos reservatórios Umari ( $Dd= 0,74$ ) e Mendubim ( $Dd= 0,76$ ) foram semelhantes e medianos,

demonstrando um relativo equilíbrio entre escoamento e infiltração. Esse parâmetro varia com as características edafoclimáticas de uma região, e sua ação sobre o comportamento hidrológico das rochas, em terrenos cujo substrato rochoso permite uma boa infiltração, o escoamento superficial é minimizado, prejudicando a formação de canais, reduzindo os valores da Dd (CHRISTOFOLETTI, 1980). O que vem a ser reafirmado pelos baixos valores da densidade hidrográfica (Dh) de ambas as bacias (0,55 para Umari e 0,54 para Mendubim).

As bacias analisadas apresentaram baixos potenciais hídricos e de contribuição para os reservatórios de Umari e Mendubim. Este fato se reflete no elevado valor do coeficiente de manutenção (Cm) apresentado por essas bacias. Como as bacias de contribuição apresentaram baixo potencial hídrico, isso elevou os valores do Cm (Umari – 1,38 km<sup>2</sup>) e (Mendubim -1,31 km<sup>2</sup>). As bacias de contribuição apresentaram ainda valores reduzidos de Extensão de Percurso Superficial (Umari - 0,37 km e Mendubim - 0,38 km), demonstrando um escoamento rápido das águas pluviais até seus respectivos rios principais.

#### **4. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

As bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim apresentaram características morfométricas semelhantes. São bacias de extensões medianas, com formato alongado, pouca tendência a enchentes, sendo a bacia de contribuição do reservatório Umari mais susceptível do que a do reservatório Mendubim. Apesar das elevadas amplitudes altimétricas, seus canais principais apresentam baixa declividade e velocidade de escoamento. Alguns dos parâmetros analisados permitem algumas inferências a respeito da permeabilidade dos substratos de bacias hidrográficas, considerando esses parâmetros, supõe-se que os substratos das bacias de contribuição estudadas tendem ser permeáveis, mas com um equilíbrio relativo entre infiltração e escoamento, sendo que a bacia de contribuição do reservatório Mendubim tende a ter um substrato mais permeável que a de Umari. As redes de drenagem dessas bacias apresentaram grau de dissecação mediano. Devido às baixas densidades de drenagem e hidrográfica, essas bacias se mostraram com baixo potencial de contribuição hídrica superficial para seus principais reservatórios. Por fim, concluímos que a aplicação de técnicas de geoprocessamento em modelos digitais de elevação (MDE) e a ferramenta TauDem (“Terrain Analysis Using Digital Elevation Models”), do módulo de pesquisa hidrológicas do programa QGis 2.18, se mostraram eficientes na extração dos dados necessários às análises, hipsométrica e morfométrica, bem como para a caracterização das bacias de contribuição estudadas.

## 5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AHER, P. D.; ADINARAYANA, J.; GORANTIWAR, S. D. Quantification of morphometric characterization and prioritization for management planning in semi-arid tropics of India: A remote sensing and GIS approach. **Journal of Hydrology**, v. 511, p. 850-860, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.02.028>.
- ALVES, J. M. D. P.; CASTRO, P. D. T. A. Influência de feições geológicas na morfologia da Bacia do Rio Tanque (MG) baseada no estudo de parâmetros morfométricos e análise de padrões de lineamento. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 33, n. 2, p. 117-224, junho 2003.
- ANDRADE, N. L. R. *et al.* Caracterização Morfométrica e Pluviométrica da Bacia do Rio Manso-MT. **Geociência**, São Paulo, v. 27, n. 2, p. 237-248, 2008.
- BAPTISTA, M. N. *et al.* Selection of Preferred Floodplains for the Renaturalization of Hydrologic Functions: A Case Study of the Paraíba do Sul River Basin, Brazil. **Water resources management**, v. 28, n. 13, p. 4781-4793, 2014.
- BARBOSA, Y. B.; CARVALHO, S. M. Análise morfométrica da bacia do Arroio do Padre, Ponta Grossa - PR. **CAMINHOS DE GEOGRAFIA - revista on line**, v. 10, n. 30, p. 160-173, Mar 2009. ISSN 1678-6343. Disponível: <http://www.ig.ufu.br/revista/caminhos.htm>.
- BENTES-GAMA, M. **Manejo de bacias hidrográficas**. [S.l.]: Artigos técnico, EMBRAPA-Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuárias, v. 14, 2003.
- BRASIL. Lei nº 9.433 de 08 de janeiro de 1997. **Institui a Política Nacional dos Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos**, Brasília, 08 jan 1997.
- CARDOSO, C. A. *et al.* Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. **Revista Árvore**, p. 214-248, 2006. ISSN 0100-6762.
- CASTRO, S. B.; CARVALHO, T. M. Análise morfométrica e geomorfologia da bacia hidrográfica do rio Turvo-GO, através de técnica de sensoriamento remoto e geoprocessamento. **SCENTIA PLENA**, v. 5, n. 2, 2009.
- CHIEN, P. Endeavour maps the world in three dimensions. **Geoword**, v. 37, p. 32-38, 2000.
- CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 1980. 188 p.
- CUNHA, E. R. D.; BACANI, V. M.; PANACHUKI, E. I. Modeling soil erosion using RUSLE and GIS. **Natural Hazards**, v. 85, n. 2, p. 851-868, 2016.
- DA VEIGA BELTRAME, A. **Diagnóstico do meio físico de bacias hidrográficas: modelo e aplicação**. Florianópolis: UFSC, 1994.
- GEORGIN, J.; OLIVEIRA, G. A.; ROSA, A. L. D. D. Estudo comparativo de índices morfométricos relacionado com cheias nas bacias hidrográficas do alto Jacuí e Vacacaí - Vacacaí Mirim -RS. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Santa Maria, v. 19, n. 2, p. 1357-1364, mai-ago 2015. ISSN : 22361170. Acesso:<https://periodicos.ufsm.br/reget/article/viewFile/16834/pdf>.

HORTON, R. E. Drainage-basin characteristics. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, 1932.

INPE. TOPODATA - Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil, 2009. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/topodata/acesso.php>>. Acesso em: 14 jan 2016.

IWASHITA, F.; FRIEDEL, M. J.; FERREIRA, F. J. F. A self-organizing map approach to characterize hydrogeology of the fractured Serra-Geral transboundary aquifer. **Hydrology Research**, v. 49, n. 3, p. 794-814, 2017.

MEDEIROS, F. S. D. *et al.* Analysis of Morphometric Variables of River Espinharas Hydrographic Sub-basin Using Geographic Information System. **Journal of Experimental Agriculture International**, v. 31, n. 6, p. 1-18, 2019. <https://doi.org/10.9734/jeai/2019/v31i630088>.

MENEZES, J. P. C. D. *et al.* Morfometria e evolução do uso do solo e da vazão de máxima em uma micro bacia urbana. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 15, n. 4, p. 659-672, 2014. ISSN 2236-5664.

OLIVEIRA, M. A.; BARBOSA, E. N.; DANTAS NETO, J. Gestão de recursos hídricos no Rio Grande do Norte: uma análise da implementação da política hídrica. **HOLOS**, p. 3-25, 2013. ISSN 1518-1634.

PANDE, C. B.; MOHARIR, K. GIS based quantitative morphometric analysis and its. **Applied Water Science**, v. 7, n. 2, p. 861-871, 2017.

RÊGO, M. D. F. D. F.; TRAJANO, D. M. D. A. **Proposta de Instituição do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu, conforme Resolução nº 5, de 10 de abril de 2000, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos**. ANA - Agência Nacional de Águas. [S.l.]. 2005.

SANTOS, E. D. Mapeamento da fragilidade ambiental da bacia hidrográfica do rio Jirau, município de Dois Vizinhos-Paraná, 2005.

SCHUMN, S. A. Evaluation of drainage systems and slopes in badlands at Perth Amboy, New Jersey. **Geological Society of America Bulletin**, n. 67, p. 597-646, 1956.

SILVA, M. T. *et al.* Morfometric analysis of the basin low middle São Francisco river. **Journal of Hyperspectral Remote Sensing**, v. 4, n. 8, p. 168-174, 2014. ISSN 2237-2202.

SOUZA, A. C. M.; SILVA, M. R. F.; DIAS, N. S. Gestão de Recursos Hídricos: O caso da bacia hidrográfica Apodi-Mossoró. **Irriga**, Botucatu/SP, n. Edição Especial, p. 280-296, 2012.

TONELLO, K. C. *et al.* Morfometria da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhães - MG. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, 30, n. 5, 2006. 849-857.

TRAJANO, S. R. R. D. S. *et al.* Análise Morfométrica de Bacia Hidrográfica: Subsídio à Gestão Territorial Estudo de Caso no Alto e Médio Mamanguape. **Embrapa Gestão Territorial-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)**, Campinas-SP, 2012.

YUSUF, S. M. *et al.* The Utilization of Satellite Imagery Data to Predict Hydrology Characteristics in Dodokan Watershed. **Procedia Environmental Sciences**, p. 36-43, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.03.054>.

**ANEXO I - EQUAÇÕES DE CÁLCULO DOS PARÂMETROS MORFOMÉTRICOS**

Parâmetro	Equação	Und.	Elementos
Relação de relevo (Rr)	$Rr = \frac{Hm}{L}$	m/km	Hm = Cota máxima – Cota min (amplitude altimétrica - m); L: comprimento do canal principal (km) Obs.: A cota mínima corresponde à foz do canal principal; e a máxima a maior cota encontrada em um ponto da bacia oposto a foz.
Gradiente canal principal (G)	$G = \frac{Hmáx.}{10x L}$	%	H máx.: Cota máxima da bacia (m) L: comprimento do canal principal (km) Obs.: valor já convertido para percentual.
Índice de Sinuosidade (Is)	$Is = \frac{L}{Dv}$	Adm.	L: comprimento do canal principal (km) Dv: Distância vetorial (linha reta entre os extremos do canal principal)
Índice de rugosidade (Ir)	$Ir = \frac{Dd x Hm}{1000}$	Adm.	Dd: Densidade de drenagem (km/km <sup>2</sup> ) Hm.: Amplitude altimétrica da bacia (m) Divisão por 1000: transformação da Hm de metros par quilômetros.
Relação ponderada de bifurcação (Rpb)	$Rbp = \frac{\sum_1^n Rb_n (c_n + c_{n+1})}{\sum C}$	Adm.	Rb: Relação de bifurcação de cada ordem da classificação de Strahler; C: N° de canais de cada ordem; n: ordem na classificação de Strahler.
Relação de bifurcação (Rb)	$Rb = \frac{N_x}{N_{x+1}}$	Adm.	N <sub>x</sub> : Número de seguimentos de uma ordem; N <sub>x+1</sub> : Número de seguimentos de uma ordem imediatamente superior;

<b>Parâmetro</b>	<b>Equação</b>	<b>Und.</b>	<b>Elementos</b>
Fator de forma (kf)	$kf = \frac{A}{L^2}$	Adm.	A: Área da bacia (km <sup>2</sup> ) L: comprimento do canal principal (km)
Índice de compacidade (kc)	$kc = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}}$	Adm.	P: Perímetro da bacia (km) A: Área da bacia (km <sup>2</sup> )
Índice de circularidade (IC)	$IC = \frac{12,57 \times A}{P^2}$	Adm.	A: Área da bacia (km <sup>2</sup> ) P: Perímetro da bacia (km)
Densidade de drenagem (Dd)	$Dd = \frac{Lt}{A}$	km/km <sup>2</sup>	Lt = comprimento total dos canais (km) A = Área da bacia (km <sup>2</sup> )
Densidade hidrográfica (Dh)	$Dh = \frac{N}{A}$	canais/km <sup>2</sup>	Dh = Densidade hidrográfica N = Número de rios ou canais A = Área da bacia (km <sup>2</sup> )
Extensão do percurso superficial (Eps)	$Eps = \frac{1}{2Dd}$	km	Dd = Densidade de drenagem
Coefficiente de manutenção (Cm)	$Cm = \frac{1}{Dd}$	m <sup>2</sup>	Dd = Densidade de drenagem

**ANEXO II - PARÂMETROS MORFOMÉTRICOS DAS BACIAS DE CONTRIBUIÇÃO DOS RESERVATÓRIOS UMARI E MENDUBIM.**

Parâmetros		Análise linear						
		Umari			Mendubim			
Ordem dos canais	Nº Canais	Comp. total (km)	Comp. médio (km)	Relação de bifurcação	Nº Canais	Comp. total (km)	Comp. médio (km)	Relação de bifurcação
1a	466	551,97	1,18	-	299	354,37	1,19	-
2a	220	323,06	1,47	2,0	112	207,81	1,86	2,67
3a	109	168,45	1,55	2,2	55	100,53	1,83	2,04
4a	35	47,71	1,36	3,1	18	22,93	1,27	3,06
5a	15	29,46	1,96	2,3	1	58,19	58,19	18,0
6a	1	31,27	31,27	15,0				
Total	852	1151,9			525		743,8	
Nº de nascentes (Und.)				466	299			
Ordem da bacia (ord.)				6a	5a			
Relação ponderada de bifurcação (Rpb)				3,45	4,13			
Análise areal								
P- Perímetro (km)				197,24	160,33			
Sd-Área de drenagem (km <sup>2</sup> )				1547,73	979,99			
L- Eixo (km)				64,62	60,66			
CP- Comprimento do canal principal (km)				31,26	58,19			
DV- Distância vetorial do canal principal (km)				25,39	50,77			
Kf- Fator de forma (adm.)				0,37	0,27			
Kc- Índice de compacidade (adm.)				1,40	1,43			
IC- Índice de circularidade (adm.)				0,50	0,48			
Dd- Densidade de drenagem (km/km <sup>2</sup> )				0,74	0,76			
Dh- Densidade de rios (canais/km <sup>2</sup> )				0,55	0,54			
Eps- Extensão percurso superficial (km)				0,37	0,38			
Cm- Coeficiente de manutenção (m <sup>2</sup> )				1,38	1,31			

### **CAPÍTULO III- ESTIMATIVAS DAS EMISSÕES NATURAIS E ANTRÓPICAS DE NITROGÊNIO E FÓSFORO EM BACIAS DE CONTRIBUIÇÃO DE RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

#### **ESTIMATES OF NATURAL AND ANTHROPIC EMISSIONS OF NITROGEN AND PHOSPHORUS IN CONTRIBUTION BASINS OF RESERVOIRS IN THE BRAZILIAN SEMIARID**

**RESUMO:** O planejamento de medidas mitigadoras da poluição de reservatórios que visem a manutenção da água qualidade é de suma importância, principalmente em regiões sujeitas a grande escassez hídrica, como o Nordeste brasileiro. Nessas regiões, a eutrofização, resultante do excesso de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, é o principal processo de redução da qualidade da água. Neste contexto, este trabalho teve como objetivo estimar as cargas de N e P, emitidas por fatores naturais (deposição atmosférica e denudação do solo) e antrópicos (agricultura, pecuária e águas servidas) para as bacias de contribuição de dois reservatórios do semiárido brasileiro. As bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim estão, respectivamente, 30% e 20% antropizadas. As emissões naturais contribuíram com uma carga de 266,49 t.ano<sup>-1</sup> de N e 11,53 t.ano<sup>-1</sup> de P para a bacia de contribuição de Umari, e para a Mendubim essas cargas foram, respectivamente, de 128,72 t.ano<sup>-1</sup> e 4,10 t.ano<sup>-1</sup>. Sendo a denudação do solo identificada como principal fonte natural de N, e a deposição atmosféricas como principal fonte P, em ambas as bacias de contribuição. Entre as fontes antrópicas, as principais fonte de N e P, para as duas bacias, foi a pecuária, com destaque para a bovinocultura. As cargas de N e P emitidas por efluentes na bacia de contribuição do reservatório Umari foram, respectivamente, 2,7 e 1,6 vezes maiores que as emitidas na de Mendubim. As cargas totais (naturais e antrópicas) de N (579,01 t.ano<sup>-1</sup>) e P (136,35 t.ano<sup>-1</sup>) recebidas pela bacia de contribuição de Umari foram, respectivamente, 43,9% e 22,1% maiores que as recebidas pela de Mendubim, com predominância das fontes antrópicas tanto na emissão de nitrogênio como de fósforo. Os resultados encontrados no presente estudo mostraram a importância de monitorar atividades antrópicas que possam potencializar os aportes de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, em bacias do semiárido brasileiro. A quantificação dos fatores de emissão, aqui analisados, pode ser uma ferramenta no desenvolvimento de estratégias mitigadoras dos problemas que elevadas concentrações de N e P podem trazer a qualidade e ao uso da água de reservatórios do semiárido.

**Palavras-chave:** Denudação do solo; Deposição atmosférica; Eutrofização; Fontes antropogênicas; Fontes naturais

**ABSTRACT:** The planning of reservoir pollution mitigation measures aimed at maintaining water quality is of paramount importance, especially in regions subject to great water scarcity, such as northeastern Brazil. In these regions, eutrophication, resulting from the excess of nutrients, mainly nitrogen and phosphorus, is the main process of reducing water quality. In this context, this work aimed to estimate N and P loads, emitted by natural factors (atmospheric deposition and soil denudation) and anthropic (agriculture, livestock, and wastewater) for the contribution basins of two reservoirs in the Brazilian semiarid. The contribution basins of the Umari and Mendubim reservoirs are, respectively, 30% and 20% anthropized. Natural emissions contributed with a load of 266.49 t.year<sup>-1</sup> of N and 11.53 t.year<sup>-1</sup> P of Umari contribution basin, and for Mendubim these loads were, respectively, 128, 72 t.year<sup>-1</sup> and 4.10 t.year<sup>-1</sup>. Soil denudation was identified as the main natural source of N, and atmospheric deposition as the main source P, in both contribution basins. Among the anthropic sources, the main source of N and P, for the two basins, was livestock, with emphasis on cattle. The N and

P loads emitted by effluents in the contribution basin of the Umari reservoir were, respectively, 2.7 and 1.6 times greater than those emitted in the Mendubim reservoir. The total loads (natural and anthropic) of N ( $579.01 \text{ t}\cdot\text{year}^{-1}$ ) and P ( $136.35 \text{ t}\cdot\text{year}^{-1}$ ) received by the contribution basin of Umari were, respectively, 43.9% and 22, 1% higher than those received by Mendubim, with a predominance of anthropogenic sources both in the emission of nitrogen and phosphorus. The results found in the present study showed the importance of monitoring anthropogenic activities that can potentiate nutrient inputs, such as nitrogen and phosphorus, in basins in the Brazilian semiarid region. The quantification of the emission factors analyzed here can be a tool in the development of strategies to mitigate the problems that high concentrations of N and P can bring to the quality and use of water in reservoirs in the semiarid region.

**Keywords:** Soil denudation; Atmospheric deposition; Eutrophication; Anthropogenic sources; Natural sources

## 1. INTRODUÇÃO

A demanda mundial por água duplicou no século XX em relação à população, sendo que os maiores consumos são provenientes das atividades agrícolas (FAO, 2018). A atual demanda de água exige uma maior preocupação com a qualidade e a quantidade dos recursos hídricos, principalmente nas regiões semiáridas, onde há um déficit hídrico devido às suas características edafoclimáticas. Segundo o Painel Intergovernamental de Mudanças do Clima, as regiões áridas e semiáridas do mundo são as mais susceptíveis e sensíveis às alterações climáticas, devido à grande variação dos regimes de chuva no tempo e no espaço. Em regiões semiáridas, as condições climáticas e hidrológicas, tais como secas prolongadas, alta evaporação e tempo de residência elevado, associados ao aporte de nutrientes e matéria orgânica, provenientes de atividades antrópicas como a agropecuária, a aquicultura e a poluição urbana favorecem a degradação dos recursos hídricos (KHAN; PANIKKAR, 2009; JEPPESEN *et al.*, 2015; BANERJEE *et al.*, 2016; SANTOS *et al.*, 2016; LACERDA *et al.*, 2018; HENRY-SILVA *et al.*, 2019;).

O semiárido brasileiro possui cerca de 27 milhões de habitantes, que corresponde a cerca de 12% da população brasileira (SUDENE, 2020). Essa região possui uma área de 1.128.697 Km<sup>2</sup>, e uma grande quantidade de reservatórios de água eutrofizados ou em processo de eutrofização (GAISER *et al.*, 2003; MALVEIRA, *et al.*, 2012; MOUR; HENRY-SILVA, 2015). As atividades como a piscicultura intensiva, agricultura irrigada e a pecuária podem contribuir para o incremento das concentrações de nutrientes nos reservatórios do semiárido brasileiro (COSTA *et al.*, 2019; OLIVEIRA *et al.*, 2017). Durante o processo de eutrofização, ocorre a proliferação de diversas espécies de fitoplâncton, em especial as cianobactérias, que são os principais organismos de degradação da qualidade da água, tornando-a, em algumas situações, indisponível para o consumo humano tendo em vista a liberação de toxinas (DE LUCENA-SILVA *et al.*, 2019; LEITE; BECKER, 2019; ROCHA JUNIOR *et al.*, 2018).

As fontes de nutrientes para os corpos hídricos, principalmente nitrogênio e fósforo, estão divididas em pontuais, que podem ser monitoradas continuamente, como efluentes de estações de tratamento de sistemas de saneamento e efluentes residenciais ou industriais, e as difusas, oriundas de fenômenos naturais como denudações do solo, ou de atividades antrópicas como agricultura e pecuária, desenvolvida em extensas áreas, cujas descargas, em associação com as precipitações, chegam às águas superficiais (MANSOR; FILHO; ROSTON, 2006). Os aportes de nutrientes nos corpos hídricos também estão relacionados às características das bacias de contribuição dos reservatórios, tais como a área de abrangência, tipo de solo,

pluviometria, geomorfologia e uso e ocupação do solo (FIGUEIRÊDO *et al.*, 2007; HUANG *et al.*, 2017).

Identificar as principais áreas fornecedoras de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, é de fundamental importância para o planejamento e gestão de medidas mitigadoras da poluição dos corpos hídricos, sendo que as descargas destes nutrientes podem ser estimadas utilizando fatores de emissão. Estudos, utilizando a carga de nutrientes em regiões que não se dispõem de detalhamento das concentrações dessas substâncias, como ocorre no semiárido brasileiro, podem ser úteis na avaliação da sensibilidade de sistemas aquáticos a esses aportes de nutrientes (FILHO *et al.*, 2019). Esses fatores podem ser determinados com informações disponibilizadas oficialmente por instituições governamentais ou em bibliografias técnicas científicas, quando não se dispõem de mensurações sistêmicas *in loco*. Nesse contexto, é relevante estimar o aporte de nutrientes para os reservatórios de regiões semiáridas, considerando que a função primordial desses ambientes aquáticos é a manutenção de água para o consumo humano e dessedentação animal. No presente trabalho, utilizamos fontes de dados georreferenciados, técnicas de geoprocessamento e fatores de emissão relativos aos processos naturais e atividades antrópicas, para estimar o aporte de nitrogênio e fósforo para as bacias de contribuição de dois reservatórios do semiárido brasileiro.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. ÁREAS DE ESTUDO

Os reservatórios Umari e Mendubim estão entre os principais do estado do Rio Grande do Norte. A bacia de contribuição do reservatório Umari (BCUMR), inserida na bacia hidrográfica do rio Apodi Mossoró, possui uma área de drenagem de 1546,21 km<sup>2</sup> e o seu enchimento teve início em 2002 (SEMARH, 2020). A bacia de contribuição do reservatório Mendubim (BCMDB), inserida na bacia hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açu, ocupa uma área de 968,13 km<sup>2</sup> e o seu enchimento teve início em 1972 (OLIVEIRA; BARBOSA; DANTAS NETO, 2013) (Figura 1).

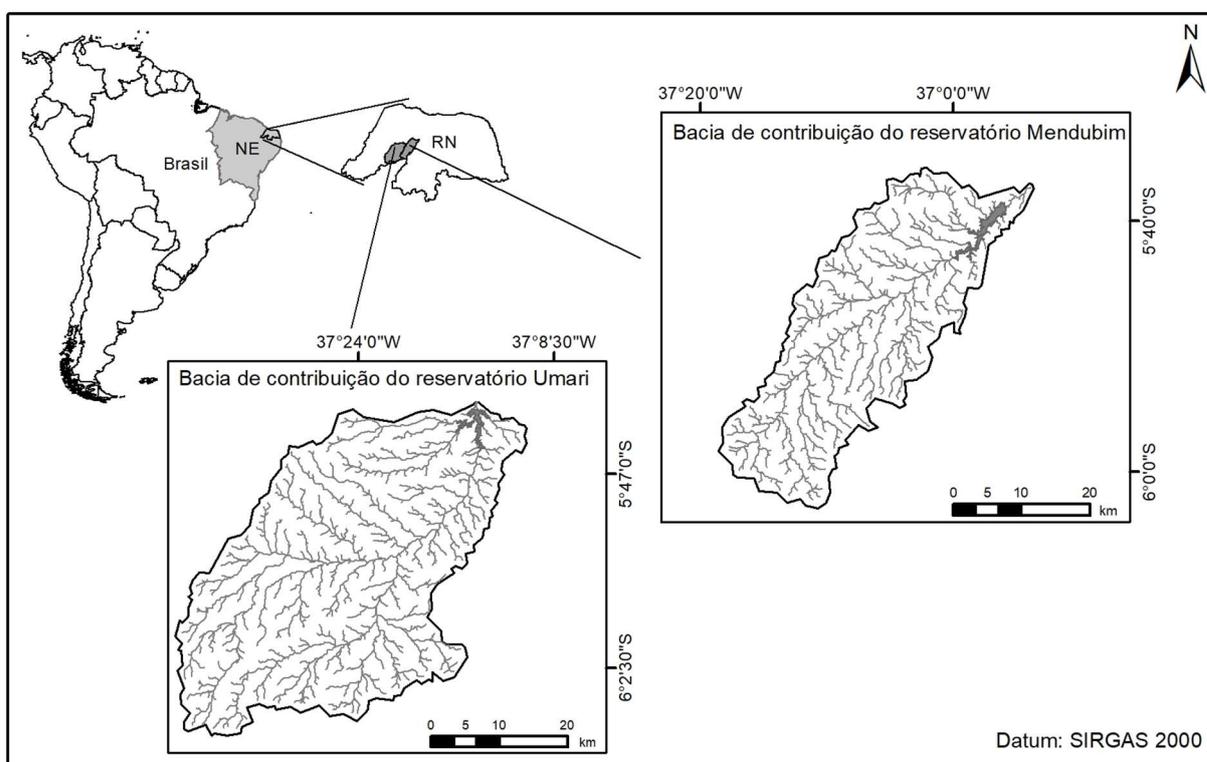


Figura 1 - Localização e hidrografia das bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim, semiárido brasileiro.

Essas bacias são exorreicas, deficitárias e intermitentes (BENTES-GAMA, 2003). Possuem clima quente e semiárido que, de acordo com Köppen e Geiger (1936), está classificado como BSw'h', com estações chuvosas mal distribuídas, atrasadas para o outono.

### 2.2. ANTROPIZAÇÃO E SOLOS

Para quantificar as áreas antropizadas, inicialmente foi realizado o delineamento das bacias de contribuição dos reservatórios em estudo, utilizando modelos digitais de elevações (MDEs) disponibilizados pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE,

2009), através do projeto TOPODATA, tendo em vista a qualidade dos MDEs deste projeto. No processamento dos MDEs e posterior elaboração dos “shapes” de delimitação das bacias de contribuição, utilizou-se a ferramenta TauDEM do programa QGis 2.18. As áreas antropizadas e de vegetação remanescente das bacias de contribuição de Umari e Mendubim foram obtidas utilizando os “shapes” das mesmas e uma das ferramentas de processamento de vetores do QGis. Posteriormente realizou-se o recorte, a partir da base vetorial do Programa de Monitoramento de Desmatamentos dos Biomas Brasileiros por Satélite (PMDBBS) do Centro de Sensoriamento Remoto (CSR) do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), atualizado através de imagens do Google Earth Pro. Estas imagens também foram usadas para definir as áreas urbanas das bacias de contribuição. Dessas imagens foram extraídas as poligonais das sedes municipais, no formato KML que, posteriormente, foram transformadas em “Shapes”, no QGis. Para definir o valor da área rural, subtraiu-se a área urbana, da área antropizada. Para quantificar as áreas de ocorrência por tipo de solo, foram feitos recortes da base vetorial do Mapa Brasileiro de Solos da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2001), fornecida pelo Departamento de Processamento digital do INPE, sendo, em seguida, quantificado o valor da área de ocorrência por tipo de solo.

### 2.3. EMISSÕES NATURAIS (DENUDAÇÃO DO SOLO E DEPOSIÇÃO ATMOSFÉRICA)

Os fatores de emissão são parâmetros numéricos representativos do aporte de um contaminante a um receptor, através de processos ligados a estes fatores (LACERDA *et al.*, 2008; FILHO *et al.*, 2015), principalmente quando inexitem quantificações *in loco*. Na estimativa das cargas de nutrientes aqui estudadas, adotou-se um valor médio de perda de solo por denudação para regiões do semiárido de 148 t. km<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> (NETO *et al.*, 2011) e a concentração desses nutrientes em cada tipo de solo que ocorre nas bacias de contribuição em estudo (Tabela 1).

Tabela 1 - Concentrações de nitrogênio e fósforo por tipo de solo.

Tipo de solo	Nutrientes por tipo de solo (mg.kg <sup>-1</sup> )	
	Nitrogênio	Fósforo
Argilossolo Vermelho-Amarelo	600,00 <sup>b</sup>	5,00 <sup>a</sup>
Luvissolo Crômico	1240,00 <sup>a</sup>	11,61 <sup>b</sup>
Planossolo Nátrico	940,00 <sup>a</sup>	18,51 <sup>b</sup>
Neossolo Regolítico	600,00 <sup>b</sup>	3,5 <sup>b</sup>
Neossolo Litólico	1100,00 <sup>b</sup>	1,00 <sup>b</sup>
Neossolo Flúvico	930,00 <sup>a</sup>	10,15 <sup>b</sup>

<sup>a</sup> (REBOUÇAS *et al.*, 2014); <sup>b</sup> (JACOMINE, *et al.*, 1971)

As estimativas das cargas de nitrogênio e fósforo (Equação 1), oriundas das emissões naturais: (i) deposição atmosférica, (ii) denudação do solo e (iii) carga total (deposição + denudação) foram calculadas conforme as equações abaixo:

$$\begin{aligned}
 (i) \quad Q_{\text{atm}} &= P_v \times D_{p_{\text{atm}}} \times T_{\text{rt}} \times S, \text{ onde } \begin{cases} Q_{\text{atm}} : \text{ carga atmosférica de N ou P (ton.)} \\ P_v : \text{ Pluviometria da bacia (mm)} \\ D_{p_{\text{atm}}} : \text{ deposição atmosférica de N ou P} \\ T_{\text{rt}} : \text{ fator de retenção no solo}^{**} \\ S : \text{ área da bacia em m}^2 \end{cases} \\
 (ii) \quad Q_{\text{den}} &= C_{\text{tp}} \times T_{\text{den}} \times S, \text{ onde } \begin{cases} Q_{\text{den}} : \text{ carga de N ou P por denudação (ton.)} \\ T_{\text{den}} : \text{ taxa de denudação admitida (148 t. km}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}) \\ C_{\text{tp}} : \text{ concentração de N ou P por tipo de solo}^{***} \\ S : \text{ área de ocorrência por, tipo de solo, na bacia (km}^2) \end{cases} \\
 (iii) \quad Q_T &= Q_{\text{den}} + T_{\text{exp}} \times Q_{\text{atm}}, \text{ onde } \begin{cases} Q_T : \text{ carga total de N ou P (ton.)} \\ Q_{\text{den}} : \text{ carga de N ou P por denudação (ton.)} \\ T_{\text{exp}} : \text{ taxa exportação de N ou P retido no solo}^{****} \\ Q_{\text{atm}} : \text{ carga de N ou P retida no solo (ton.)} \end{cases} \quad \text{eq. 1}
 \end{aligned}$$

\***Nitrogênio** (100 mg.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>), **fósforo** (8 mg.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>) por 1000 mm de precipitação (SILVA FILHO; WASSERMAN; LACERDA, 1998 apud LACERDA *et al.*, 2008); \*\* **Nitrogênio** 37%, **fósforo** 30% (GOLLEY *et al.*, 1978 apud LACERDA *et al.*, 2008); \*\*\***Tabela 1**; \*\*\*\* **Nitrogênio** 35%, **fósforo** 30%, percentual incorporado ao solo e previsto para ser carreado para os corpos hídrico.

Equação 1 - Cálculo dos aportes de nitrogênio e de fósforo provenientes das emissões naturais: atmosférica e denudação físico-química do solo.

A deposição atmosférica de N e P depende da área das bacias, da concentração destes nutrientes na deposição e da retenção realizada pelos solos. As cargas estimadas de N e P que são depositadas nas bacias hidrográficas do semiárido, via deposição atmosférica, são, respectivamente, de 100 mg.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> e 8 mg.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>, sendo que estes valores foram corrigidos pelas taxas de retenção dos solos (37% para N e 35% para P), pois uma fração da carga atmosférica de nutrientes é retida nos solos e somente uma parte é escoada para as águas superficiais através da denudação física e química (LACERDA *et al.*, 2004). Desta forma, a fração da deposição atmosférica retida nos solos foi incluída nas estimativas das cargas provenientes na denudação física e química dos solos das bacias.

#### 2.4. EMISSÕES ANTRÓPICAS (AGRICULTURA, PECUÁRIA E ÁGUAS SERVIDAS)

Para estimar do aporte de nitrogênio e fósforo oriundos dos processos antrópicos, foram identificadas as principais atividades antrópicas da região em estudo que potencialmente podem gerar poluentes: pecuária, agricultura e a descarga de efluentes (esgotos), tanto urbanos como rurais. Nos cálculos das cargas de nutrientes foram consideradas as populações humana e

animal, o consumo per capita de água, as áreas agrícolas e a quantidades de fertilizante utilizadas para as principais cultivares por bacia de contribuição estudada.

As populações das áreas rural e urbana das bacias de contribuição foram estimadas, multiplicando-se os valores dessas áreas, resultantes do geoprocessamento, pelas densidades demográficas (rural e urbana) de cada município, obtidas no censo demográfico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística de 2010 (IBGE, 2011). No caso da população urbana, foi considerada a das sedes dos municípios, cujas áreas estivessem integralmente no interior das áreas das bacias em estudo. As populações rurais dos municípios que tinham apenas parte de sua área abrangida pelas bacias de contribuição foram calculadas proporcionalmente à área abrangida. A população animal foi obtida a partir dos dados do Instituto de Defesa e Inspeção Agropecuária do Rio Grande do Norte (IDIARN, 2016).

O volume de efluentes produzidos foi calculado utilizando o consumo per capita de água dos meios rural e urbano, considerando que o consumo rural corresponderia a 75% do urbano. Os valores de consumo per capita de água foram obtidos por município (DEEPASK, 2013). Os aportes de nitrogênio e fósforo foram calculados conforme a equação 2, que considera o volume de águas servidas em função do consumo médio per capita, a densidade demográfica, a área (rural e urbana) de cada bacia de contribuição e a concentração média desses nutrientes nesse tipo de água.

$$Q_{ef} = \overline{C}_{pc} \times d \times Sx [\overline{Nt}], \text{ onde } \begin{cases} Q_{ef}: \text{ carga de N ou P, oriunda dos efluentes (ton.)} \\ \overline{C}_{pc}: \text{ consumo per capita médio de água na bacia eq. 2} \\ d: \text{ densidade demográfica urbana ou rural} \\ [\overline{Nt}]: \text{ conc. média de N ou P em águas servidas **} \end{cases}$$

\* **BCUMR** (Urbano 88,08 L.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>; Rural 66,06 L.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>), **BCMDB** (Urbano 96,23 L.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>; Rural 72,18 L.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>); \*\* Nitrogênio 55 mg.l<sup>-1</sup>, Fósforo 15 mg.l<sup>-1</sup> (LACERDA *et al.*, 2008).

Equação 2 - Cálculo dos aportes de nitrogênio e de fósforo oriundos de efluentes.

O aporte de nutriente oriundos da pecuária foi calculado em função do volume de dejetos produzido por cada um dos tipos de rebanhos. Considerando que estes dejetos têm participação significativa na deposição antrópica de nutrientes nas águas superficiais, principalmente de nitrogênio (PAULA *et al.*, 2010). A população de cada rebanho foi obtida por geoprocessamento. Neste caso, realizou-se a sobreposição dos “shape” de pontos do IDIARN, no qual consta o número de cabeças por tipo de gado, com o oriundo da análise das áreas antropizadas, feito o recorte, e gerado novo “shape” do qual foi tabulado o número de cabeças por tipo de rebanho, por área antropizada. Para determinar a carga de nitrogênio e fósforo oriunda da pecuária (Equação 3), além da massa de dejetos produzidos, utilizou-se o percentual

desses nutrientes presentes nos dejetos (LACERDA *et al.*, 2008), visto que este percentual varia com o tipo de gado (Tabela 2).

Tabela 2 - Quantidade de dejetos produzidos e percentual de nitrogênio e fósforo por tipo de rebanho.

Gado	Dejetos (kg.cabeça <sup>-1</sup> .dia <sup>-1</sup> )	N%	P%
Bovinos	10,00	0,60	0,35
Equídeos	10,00	0,60	0,35
Suínos	2,50	0,50	0,30
Ovinos	1,00	0,50	0,50
Caprinos	1,00	0,50	0,50

$$Q_{pec} = R_N \times D_c \times [\overline{Nt}] \times T_{rt}, \text{ onde } \begin{cases} Q_{pec}: \text{ carga de N ou P oriunda da pecuária (ton.)} \\ R_N: \text{ n}^\circ \text{ de cabeças por rebanho (und.)} \\ D_c: \text{ qde de dejetos por cabeça *} \\ [\overline{Nt}]: \text{ conc. média de N ou P por tipo de gado *} \\ T_{rt}: \text{ taxa de retenção no solo **} \end{cases} \quad \text{eq. 3}$$

\*Tabela 2 (LACERDA *et al.*, 2008); \*\* Nitrogênio 20-35% e fósforo 35-60% (BOUWMAN, *et al.*, 1997), em ambos foi utilizado a média percentual.

Equação 3 - Cálculo dos aportes de nitrogênio e fósforo oriundo da pecuária.

As cargas de nitrogênio e fósforo aportadas pela agricultura, nas bacias de contribuição em estudo, foram calculadas em função do tipo de cultivar, da quantidade de fertilizante utilizado por cultivar, seu percentual de perda para o solo e área cultivada (Tabela 3). Os valores do percentual de perda dos nutrientes em estudo, por tipo de cultivar, foram obtidos na literatura (Tabela 3). As áreas de cultivo, por tipo de lavoura, foram oriundas do Censo Agropecuário (IBGE, 2017).

$$Q_{agr} = S_{ct} \times F_{pc} \times T_{rt}, \text{ onde } \begin{cases} Q_{agr}: \text{ carga de N ou P oriunda da agricultura (ton.)} \\ S_{ct}: \text{ área cultivada *} \\ F_{pc}: \text{ quantidade de fertilizante usada por cultivar **} \\ T_{rt}: \text{ taxa de retenção no solo **} \end{cases} \quad \text{eq. 4}$$

\* (IBGE, 2017); \*\* Tabela 3

Equação 4 - Cálculo dos aportes de nitrogênio e fósforo oriundo da agricultura.

Tabela 3 - Quantidades de N e P aplicadas por tipo de lavoura e percentual estimado de perda.

Lavoura	N (Kg.ha <sup>-1</sup> )	P (Kg.ha <sup>-1</sup> )	Perda N (%)	Perda P (%)	Referência bibliográfica
Feijão	10,0	60,0	20,5	1,05	(LACERDA; MAIA; VAISMAN, 2004)
FORAGEIRAS	200,0	50,0	50,0	30,0	(CÓSER; PEREIRA, 2001)
Fava em grão	135,0	30,0	50,0	30,0	(ALVES, <i>et al.</i> , 2008)
Mandioca	20,0	37,5	25,0	20,0	(LACERDA; MAIA; VAISMAN, 2004)
Melancia	100,0	120,0	33,0	12,0	(JÚNIOR <i>et al.</i> , 2007); (MENDES; FARIA; SILVA, 2010)
Melão	80,0	275,0	63,0	43,0	(ZEBALOS <i>et al.</i> , 2017)
Milho em grão	40,0	55,0	29,0	13,0	(LACERDA; MAIA; VAISMAN, 2004)
Sorgo em grão	39,4	17,7	35,0	40,0	(COELHO <i>et al.</i> , 2002)

Obs.: Quando ocorreu mais de um valor na referência consultada foi utilizada a média.

## 2.5. NUTRIENTES NA ÁGUA DOS RESERVATÓRIOS

Com a finalidade de analisar a relação entre concentrações e de N e P presentes na água dos reservatórios e os fatores de emissão desses nutrientes, foram coletadas amostras de água dos reservatórios Umari e Mendubim entre 2017 (9/2017; 12/2017); e 2018 (02/2018; 05/2018; 06/2018; 08/2018) para a determinação das concentrações de fósforo total (KOROLEFF, 1983) e nitrogênio total (AOAC, 2005). Inicialmente, foram realizadas coletas em 18 e 12 pontos nos reservatórios Umari e Mendubim, respectivamente. Com o aumento da área de lâmina d'água dos reservatórios, resultante do aumento das chuvas, o número de pontos de coleta aumentou para 21 e 20, respectivamente, nos reservatórios Umari e Mendubim. As coletas de água foram realizadas a uma profundidade média de 30 cm.

Depois de tabulados foram aplicadas análises de regressão entre os dados de campo e as cargas totais de N e P obtidas na literatura e neste trabalho. As análises estatísticas foram realizadas considerando  $\alpha=0,05$ .

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 ANTROPIZAÇÃO

A bacia de contribuição do reservatório Umari apresentou uma área antropizada 2,5 vezes maior que a de Mendubim (Figura 2).

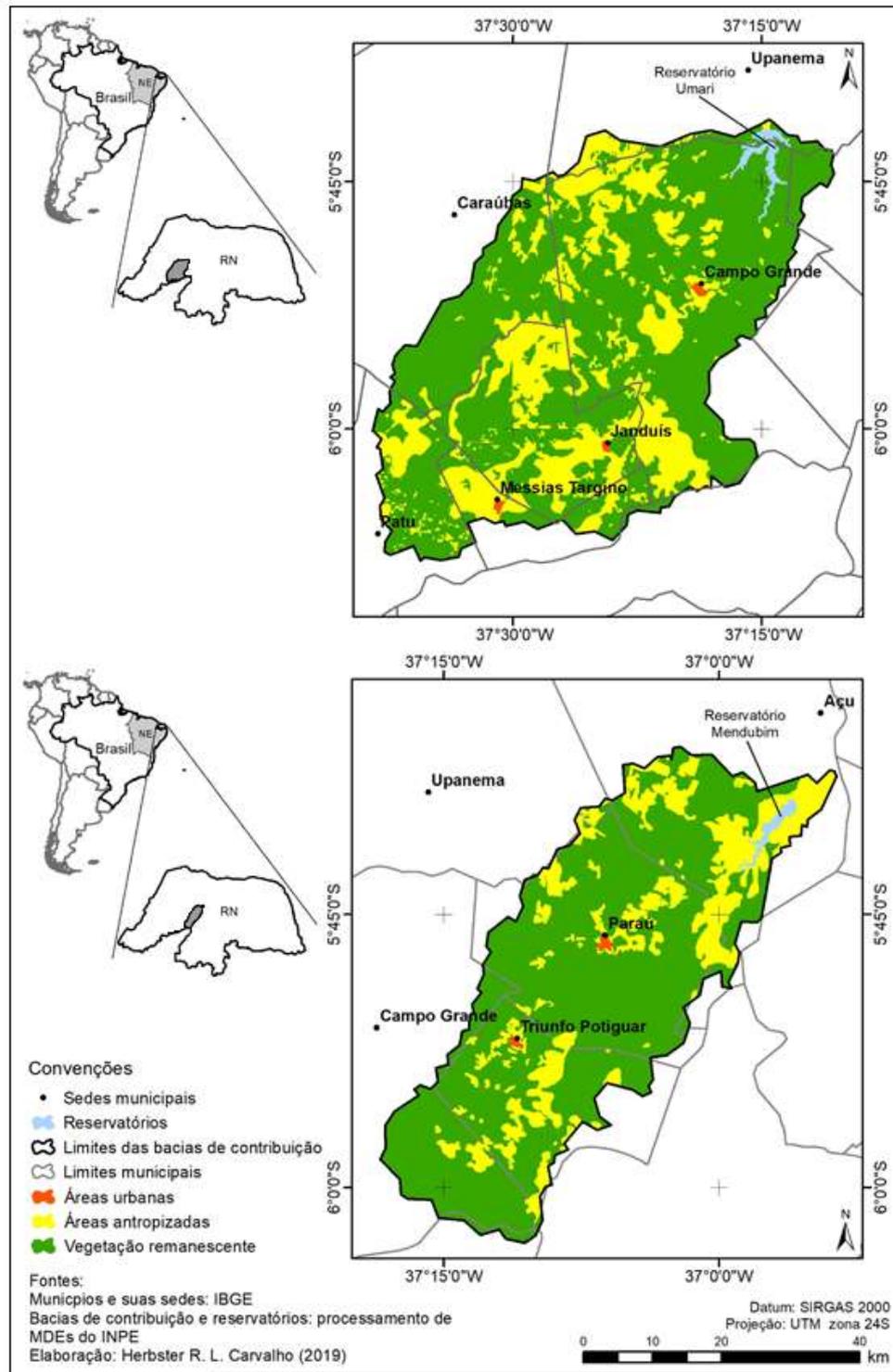


Figura 2 - Áreas urbanas, antropizadas e de vegetação remanescente das bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim.

Levando em consideração o índice relativo de ocupação, aqui calculado como sendo a relação entre a área antropizada e a área de vegetação remanescente, as bacias apresentaram índices de ocupação semelhantes. As bacias de contribuição de Umari e Mendubim apresentaram, respectivamente, médias de antropização de 30% e 20% e índices relativos de ocupação de 0,66 e 0,46. No entanto, é importante ressaltar que alguns municípios de ambas as bacias apresentaram mais que 50% de suas áreas antropizadas, como é o caso de Messias Targino e Upanema. Os municípios com menor grau de antropização foram Caraúbas e Campo Grande (Tabela 4). O município de Paraú possui cerca de 93,5% de sua área na BCUMR e apenas 6,5 % na BCMDB, sendo que, em Mendubim este município não apresentou cargas de nutrientes provenientes de emissões antrópicas, mas apenas de emissões naturais.

Tabela 4 - Percentual de antropização por áreas municipais (km<sup>2</sup>) abrangidas pelas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim.

Bacias	Municípios	Área municipal na bacia (km <sup>2</sup> )	Área antropizada	Área urbana	Área rural	Antropização	Índice relativo de ocupação
Umari	Campo Grande	749,1	193,2	1,30	191,9	26%	0,35
	Caraúbas	215,3	26,6	0	26,6	12%	0,14
	Janduís	301,3	134,8	0,75	134,1	45%	0,81
	Messias Targino	78,6	42,4	0,92	41,4	54%	1,17
	Paraú	24,6	0	0	0	0	0
	Patu	129,5	35,2	0	35,2	27%	0,37
	Upanema	44,1	23,1	0	23,1	53%	1,11
	Total	1546,2	455,6	2,97	452,6	30%	0,66
Mendubim	Açu	234,5	94,2	0	94,2	40%	0,67
	Campo Grande	142,2	8,1	0	8,1	6%	0,06
	Paraú	375,3	45,9	1,33	44,6	12%	0,14
	Triunfo Potiguar	209,6	42,4	0,80	41,6	20%	0,25
	Upanema	6,3	3,4	0	3,4	54%	1,18
	Total	968,13	194,08	2,13	191,9	20%	0,46

Analisando a espacialização da antropização nas bacias de contribuição dos reservatórios estudados, observa-se que as atividades antrópicas tendem a avançar em área de caatinga descontínua. O que também foi observado em inventário realizado no período de 1984 a 1996, em bacia do semiárido do estado de Pernambuco (MALDONADO; SANTOS; DE

CARVALHO, 2002). A maior degradação de áreas de caatinga descontínuas, provavelmente, está relacionada a facilidade de acesso a essas áreas parcialmente abertas, que pode estimular a implantação de atividades agropecuárias.

### 3.2 CARGAS DE NITROGÊNIO (N) E FÓSFORO (P) POR EMISSÕES NATURAIS

#### Denudação do solo

Nas bacias estudadas foram encontrados seis tipos de solos, com predomínio do Luvisolo Crômico (69,6%) na BCUMR e de Neossolo Litólico (52,9%) na BCMDB (Tabela 5) e (Figura 3).

Tabela 5 - Áreas por tipos de solos que ocorrem nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim.

Bacias	Umari		Mendubim	
	Área (km <sup>2</sup> )	%	Área (km <sup>2</sup> )	%
Argilossolo Vermelho-Amarelo	372,08	24,06	68,37	7,06
Luvisolo Crômico	1075,69	69,57	195,43	20,19
Neossolo Regolítico	10,21	0,66	-	-
Neossolo Flúvico	-	-	34,86	3,60
Neossolo Litólico	-	-	512,40	52,93
Planossolo Nátrico	88,23	5,71	157,07	16,22
Área Total (km <sup>2</sup> )	1546,21		968,13	

No semiárido brasileiro, há um predomínio destes dois tipos de solos, que são pouco a moderadamente desenvolvidos. Os Luvisolos ocupam cerca de 107 mil km<sup>2</sup> na região semiárida, correspondendo a cerca de 89% da área do Nordeste brasileiro (COELHO *et al.*, 2002, OLIVEIRA *et al.*, 2009). Esses solos desenvolvem-se principalmente a partir de gnaisse e micaxistos, com ou sem contribuição de materiais transportados (ARAÚJO FILHO *et al.*, 2000). Já os Neossolos Litólicos são rasos e pedregosos com baixa capacidade de retenção de água e reduzidos teores de nutrientes (PEREZ-MARIN *et al.*, 2013).

A BCUMR apresentou maiores cargas de nitrogênio (172,3 ton.ano<sup>-1</sup>) e fósforo (1,79 ton.ano<sup>-1</sup>), provenientes da denudação química e física do solo, quando comparada com a BCMDB (87,1 ton.ano<sup>-1</sup> de N e 0,54 ton.ano<sup>-1</sup> de P). As cargas de N e P foram, respectivamente, 2,0 e 3,2 vezes maiores na BCUMR em relação a BCMDB (Tabela 6).

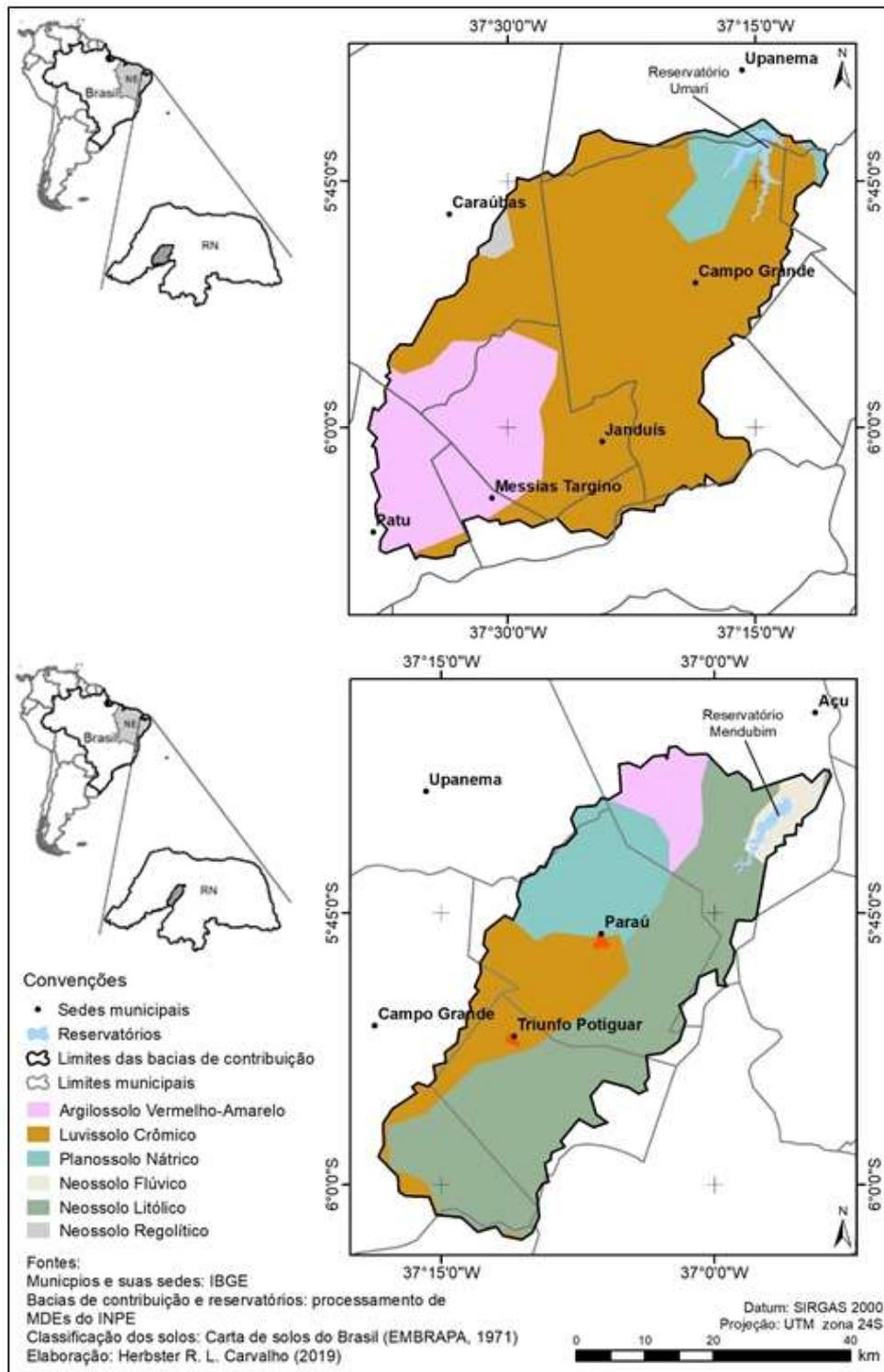


Figura 3 - Distribuição dos tipos de solos nas bacias de contribuição dos reservatórios de Umari e Mendubim.

A denudação dos solos por erosão é resultado do intemperismo físico e químico da rocha e da remoção e exportação de nutrientes em dissolução para os corpos d'água das bacias hidrográficas. As interações entre erosão, clima e litoestrutura são os fatores mais importantes na quantificação das cargas de emissão de nutrientes provenientes da denudação (RITTER:

KOCHEL; MILLER, 2006). Em condições tropicais, o intemperismo é um dos principais responsáveis pelo processo de denudação. A ação das chuvas é fundamental para acelerar este processo, atuando inicialmente sobre as rochas e posteriormente sobre o solo, removendo-o pela erosão hídrica. A intensidade e sazonalidade das chuvas numa bacia hidrográfica é também importante na determinação das perdas de nutrientes em áreas ocupadas por agricultura, que podem estar sem cobertura vegetal durante determinados períodos do ano, dependendo do tipo de cultura e forma de manejo (SUMMERFIELD *et al.*, 1994; BLANCKENBURG *et al.*, 2004). Estudos realizados no semiárido brasileiro chegaram à conclusão que o valor médio de solo perdido por denudação varia de 128 a 148 t.km<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup> (LIMA NETO *et al.*, 2011).

Tabela 6 - Estimativas das cargas de nitrogênio e fósforo, exclusivamente, por denudação do solo nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim.

Bacias de contribuição	Municípios	Área (km <sup>2</sup> )	Carga por denudação do solo	
			Nitrogênio (N)	Fósforo (P)
Umari	Campo Grande	749,05	87,33	0,85
	Caraúbas	215,34	24,84	0,24
	Janduís	304,82	35,26	0,34
	Messias Targino	78,65	10,29	0,10
	Paraú	24,63	2,95	0,03
	Patu	129,59	6,54	0,17
	Upanema	44,13	5,13	0,05
	Média	220,89	24,61	0,25
Total (ton.ano <sup>-1</sup> )		1546,21	172,34	1,79
Mendubim	Açu	234,55	17,07	0,10
	Campo Grande	142,22	14,57	0,05
	Paraú	375,38	34,73	0,32
	Triunfo Potiguar	209,69	20,21	0,06
	Upanema	6,29	0,50	0,01
	Média	193,63	17,42	0,11
Total (ton.ano <sup>-1</sup> )		968,13	87,09	0,54

Mesmo a área da bacia de Umari sendo 37% maior que a de Mendubim, esse fato por si só não explica as diferenças observadas. É necessário levar em consideração também os tipos de solos predominantes e suas concentrações de nutrientes em cada uma das bacias. O Luvisolo crômico, por exemplo, que predomina na BCUMR, possui teores de N e P 1,1 e 11,6 vezes maiores, respectivamente, que os encontrados no Neossolo Litólico, que predomina na BCMDB (REBOUÇAS *et al.*, 2014; JACOMINE *et al.*, 1971). É importante lembrar, que a fração da deposição atmosférica retida em cada solo está incluída nas estimativas de carga originada na denudação física e química.

## Deposição Atmosférica

A BCUMR apresentou uma carga de nitrogênio de 69,74 t.ano<sup>-1</sup> e de fósforo de 7,49 t.ano<sup>-1</sup>, em função da deposição atmosférica. Estes valores equivalem a 2,2 e 2,7 vezes mais deposições atmosféricas de N e P, respectivamente, para a bacia de Umari do que a observada para a bacia de Mendubim. Essa diferença deve-se as diferenças entre as áreas das bacias e também a maior precipitação média na BCUMR (628,85 mm) em relação a BCMDB (513,15 mm) (Tabela 7).

Tabela 7 - Estimativa das cargas de N e P resultante da deposição atmosférica nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim, em função das áreas dos municípios e da precipitação média.

Bacias de contribuição	Municípios	Precipitação. (mm)	Área (km <sup>2</sup> )	N (t.ano <sup>-1</sup> )	P (t.ano <sup>-1</sup> )
Umari	Campo Grande	770,46*	749,05	37,51	4,03
	Caraúbas	578,76	215,34	8,10	0,87
	Janduís	613,78	304,82	12,16	1,31
	Messias Targino	773,42	78,65	3,95	0,42
	Paraú	492,84	24,63	0,79	0,08
	Patu	694,29	129,59	5,85	0,63
	Upanema	478,40	44,13	1,37	0,15
	Médias	628,85	220,89	9,96	1,07
Total (ton.ano <sup>-1</sup> )			1546,21	69,74	7,49
Mendubim	Açu	461,95	234,55	6,83	0,61
	Campo Grande	682,94	142,22	6,12	0,54
	Paraú	436,86	375,38	10,33	0,92
	Triunfo Potiguar	559,94*	209,69	7,40	0,66
	Upanema	424,06	6,29	0,17	0,01
	Médias	513,15	193,63	6,17	0,55
Total (ton.ano <sup>-1</sup> )			968,13	30,84	2,74

Dados de precipitação da Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte (EPARN) e da \*Agência Nacional das Águas (ANA).

A deposição atmosférica é um dos mecanismos da ciclagem e redistribuição dos elementos químicos, além de influenciar nos processos biogeoquímicos. A sua deposição está relacionada principalmente com a área da bacia, a precipitação pluviométrica, a concentração das substâncias na deposição total, tamanho das partículas e superfície onde as substâncias serão depositadas (CARVALHO JÚNIOR, 2004; TAMATAMAH; HECKY; DUTHIE, 2005; EIMERS; HILLIS; WATMOUGH, 2018). Neste contexto, os ecossistemas aquáticos continentais e costeiros estão sujeitos não somente ao aporte de N e P de efluentes de origens difusas e pontuais, mas também da deposição proveniente da atmosfera (WEISS *et al.*, 2018;

ZHANG; YI; YANG, 2020). É importante ressaltar que quando o aporte atmosférico de nutrientes supera a demanda biológica dos ecossistemas terrestres, os mesmos reduzem a capacidade de reter N e P, aumentando o aporte destes nutrientes para águas subterrâneas e superficiais como rios, lagos e reservatórios (CHANTARA; CHUNSUK, 2008; ZHOU *et al.*, 2020).

### Emissões naturais totais

As cargas totais de nutrientes, provenientes de fontes naturais, foram maiores na BCUMR (266,49 t.ano<sup>-1</sup> de N e 11,53 t.ano<sup>-1</sup> de P), quando comparadas com as cargas na BCMDB (128,72 t.ano<sup>-1</sup> de N e 4,10 t.ano<sup>-1</sup> de P), ou seja, considerando a denudação do solo, a deposição atmosférica e os percentuais de incorporação de nutrientes ao solo, as cargas totais de N e P de fontes naturais foram, respectivamente, 2,2 e 2,7 vezes maiores na bacia de Umari (Tabela 8).

Tabela 8 - Estimativas das cargas totais de nitrogênio e fósforo emitidas pelos fatores naturais nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim.

Bacias de contribuição	Municípios	Carga total emissão natural*	
		N	P
Umari	Campo Grande	137,97	6,09
	Caraúbas	35,78	1,37
	Janduís	51,67	2,04
	Messias Targino	15,63	0,65
	Paraú	4,02	0,14
	Patu	14,44	0,99
	Upanema	6,99	0,24
	<b>Total</b>	<b>266,49</b>	<b>11,53</b>
Mendubim	Açu	26,28	0,89
	Campo Grande	22,83	0,76
	Paraú	48,68	1,52
	Triunfo Potiguar	30,20	0,91
	Upanema	0,73	0,03
	<b>Total</b>	<b>128,72</b>	<b>4,10</b>

\*Na estimativa da carga total de N e P por fatores naturais, nas cargas exclusivas por denudação do solo foi adicionado o percentual de carga por deposição atmosférica que é incorporado ao solo para carreamento (N-35%; P-30%), e somado a carga por deposição atmosférica.

Na BCUMR, os municípios que mais contribuíram com cargas totais de emissões naturais foram Campo Grande (137,97 t.ano<sup>-1</sup> de N e 6,09 t.ano<sup>-1</sup> de P) e Janduís (51,67 t.ano<sup>-1</sup> de N e

2,04 t.ano<sup>-1</sup> de P), enquanto que na BCMDB foram os municípios de Paraú (48,68 t.ano<sup>-1</sup> de N e 1,52 t.ano<sup>-1</sup> de P) e Triunfo Potiguar (30,20 t.ano<sup>-1</sup> de N e 0,91 t.ano<sup>-1</sup> de P).

### 3.3 CARGAS DE NITROGÊNIO (N) E FÓSFORO (P) POR EMISSÕES ANTRÓPICAS

#### Pecuária

Dentre os fatores antrópicos responsáveis pelo aporte de nutrientes para águas superficiais, a pecuária é uma das mais importantes fontes de nutrientes. Os nutrientes oriundos das excretas dos animais se acumulam no solo, e podem ser carregados pelas águas superficiais até os corpos hídricos. O gado, criado nas áreas de abrangência das bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim, apresentou composição percentual semelhante, destacando a ovinocultura, bovinocultura e caprinocultura como principais atividades praticadas nas áreas de abrangência de ambas bacias (Figura 4).

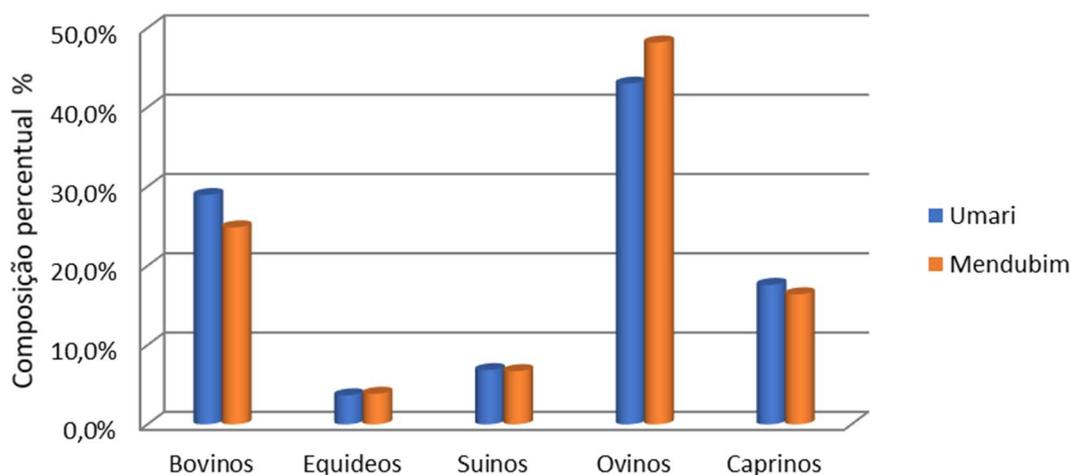


Figura 4 – Composição percentual, por tipo de gado, dos rebanhos das bacias de contribuição dos reservatórios de Umari e Mendubim.

A ovinocultura e a caprinoculturas juntas responderam por 60,6% das atividades pecuárias na BCUMR e 64,6% na BCMDB. Estes resultados vêm corroborar com os resultados encontrados por Guilherme *et al.* (2017), que mostram a ovinocultura e a caprinoculturas como as principais atividades pecuárias do Nordeste brasileiro. Situação semelhante ocorre no Chile Central, onde a criação de ovinos representa de 80 a 86% das pequenas unidades pecuárias (TORO-MUJICA *et al.*, 2015). Pode-se constatar que a BCUMR apresentou maiores cargas de nutrientes oriundas da pecuária (187,56 t.ano<sup>-1</sup> de N e 86,76 t.ano<sup>-1</sup> de P) em relação a BCMDB (140,04 t.ano<sup>-1</sup> de N e 65,63 t.ano<sup>-1</sup> de P) (Tabela 9).

Tabela 9 - Estimativas das cargas de N e P emitidas pela pecuária nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim.

Bacias de contribuição	Municípios	Nitrogênio (N) (t.ano <sup>-1</sup> )	Fósforo (P) (t.ano <sup>-1</sup> )
Umari	Campo Grande	116,13	53,09
	Caraúbas	7,28	3,44
	Janduís	39,15	18,02
	Messias Targino	4,53	2,11
	Paraú	-	-
	Patu	18,40	8,96
	Upanema	2,35	1,14
	Total	187,56	86,76
Mendubim	Açu	33,27	16,13
	Campo Grande	12,40	5,69
	Paraú	72,75	34,11
	Triunfo Potiguar	21,61	9,68
	Upanema	-	-
	Total	140,04	65,63

Dentre as atividades pecuárias presentes nas bacias de contribuição estudadas, a que mais contribuiu para as emissões de N e P foi a bovinocultura (Figura 5). Apesar de percentualmente o gado ovino dominar a pecuária em ambas as bacias, a maior contribuição do gado bovino nas emissões desses nutrientes se deve as maiores concentrações de nitrogênio e fósforo presentes nas fezes desses animais, bem como da quantidade de dejetos produzida por cabeça. Os bovinos produzem cerca de 10 kg.cabeça<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> de dejetos com 0,60% de N e 0,35% de P, enquanto que ovinos e caprinos produzem 1 kg.cabeça<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> de dejetos com 0,5% de N e 0,5% de P (LACERDA *et al.*, 2008).

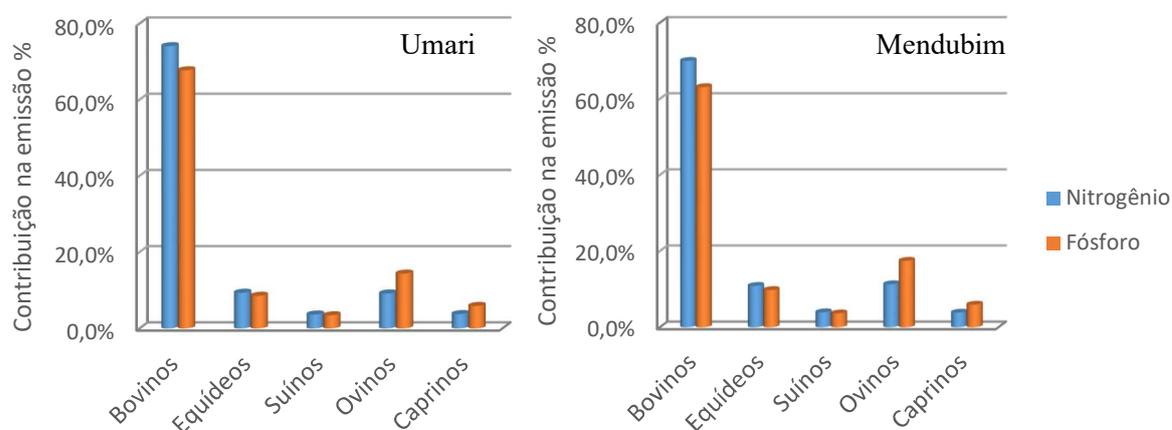


Figura 5 - Porcentagem de contribuição da emissão de nitrogênio e fósforo por tipos de gado nas bacias de contribuição dos reservatórios de Umari e Mendubim.

## Agricultura

O nitrogênio e o fósforo da agricultura provêm principalmente do uso de fertilizantes, e têm como principal fator de emissão a perda para o solo. Sendo que, posteriormente, parte destes nutrientes pode ser lixiviado para as águas superficiais (KELLY; VANNI; RENWICK, 2018). Os fertilizantes são importantes para a agricultura, melhorando o desenvolvimento dos vegetais e aumentando a colheita, no entanto, podem causar problemas de eutrofização artificial das águas interiores e costeiras (HUANGA *et al.*, 2017). Estima-se que a eficiência global média dos fertilizantes fosforados e nitrogenados seja de aproximadamente 45%. O fósforo não assimilado permanece imobilizado no solo formando compostos pouco solúveis, sendo uma fração deste fósforo imobilizado pode ser resolubilizado e alcançar os copos hídricos continentais por lixiviação (SMIL, 2004). Com relação ao nitrogênio, há uma dispersão maior de compostos nitrogenados pelos compartimentos ambientais devido às suas propriedades químicas (como solubilidade e volatilidade) (GALLOWAY *et al.*, 2003; GALLOWAY *et al.*, 2008). Pode-se constatar, que a BCUMR recebeu 1,9 vezes mais cargas de nitrogênio da agricultura ( $91,45 \text{ t.ano}^{-1}$ ) do que a BCMDB ( $45,85 \text{ t.ano}^{-1}$ ). Entretanto, as cargas de fósforo foram semelhantes em ambas as bacias. Estas diferenças podem ser explicadas pelas áreas cultivadas em cada bacia e seus principais cultivares. A BCUMR possui uma área cultivada 2,7 vezes maior que a de Mendubim, que contribui com uma maior carga de N. Na BCUMR destacaram-se como principais cultivares o feijão (44,6%) e o milho (21,9%) e na BCMDB os principais cultivares foram o feijão (31,2%) e a forrageiras (23,6%) (Tabela 10).

Tabela 10 - Estimativas das cargas de N e P emitidas pela agricultura nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim.

Cultivares	Umari			Mendubim		
	Área (km <sup>2</sup> )	N (t.ano. <sup>-1</sup> )	P (t.ano. <sup>-1</sup> )	Área (km <sup>2</sup> )	N (t.ano. <sup>-1</sup> )	P (t.ano. <sup>-1</sup> )
Fava em grão	-	-	-	37,68	2,54	0,34
Feijão	1512,82	3,10	9,53	395,32	0,81	2,49
Forrageiras	729,04	72,90	10,9	298,76	29,88	4,48
Mandioca	112,01	0,56	0,84	-	-	-
Melancia	70,89	2,34	1,02	53,67	1,77	0,77
Melão	23,16	1,17	2,74	185,55	9,35	21,94
Milho em grão	741,98	8,61	5,31	255,41	2,96	1,82
Sorgo em grão	201,08	2,77	1,42	78,31	1,08	0,55
Total	3390,97	91,45	31,79	1267,02	45,85	32,07

Esses cultivos, com destaque para o feijão e milho, são os mais praticados no semiárido nordestino brasileiro, sendo também os que provocam os maiores impactos sobre a vegetação nativa e sobre o habitat de espécies endêmicas (CUNHA *et al.*, 2019). Na BCUMR, as forrageiras foram as principais fontes de nitrogênio (72,90 t.ano<sup>-1</sup>) e fósforo (10,9 t.ano<sup>-1</sup>). Na BCMDB, as principais fontes deste nutriente também foram as forrageiras (29,88 t.ano<sup>-1</sup>), enquanto que o cultivo de melão foi a principal fonte de fósforo (21,94 t.ano<sup>-1</sup>). O melão exige 5,5 vezes mais P do que o exigido pelas forrageiras, além de ter 1,4 vezes mais perda para o solo do que com o cultivo de forrageiras (ZEBALOS *et al.*, 2017). Esta maior exigência de P para o cultivo de melão, foi a principal responsável pelos valores elevados das cargas deste nutriente para com a BCMDB. Neste contexto, na BCMDB, Açu foi o município que mais contribuiu com as cargas de P (25 t.ano<sup>-1</sup>), pois possui extensas áreas cultivadas com melão (Tabela 11).

Tabela 11 - Cargas de N e P emitidas pela agricultura nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim.

Bacias de contribuição	Municípios	N Total (t.ano <sup>-1</sup> )	P Total (t.ano <sup>-1</sup> )
Umari	Campo Grande	42,13	13,14
	Caraúbas	3,40	2,04
	Janduís	23,96	6,80
	Messias Targino	2,71	2,97
	Paraú*	0,00	0,00
	Patu	12,60	3,33
	Upanema	6,65	3,51
	Total	91,45	31,79
Mendubim	Açu	19,80	25,01
	Campo Grande	1,76	0,53
	Paraú	17,81	3,57
	Triunfo Potiguar	8,06	2,80
	Upanema	0,97	0,50
	Total	48,40	32,41

## Águas Servidas

As águas residuais são importantes fontes de poluentes, como nitrogênio e fósforo. Esses efluentes são responsáveis pelas elevadas cargas antrópicas desses nutrientes em águas superficiais (CHEN *et al.*, 2019). A BCUMR recebeu aportes de nitrogênio (33,5 t.ano<sup>-1</sup>) e fósforo (6,3 t.ano<sup>-1</sup>) dos efluentes, maiores que os recebidos pela BCMDB (12,5 t.ano<sup>-1</sup> de N e 3,9 t.ano<sup>-1</sup> de P), (Tabela 12). Os aportes de N e P na BCUMR foram, respectivamente, 2,7 e

1,6 vezes maiores que os aportes desses nutrientes na BCMDB. As duas bacias receberam aportes de nitrogênio e fósforo provenientes de efluentes urbanos maiores que os oriundos do meio rural, situação comum quando comparados os aportes desses nutrientes por águas servidas entre estes dois tipos meios (KHATRI; TYAGI, 2015).

Tabela 12 - Cargas de N e P emitidas pelos efluentes urbanos e rurais nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim.

Bacias de contribuição	Municípios	Pop. Urbana (hab.)	Carga urbana (t.ano <sup>-1</sup> )		Pop. rural (hab.)	Carga rural (t.ano <sup>-1</sup> )		Carga total (t.ano <sup>-1</sup> )	
			N	P		N	P	N	P
Umari	Campo Grande	5002	10,99	2,00	4124	6,18	1,24	17,16	3,28
	Caraúbas	-	-	-	453	0,56	0,11	0,56	0,11
	Janduís	3997	6,72	1,22	1361	1,56	0,31	8,27	1,53
	Messias Targino	3638	6,06	1,10	413	0,47	0,09	6,53	1,20
	Patu	-	-	-	673	0,46	0,09	0,46	0,09
	Upanema	-	-	-	351	0,52	0,10	0,52	0,10
	Total	12.637	23,76	4,32	7.376	9,74	1,95	33,51	6,27
Mendubim	Açu	-	-	-	2289	2,85	0,80	2,85	0,80
	Campo Grande	-	-	-	179	0,07	0,07	0,07	0,07
	Paraú	3338	5,31	1,49	521	0,18	0,18	5,48	1,66
	Triunfo Potiguar	2197	3,74	1,05	881	0,32	0,32	4,06	1,37
	Upanema	0	0	0	58	0,02	0,02	0,02	0,02
	Total	5535	9,04	2,53	3779	3,45	1,39	12,49	3,93

### Emissões antrópicas totais

Entre todas as atividades antrópicas, a agricultura e a pecuária se destacaram como principais emissores de N e P para as bacias estudadas. Na BCUMR, a pecuária contribuiu com 60% e 69% das emissões de N e P, respectivamente, enquanto que a BCMDB a atividade contribuiu com 69% e 64% de todas as emissões antrópicas de N e P, respectivamente (Figura 6).

As cargas totais de N e P emitidas por todos os fatores antrópicos estão apresentadas na Tabela 13. Na BCUMR, o município de Campo Grande foi o que mais contribuiu com emissões antrópicas totais (175,4 t.ano<sup>-1</sup> de N e 69,5 t.ano<sup>-1</sup> de P), seguido pelo município de Janduís (71,4 t.ano<sup>-1</sup> de N e 26,3 t.ano<sup>-1</sup> de P). Já na BCMDB os municípios que mais contribuíram com estas emissões foram Paraú (96,0 t.ano<sup>-1</sup> de N e 39,3 t.ano<sup>-1</sup> de P) e Açu (55,9 t.ano<sup>-1</sup> de N e

41,9 t.ano<sup>-1</sup> de P). Nestes municípios as maiores emissões de N e P foram provenientes, respectivamente, da pecuária, da agricultura e das águas servidas.

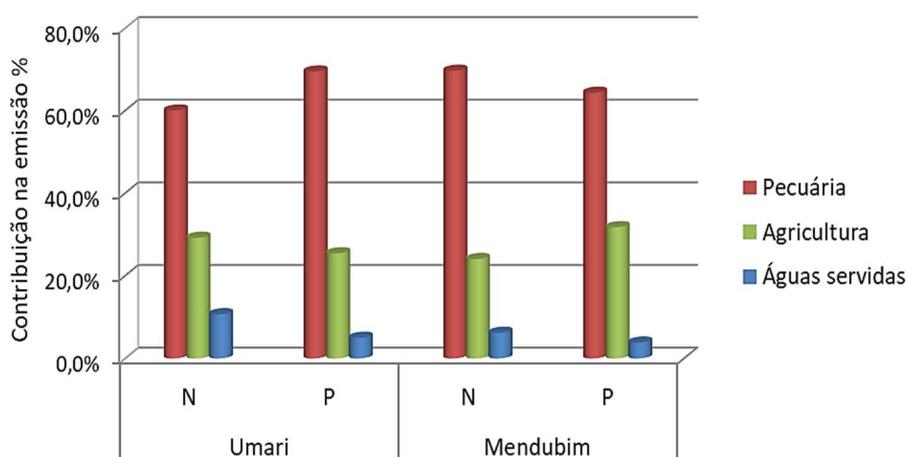


Figura 6 - Porcentagens de emissão de nitrogênio (N) e fósforo (P) pelas atividades antrópicas nas bacias de contribuição dos reservatórios de Umari e Mendubim.

Tabela 13 - Estimativas das cargas totais de nitrogênio e fósforo emitidas por fatores antrópicos nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim.

Bacias de contribuição	Municípios	Total emissões antrópicas (t.ano <sup>-1</sup> )	
		N	P
Umari	Campo Grande	175,42	69,47
	Caraúbas	11,24	5,59
	Janduís	71,39	26,35
	Messias Targino	13,77	6,28
	Paraú	-	-
	Patu	31,46	12,38
	Upanema	9,52	4,75
	<b>Total</b>	<b>312,80</b>	<b>124,82</b>
Mendubim	Açu	55,92	41,94
	Campo Grande	14,24	6,30
	Paraú	96,04	39,35
	Triunfo Potiguar	33,73	13,85
	Upanema	0,99	0,52
	<b>Total</b>	<b>200,92</b>	<b>101,96</b>

### 3.4. RELAÇÃO ENTRE AS CONCENTRAÇÕES DE N E P NA ÁGUA DOS RESERVATÓRIOS E OS FATORES DE EMISSÃO DESTES NUTRIENTES.

Os resultados das variáveis limnológicas e fatores de emissão do presente estudo foram comparados com os obtidos por Mesquita (2009) e Vasconcelos (2011) em bacias e

reservatórios do semiárido (Tabela 14). A análise de regressão entre os valores de N e P da água dos reservatórios com as cargas totais de emissão obtidos na literatura e no presente trabalho, mostrou que a relação para N não foi significativa ( $p > 0,05$ ), no entanto, a relação para P foi significativa ( $p < 0,01$ ) com um valor elevado de  $R^2$  (0,9310). Uma provável explicação para estes resultados, é que parte das emissões naturais de nitrogênio pode ser transferida diretamente para a atmosfera, durante o transporte para ambientes aquáticos superficiais, principalmente por processos de desnitrificação e transformações dissimilatória de nitratos em ambientes sub-óxicos, comuns em margens alagadas. Já o fósforo geralmente é transferido associado as partículas em suspensão, tendo um comportamento conservativo que permite que seja transferido diretamente para os ambientes aquáticos (NRC, 2000). É importante mencionar que, apesar da área da BCMDB ser 37% menor que a BCUMR, as cargas estimadas de fósforo foram apenas 22% menores. Outro aspecto que pode ter influenciado nos valores 23% mais elevados de fósforo total na água do reservatório de Mendubim, é o seu tempo de construção. O reservatório de Mendubim teve seu enchimento iniciado em 1972, enquanto que Umari é um reservatório recente, com enchimento iniciado em 2002.

Tabela 14 - Valores de N e P na água de reservatórios do semiárido do Rio Grande do Norte e fatores de emissão totais de N e P nas bacias de contribuição destes reservatórios.

Reservatórios/ Bacias	Valores de N e P na água dos reservatórios		Fatores de Emissão Totais de P e N nas bacias dos reservatórios	
	P total ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )	N total ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ )	P total (t.ano <sup>-1</sup> )	N total (t.ano <sup>-1</sup> )
Marechal Dutra <sup>1;2</sup>	148 ( $\pm 50,6$ )	1405 ( $\pm 733$ )	395,1	680,0
Boqueirão de Parelhas <sup>1;2</sup>	81,5 ( $\pm 42,3$ )	592 ( $\pm 357$ )	192,4	311,1
Itans <sup>1;2</sup>	96,7 ( $\pm 42,9$ )	508 ( $\pm 516$ )	205,4	331,4
Cruzeta <sup>1;2</sup>	93,9 ( $\pm 57,8$ )	218,2 ( $\pm 58$ )	217,9	343,1
Sabugi <sup>1;2</sup>	58,7 ( $\pm 27,7$ )	535 ( $\pm 326$ )	127,2	216,9
Umari <sup>3</sup>	42,6 ( $\pm 26,9$ )	321 ( $\pm 107$ )	136,3	588,1
Mendubim <sup>3</sup>	55,5 ( $\pm 23,4$ )	214 ( $\pm 51$ )	106,1	223,0

1 Mesquita (2009); 2 Vasconcelos (2011); 3 Presente estudo.

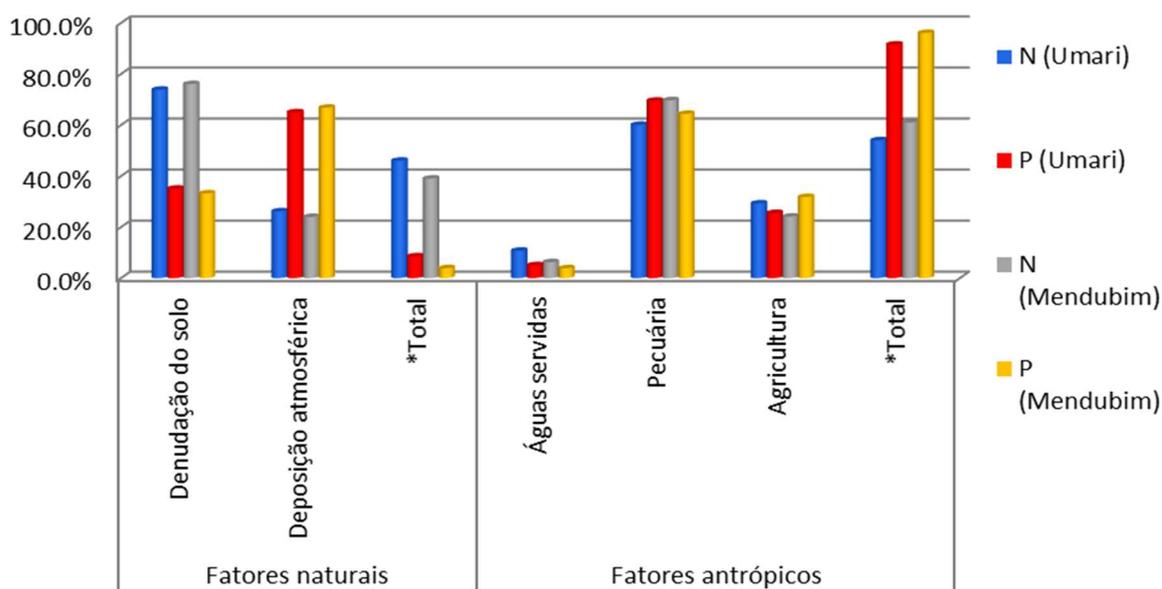
### 3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A bacia de Umari recebeu aporte total (natural e antrópico) de N ( $579 \text{ t.ano}^{-1}$ ) e de P ( $136 \text{ t.ano}^{-1}$ ) maior do que a bacia de Mendubim ( $329 \text{ t.ano}^{-1}$  de N e  $106 \text{ t.ano}^{-1}$  de P), Tabela 15). As cargas antrópicas responderam pela maior parte da carga total desses nutrientes em ambas as bacias (53% de N e 92% de P na BCUMR; 61% de N e 96% de P na BCMDB), sendo

a pecuária responsável pela maior parte dessas cargas de nutrientes de origem antrópica. Na BCUMR, a denudação do solo foi a responsável pelos maiores aportes de N (46%), visto que quase 70% da área desta bacia é composta por solos com maiores concentrações de nutrientes quando comparadas com as concentrações existentes nos solos predominantes na BCMDB (Figura 7). Além disto, a BCUMR possui 30% de sua área antropizada, contra 20% da área antropizada da BCMDB.

Tabela 15 - Estimativas de cargas totais de N e P emitidas por fatores naturais e antrópicos nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim.

Fatores de emissão	Bacias de contribuição				
	Umari (t.ano <sup>-1</sup> )		Mendubim (t.ano <sup>-1</sup> )		
	N	P	N	P	
Naturais	Denudação do solo	196,75	4,04	97,88	1,36
	Precipitação	69,74	7,49	30,84	2,74
	Total	266,49	11,53	128,72	4,10
Antrópicos	Águas servidas	33,51	6,27	12,49	3,93
	Pecuária	187,56	86,76	140,04	65,63
	Agricultura	91,45	31,79	48,40	32,41
	Total	312,52	124,82	202,92	101,96
Carga total		579,01	136,35	329,65	106,06



\*Percentual da carga total emitida (natural + antrópica)

Figura 7 - Estimativas de cargas totais de N e P emitidas por fatores naturais e antrópicos nas bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim.

Já a maior fonte de N na BCUMR foi proveniente da pecuária. Esta atividade sozinha foi responsável por 42% de toda a carga de N nesta bacia, advinda principalmente da criação

de gado bovino. Brannan *et al.*, (2000) constaram reduções nas cargas de nutriente provenientes da pecuária bovina em uma bacia hidrográfica dos EUA, apenas incrementando boas práticas de manejo, tais como locais apropriados para descarte de resíduos e cercas ao longo dos cursos d'água para impedir o acesso dos animais. Com medidas relativamente simples os autores constataram reduções do aporte de nutrientes para os ambientes aquáticos, cerca de 78% de fósforo particulado e de 39% de fósforo solúvel, além de 35 % de redução das cargas de nitrogênio.

Outras medidas ainda podem ser implementadas nas bacias do semiárido brasileiro para reduzir o aporte de nutrientes e matéria orgânica pela pecuária, tais como, tratamento dos dejetos, que podem ser usados como adubo orgânico ou biogás, preservar as vegetações naturais ao longo dos rios, nascentes e ao redor das lagoas, lagos e reservatórios naturais ou artificiais. De fato, Figueiredo *et al.* (2007), ao estudarem três reservatórios da bacia do rio Acaraú no estado do Ceará, por meio de indicadores de pressão nas bacias e da sensibilidade destes reservatórios à carga poluente que estão submetidos, constataram que a urbanização, a agropecuária e o desmatamento aumentam a carga de nutrientes nos reservatórios, contribuindo para uma maior ocorrência do processo de eutrofização desse ambientes aquáticos. Segundo os autores, a vulnerabilidade dos reservatórios esteve associada ao lançamento de cargas provenientes do esgoto urbano e a criação de bois nas margens dos ambientes aquáticos. Podemos concluir que as bacias de contribuição estudadas no presente trabalho têm características rurais, onde a agricultura e, principalmente, a pecuária exercem importante influência nas emissões de N e P. Realizando uma comparação com outras pesquisas realizadas no Brasil, é possível observar que as cargas de nutrientes de origem antrópica são predominantes em relação as cargas de origem natural, assim como constatado nas bacias de contribuição do reservatório Umari e Mendubim (Tabela 16).

Sendo assim, concluímos que os fatores de emissão analisados no presente estudo podem ser uma ferramenta importante para quantificar, mesmo que de forma estimada, os principais aportes das cargas de nutrientes de origens naturais e antrópicas nas bacias do semiárido brasileiro, onde estas informações podem ser úteis para ajudar a prever quais reservatórios estão mais suscetíveis ao processo de eutrofização. Obviamente, outros fatores também precisam ser levados em consideração nesta previsão, como por exemplos, o tempo de construção, o tempo de residência e a variação dos volumes dos reservatórios, além da identificação de suas condições hidrológicas e biológicas específicas. Todas estas informações relacionadas podem auxiliar os gestores públicos a tomarem as melhores decisões quanto ao

uso dos recursos hídricos dos reservatórios de Umari e Mendubim e a forma de minimizar os impactos antrópicos existentes em suas bacias de contribuição.

Tabela 16 - Cargas de emissões de N e P (t.ano-1) de fontes antrópicas e naturais para bacias do nordeste brasileiro.

Bacia <sup>1,2</sup>	Total Antrópico		Total Natural		Total	
	N	P	N	P	N	P
Rio das Contas (BA) <sup>1</sup>	1726	1554	516	19	2242	1573
Timonha (CE) <sup>2</sup>	322	102	43	36	365	138
Acaraú (CE) <sup>2</sup>	1305	1046	217	177	1522	1223
Coreaú (CE) <sup>2</sup>	896	490	275	206	1171	696
Aracatiaçú (CE) <sup>2</sup>	274	180	116	97	390	276
Aracatimirim (CE) <sup>2</sup>	309	236	56	40	365	276
Curu (CE) <sup>2</sup>	833	302	50	27	883	329
Mundaú (CE) <sup>2</sup>	1362	969	176	122	1538	1091
Pirangi (CE) <sup>2</sup>	556	529	110	27	666	556
Icapui (CE) <sup>2</sup>	171	171	31	8	201	179
Guamaré (RN) <sup>2</sup>	217	251	41	7	258	257
Ceará Mirim (RN) <sup>2</sup>	89	53	20	3	109	56
Guaraíras (RN) <sup>2</sup>	1387	735	35	12	1422	747
Curimataú (RN) <sup>2</sup>	996	327	40	15	1036	342
Passagem das Traíras (RN) <sup>3</sup>	1584	1166	371	14	1955	1180
Marechal Dutra (RN) <sup>3</sup>	549	390	131	5	680	395
Boqueirão de Parelhas (RN) <sup>3</sup>	270	190	41	3	311	192
Itans (RN) <sup>3</sup>	257	202	75	3	331	205
Cruzeta (RN) <sup>3</sup>	274	216	69	2	343	218
Sabugi (RN) <sup>3</sup>	157	125	60	3	217	127
Carnaúba (RN) <sup>3</sup>	62	55	22	1	84	56
Rio Salgado (CE) <sup>4</sup>	13641	2933	2979	278	16620	3211
Umari (RN) <sup>5</sup>	313	125	275	11	588	136
Mendubim (RN) <sup>5</sup>	203	102	129	4	330	106

Paula *et al.* (2010); <sup>2</sup>Lacerda (2008); <sup>3</sup>Vasconcelos (2011); Filho *et al.*(2019); <sup>5</sup>Este estudo

## 5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AOAC. **Official methods of analysis, 18th (online)**. Gaithersburg, MD: AOAC International (Association of Analytical Communities), 2005.

BANERJEE, A. *et al.* Trophic relationships and ecosystem functioning of Bakreswar Reservoir, India. *Ecological Informatics*. **Ecological Informatics**, v. 36, p. 50-60, 2016.

BENTES-GAMA, M. **Manejo de bacias hidrográficas**. [S.l.]: Artigos técnico, EMBRAPA-Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, v. 14, 2003.

BOUWMAN, A. F. *et al.* A global high-resolution inventory for ammonia. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 11, n. 4, p. 561-587, 1997.

BRANNAN, K. M. *et al.* Animalwaste BMP Impacts on Sediment and Nutrient Losses in Runoff From the Owl Run Watershed. **Transactions of the ASAE**, v. 43, n. 5, p. 1155-1166, 2000.

CARVALHO JÚNIOR, V. N. Deposição atmosférica e composição química da água de chuva. **Revista Tecnologia**, v. 25, n. 2, 2004.

CHANTARA, S.; CHUNSUK, N. Comparison of wet-only and bulk deposition at Chiang Mai (Thailand) based on rainwater chemical composition. **Atmospheric Environment**, v. 42, n. 22, p. 5511-5518, 2008.

CHEN, X. *et al.* Multi-scale modeling of nutrient pollution in the rivers of China. **Environmental science & technology**, v. 53, n. 16, p. 9614-9625, 2019.

COELHO, A. M. *et al.* Seja o doutor do seu sorgo. **Informação Agronômicas**, v. 14, n. 100, p. 1-12, 2002.

CÓSER, A. C.; PEREIRA, A. V. **Forrageiras para corte e pestejo**. Juiz de Fora-MG: Embrapa Gado de Leite, 2001. ISBN ISSN: 1517-4816. Circular técnica n° 66.

COSTA, M. R. A. *et al.* Extreme drought favors potential mixotrophic organisms in tropical semi-arid reservoirs. **HIDROBIOLOGIA**, v. 831, p. 43-54, 2019.

CUNHA, J. S. A. *et al.* Influence of hypsometry in the occupation of semiarid areas. **Journal of Experimental Agriculture International**, v. 35, n. 2, p. 1-9, 2019. ISSN 2457-0591.

DE LUCENA-SILVA, D. *et al.* Removal efficiency of phosphorus, cyanobacteria and cyanotoxins by the “flock & sink” mitigation technique in semi-arid eutrophic waters. **Water research**, v. 159, p. 262-273, 2019.

DEEPASK. Consumo de água: veja indicadores por cidade do Brasil. **deepask O mundo e as cidade através de gráficos e mapas**, 2013. Disponível em: <http://www.deepask.com/goes?page=natal/RN-Consumo-de-agua:-Veja-indicadores-da-sua-cidade>. Acesso em: maio 2019.

EIMERS, M. C.; HILLIS, N. P.; WATMOUGH, S. A. Phosphorus deposition in a low-Phosphorus landscape: sources, accuracy and contribution to declines in surface water P. **Ecosystems**, v. 21, n. n, p. 782-794, 2018.

EMBRAPA. **Mapa de Solos do Brasil**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Mapa de Solo do Brasil. Rio de Janeiro. 2001. Disponível em: [http://www.dpi.inpe.br/Ambdata/mapa\\_solos.php](http://www.dpi.inpe.br/Ambdata/mapa_solos.php).

FAO. Suplemento do Fórum Mundial da Água, Brasília, 2018. Disponível em: <https://diplomatie.org.br/wp-content/uploads/2018/03/Suplemento-FAO-F%C3%B3rum-Mundial-da-%C3%81gua.pdf>. Acesso em: 2019.

FIGUEIRÊDO, M. C. B. D. *et al.* Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Engenharia Sanitária Ambiental**, 12, n. 4, 2007. 399-409.

FILHO, F. J. D. P. *et al.* Land uses, Nitrogen and Phosphorus estimated fluxes in a Brazilian semiarid watershed. **Journal of Arid Environments**, v. 163, p. 41-49, 2019.

FILHO, F. J. D. P.; MARINS, R. V.; LACERDA, L. D. D. Natural and anthropogenic emissions of N and P to the Parnaíba River Delta in NE Brasil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, p. 1-11, 2015. ISSN <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2015.03.020>.

GAISER, T. *et al.* **Global Change and Regional Impacts: water availability and vulnerability of ecosystems and society in semiarid Northeast of Brasil**. Tokyo: Springer, 2003. ISBN ISBN: 3-540-43824-6.

GALLOWAY, J. N. *et al.* The nitrogen cascade. **Bioscience**, v. 53, n. 4, p. 241-356, 2003.

GALLOWAY, J. N. *et al.* Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions.. **Science**, v. 320, n. 5878, p. 889-892, 2008.

GOLLEY, F. B. *et al.* **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical umida**. São Paulo: Editora Pedagógica e Universitária, 1978. 279 p.

HENRY-SILVA, G. G.; ATTAYDE, J. L.; MELO-JUNIOR, H. N. Extreme drought events and the sustainability of fish farming in net cages in reservoirs of the semi-arid northeastern region in Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 31, p. e112, 2019.

HUANGA, J. *et al.* Nitrogen and phosphorus losses and eutrophication potential associated with fertilizer application to cropland in China. **Journal of Cleaner Production**, 2017.

IBGE. **Censo Demográfico 2010**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. [S.l.]. 2011. Disponível em: <https://censo2010.ibge.gov.br/resultados.html>.

IBGE. **Censo Agropecuário 2017**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. [S.l.]. 2017. Disponível em: <https://censos.ibge.gov.br/agro/2017/resultados-censo-agro-2017.html>.

IDIARN. **Shape de localização de rebanhos, por tipo de gado, do Rio Grande do Norte**. Instituto de Defesa e Inspeção Agropecuária do Rio Grande do Norte. [S.l.]. 2016. Obtido através do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró.

INPE. TOPODATA - Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil, 2009. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/topodata/acesso.php>. Acesso em: 14 jan 2016.

JACOMINE, P. K. T. *et al.* **Levantamento exploratório: reconhecimento de solos do Estado do Rio Grande do Norte**. Recife-PE: SUDENE-DRN, 1971.

JEPPESEN, E. *et al.* Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. **Hydrobiologia**, v. 750, n. 1, p. 201-227, mai. 2015.

JÚNIOR, A. S. D. A. *et al.* **A cultura da melancia**. Brasília-DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. ISBN 978-85-7383-407-9.

KELLY, P. T.; VANNI, M. J.; RENWICK, W. H. Assessing uncertainty in annual nitrogen, phosphorus, and suspended sediment load estimates in three agricultural streams using a 21-year dataset. **Environmental monitoring and assessment**, v. 190, n. 2, p. 91, 2018.

KHAN, M. F.; PANIKKAR, P. Assessment of impacts of invasive fishes on the food web structure and ecosystem properties of a tropical reservoir in India. **Ecological Modelling**, v. 220, n. 18, p. 2281-2290, 2009.

KHATRI, N.; TYAGI, S. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. **Frontiers in Life Science**, v. 8, n. 1, p. 23-29, 2015.

KOROLEFF, K. Determination of phosphorus. In: GRASSHOFF, K. . K. K. . & E. M. **Methods of seawater analysis**. 2. ed. Verlag Chemie, Weinheim: John Wiley & Sons, v. 9, 1983. p. 125-39.

LACERDA, L. D. *et al.* Estimating the importance of natural and anthropogenic sources on N and P emission to estuaries along the Ceará State Coast NE Brazil. **Environ Monit Assess**, 141, 2008. 149-164.

LACERDA, L. D. *et al.* Limnology of the largest multi-use artificial reservoir in NE Brazil: The Castanhão Reservoir, Ceará State. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 2018. 2074-2095.

LACERDA, L. D.; MAIA, L. P.; VAISMAN, A. G. Emissões de nutrientes e metais pesados de fontes antrópicas e naturais. Capacidade de suporte e vulnerabilidade ambiental das bacias inferiores dos rios do estado do Rio Grande do Norte., 2004. Instituto de Ciência do Mar, Universidade Federal do Ceará.

LEITE, J. N. D. C.; BECKER, V. mpacts of drying and reflooding on water quality of a tropical semi-arid reservoir during an extended drought event. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 31, 2019.

MALDONADO, F. D.; SANTOS, J. D.; DE CARVALHO, V. C. Land use dynamics in the semi-arid region of Brazil (Quixaba, PE): International Journal of Remote Sensing characterization by principal component analysis (PCA). **International Journal of Remote Sensing**, v. 23, n. 23, p. 5005-5013, 2002.

MALVEIRA, V. T. C.; ARAÚJO, J. C. D.; GÜNTNER, A. Hydrological Impact of a High-Density Reservoir Network in Semiarid Northesatern Brazil. **JOURNAL OF HYDROLOGIC ENGINEERING**, January 2012. 109-117.

MANSOR, M. T. C.; FILHO, J. T.; ROSTON, D. M. Avaliação preliminar das cargas difusas de origem rural, em uma sub-bacia do Rio Jaguari, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande/PB, 10, n. 3, 2006. 715-723.

MENDES, A. M. S.; FARIA, C. M. B. D.; SILVA, D. J. Sistema de produção de melancia. **Embrapa Semiárido**, 2010. ISSN 1807-0027. Disponível em: <https://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Melancia/SistemaProducaoMelancia/adubacao.htm>.

NETO, I. E. L.; WIEGAND, M. C.; ARAÚJO, J. C. D. Sediment redistribution due to a dense reservoir network in a large semi-arid Brazilian basin. **Hydrological Sciences Journal – Journal des Sciences Hydrologiques**, v. 56, n. 2, 2011. ISSN 2150-3435 online.

NRC. **Clean coastal waters. Understanding and reducing the effects of nutrient pollution**. Whashington, DC: National Academy press, 2000.

OLIVEIRA, K. F. *et al.* The Fate of Cu, Zn and Mn in an Intensive Fish Aquaculture (Tilapia - *Oreochromis niloticus*) in an Artificial Reservoir in Northeastern Brazil. **Environmental Processes**, 4, 2017. 107-121.

OLIVEIRA, M. A.; BARBOSA, E. N.; DANTAS NETO, J. Gestão dos recursos hídricos no Rio Grande do Norte: uma análise da implementação da política hídrica. **HOLOS**, p. 3-25, 2013. ISSN 1518-1634.

PAULA, F. C. F. D. *et al.* Emissões naturais e antrópicas de metais e nutrientes para a bacia inferior do Rio das Contas, Bahia. **Química Nova**, 33, n. 1, 2010.

PEREZ-MARIN, A. M. *et al.* Núcleos de desertificação no semiárido brasileiro: ocorrência natural ou antrópica? **Parcerias Estratégicas**, v. 17, n. 34, p. 87-106, 2013.

REBOUÇAS, C. A. M. *et al.* Caracterização física, química e morfológica do solo em várzea do município de Florânia, RN. **ACSA - AGROPECUÁRIA CIENTÍFICA NO SEMIÁRIDO**, v. 10, n. 1, p. 134-142, 2014.

RITTER, D. F.; KOCHER, R. C.; MILLER, J. R. **Process geomorphology**. 4. ed. [S.l]: Boston McGraw-Hill, 2006. 560 p.

ROCHA JUNIOR, C. A. N. D. *et al.* Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. **Acta Limnologica Brasiliensia (ONLINE)**, v. 30, p. e106, 2018.

SANTOS, J. A. *et al.* Hydrochemistry and trophic state change in a large reservoir in the Brazilian northeast region under intense drought conditions. **Journal of limnology**, v. 76, n. 1, ago. 2016.

SILVA FILHO, E.; WASSERMAN, J. C.; LACERDA, L. D. History of metal inputs recorded on sediment on sediment cores from environment. **Ciência e cultura**, São Paulo, v. 50, n. 5, p. 374-376, 1998.

SMIL, V. World history and energy. In: CLEVELAND, C. J. **Encyclopedia of energy**. New York: Elsevier, v. 6, 2004. p. 549-561.

SUDENE. **SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. Resolução Nº 107/2017, estabelece critérios técnicos e científicos para delimitação do Semiárido Brasileiro e procedimentos para a revisão de sua abrangência.**, 2020.

SUMMERFIELD, M. A.; HULTON, N. J. Natural controls of fluvial denudation rates in major world drainage basins. **Journal of Geophysical Research: Solid Earth**, v. 99, n. B7, p. 13871-13883, 1994.

TAMATAMAH, R. A.; HECKY, R. E.; DUTHIE, H. The atmospheric deposition of phosphorus in Lake Victoria (East Africa). **Biogeochemistry**, v. 73, n. 2, p. 325-344, 2005.

TORO-MUJICA, P. *et al.* Sheep production systems in the semi-arid zone: changes and simulated bio-economic performances in a case study in Central Chile. **Livestock Science**, v. 180, p. 209-219, 2015.

VASCONCELOS, V. H. F. D. Emissões naturais e antrópicas de nitrogênio e fósforo para os principais açudes da bacia hidrográfica do Rio Seridó, RN, 2011. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

VON BLANCKENBURG, F. . H. T. . & K. P. W. Cosmogenic nuclide evidence for low weathering and denudation in the wet, tropical highlands of Sri Lanka. **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, v. 109, n. F3, p. 1-22, 2004.

WEISS, L. *et al.* Optimizing best management practices to control anthropogenic sources of atmospheric phosphorus deposition to inland lakes. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 68, n. 10, p. 1025-1037, 2018.

ZEBALOS, C. H. D. S. *et al.* Calagem e adubação na cultura do meloeiro. **Revista Científica da Faculdade de Educação e Meio Ambiente**, v. 8, n. 2, p. 91-102, 2017. ISSN ISSN: 2179-4200.

ZHANG, X.; YI, Y.; YANG, Z. Nitrogen and phosphorus retention budgets of a semiarid plain basin under different human activity intensity. **Science of The Total Environment**, v. 703, p. 134813, 2020.

ZHOU, F. *et al.* Impacts of Nitrogen Deposition on China's Lake Ecosystems: Taking Lake Dianchi as an Example. In: LIU, X.; DU, E. **Atmospheric Reactive Nitrogen in China**. Singapore: Springer, 2020. p. 263-293.

## CAPITULO IV – ESTIMATIVA DAS CONCENTRAÇÕES DE CLOROFILA-A E CARBONO ORGÂNICO TOTAL EM RESERVATÓRIOS DO SEMIÁRIDO BRASILEIRO, A PARTIR DE IMAGENS DO SENSOR OLI/LANDSAT8.

### REMOTE ESTIMATION OF THE CONCENTRATION OF CHLOROPHYLL-A AND TOTAL ORGANIC CARBON IN SEMI-ARID RESERVOIRS FROM IMAGES OF THE OLI / LANDSAT8 SENSOR

**RESUMO:** O monitoramento da qualidade da água, utilizando técnicas tradicionais pode ser difícil execução em reservatório com extensas superfícies, como é o caso de alguns reservatórios do semiárido do Nordeste do Brasil. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo analisar a distribuição das estimativas das concentrações clorofila-a (Cl-a) e carbono orgânico total (COT), aplicando técnicas de regressão linear entre as concentrações desses parâmetros, recuperadas a partir de dados de reflectância de combinações de bandas do sensor OLI/Landsat8 (B1 a B6), e as concentrações determinadas *in situ*. Para tanto, foram realizadas seis coletas nos reservatórios Umari e Mendubim, entre out./2017 e ago./2018. A partir dos dados de campo, também foi avaliado o índice de estado trófico (IET) dos reservatórios em estudo. O reservatório de Umari foi classificado como mesotrófico (IET=53,8) e Mendubim como eutrófico (IET= 60,1). Foi observado forte correlação entre os dados de campo e os valores estimados a partir da combinação das bandas B4 e B5 para Cl-a ( $R^2=0,87$ ) e B2 e B5 para COT ( $R^2=0,80$ ) e definidos os modelos estatísticos de estimativa de concentrações de Cl-a e COT a partir de dados espectrais. Ao aplicar os modelos a uma das coletas de campo, foi verificada forte correlação entre os dados de *in situ* e os recuperados a partir das imagens Landsat 8; sendo os coeficientes de correlação ( $R^2$ ) de 0,76 e 0,71, respectivamente, para Cl-a e COT em Umari, e de 0,78 e 0,72 em Mendubim. Os modelos estatísticos, aqui desenvolvido, foram eficientes na estimativa das concentrações de Cl-a e COT nos ambientes mesotróficos e eutróficos estudados, mostrando a viabilidade no uso de imagens do sensor OLI/LS8 no monitoramento remoto desses parâmetros em reservatórios do semiárido brasileiro.

**Palavras-chave:** Eutrófico; Mesotrófico; Clorofila-a; Carbono orgânico dissolvido; Variáveis opticamente ativas; Propriedades óticas da água; Ambientes aquáticos continentais

**ABSTRACT:** The water quality monitoring by traditional techniques is expensive, time-consuming, and difficult to execute in a reservoir with extensive surfaces, such as some reservoirs in the semiarid region of Northeast Brazil. In this context, this study aimed to analyze the distribution of estimates for chlorophyll-a (Chl-a) and total organic carbon (TOC) concentrations, applying linear regression techniques between the concentrations of these parameters, recovered from reflectance data combinations of bands from the OLI / Landsat8 sensor (B1 to B6) and the concentrations determined in situ. For this purpose, six collections were carried out in the Umari and Mendubim reservoirs, between Oct./2017 and Aug./2018. From the field data, the trophic state index (EIT) of the reservoirs understudy was also evaluated. The Umari reservoir was classified as mesotrophic (EIT = 53.8) and Mendubim as eutrophic (EIT = 60.1). A strong correlation was observed between the field data and the estimated values from the combination of the B4 and B5 bands for Chl-a ( $R^2 = 0.86$ ) and B2 and B5 for COT ( $R^2 = 0.80$ ) and the models were defined statistical estimates of Chl-a and TOC concentrations from spectral data. When applying the models to one of the field collections, a strong correlation was verified between the data in situ and those recovered from the Landsat 8 images; the correlation coefficients (R) being 0.76 and 0.71, respectively, for Chl-a and COT in Umari, and 0.78 and 0.72 in Mendubim. The statistical models developed here were efficient in estimating the concentrations of Chl-a and COD in the mesotrophic and eutrophic

environments studied, showing the feasibility in using images from the OLI / LS8 sensor in the remote monitoring of these parameters in reservoirs on Brazilian semiarid region.

**Keywords:** Eutrophic; Mesotrophic; Chlorophyll-a; Total organic carbon; Optically active variables; Optical properties of water; Continental aquatic environments

## 1. INTRODUÇÃO

A taxa de consumo mundial de água cresce 1% ao ano, sendo que fatores como o crescimento populacional e o desenvolvimento econômico tendem a aumentar de forma exponencial essa taxa em duas décadas (UNESCO, 2018). O uso inadequado da água, aliado ao aumento da demanda, e a crescente degradação dos recursos hídricos pela poluição, tem levado regiões a um sério quadro de escassez de água (FAITÃO, *et al.*, 2018). Em regiões semiáridas, os reservatórios são as principais fontes de água para o consumo humano, agrícola e industrial, o que torna essencial medidas preventivas e de controle da poluição desses corpos hídricos (LOPES *et al.*, 2016; ROCHA; ANDRADE; LOPES, 2015). A necessidade de suprir a demanda hídrica durante os longos períodos de estiagem, culminou com criação de uma rede de reservatórios complexa de ser administrada, e com uma grande parte destes ambientes aquáticos estando atualmente eutrofizados ou em processo de eutrofização (MALVEIRA; ARAÚJO; GÜNTNER, 2012). A eutrofização é o principal resultado da deterioração da qualidade da água, sendo resultante do desequilíbrio provocado pelo aporte excessivo de nutrientes, como nitrogênio e fósforo (CALLISTO *et al.*, 2004; OLIVEIRA *et al.*, 2017). Sendo assim, se faz urgente a necessidade de aumentar a efetividade da gestão dos recursos hídricos, desenvolvendo tecnologias que venham a facilitar o monitoramento dos reservatórios, principalmente em regiões do semiárido brasileiro.

Os métodos de monitoramento aplicados na avaliação dos corpos hídricos são limitados tanto em escala espacial, como temporal. Neste contexto, o sensoriamento remoto é uma ferramenta para obtenção de informações complementares ao monitoramento destes corpos hídricos (LOPES *et al.*, 2014a; LOPES *et al.*, 2014b; PALMER; TIITKUTSER; HUNTER, 2014). O uso do sensoriamento remoto permite inferir a relação entre compostos limnológicos opticamente ativos e a resposta espectral da água em função da concentração desses compostos (BONANSEA *et al.*, 2015). Alguns trabalhos analisaram a relação das concentrações de compostos opticamente ativos (COAs), utilizando imagens geradas por sensores abordo de satélites, tais como: carbono orgânico dissolvido (ALCÂNTARA *et al.*, 2017), clorofila (COELHO *et al.*, 2017; MUNAR *et al.*, 2018; WATANABE *et al.*, 2018), transparência da água (GOMES *et al.*, 2020), matéria orgânica dissolvida (MASOCHA *et al.*, 2017; CAO *et al.*, 2018)

O monitoramento da concentração de Cl-a possibilita avaliar, de forma indireta, a qualidade da água em função da densidade fitoplanctônica, sendo esta variável potencial indicadora da densidade de cianobactérias nos ambientes aquáticos (MARINO, 2017). A

análise da variação do COT permite avaliar, indiretamente, a concentração de matéria orgânica dissolvida, tendo em vista a forte correlação entre essas variáveis (ALCÂNTARA *et al.*, 2017).

A maioria dos modelos usados no monitoramento da qualidade da água foram desenvolvidos para águas oceânicas, usando principalmente os sensores MODIS, MERIS e TM/Landsat 5, apesar de os dois últimos serem os mais adequados para ambientes aquáticos continentais, estão inativos (WATANABE *et al.*, 2018). Com resolução espacial semelhante ao sensor TM/LS5, o sensor OLI (Operational Land Imager), abordo do satélite Landsat 8 (LS8) lançado pela NASA em 2013, é visto como uma promessa no monitoramento remoto de ambientes aquáticos. Este sensor tem um período de revisita (resolução temporal) de 16 dias, e gera imagens com nove bandas espectrais, divididas em função de intervalos comprimentos de ondas; sendo cinco dentro do espectro visível, uma no infravermelho próximo, duas no infravermelho médio, uma pancromática e uma própria para detecção de nuvens.

Neste contexto, o presente estudo teve como objetivo verificar a viabilidade de se estimar as concentrações de clorofila-a (Cl-a) e carbono orgânico total (COT) em dois reservatórios do semiárido brasileiro, por meio de sensoriamento remoto, usando imagens sensor OLI/LS8.

## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1. ÁREA DE ESTUDO

O reservatório Umari é resultante do barramento do rio do Carmo e localiza-se no município de Upanema-RN (05°43'23,22" S; 37°14' 46,39" O). Sua bacia de contribuição possui uma área de 1546,21 km<sup>2</sup>, sendo uma sub-bacia da bacia hidrográfica do Rio Apodi-Mossoró (SEMARH, 2010). O reservatório de Mendubim é resultante do barramento do Rio Paraú e localiza-se no município de Açú/RN (05°39'41,6" S; 36° 56'36,61" O). Possui uma bacia de contribuição de 968,13 km<sup>2</sup>, sendo uma sub-bacia da bacia hidrográfica do Rio Piancó-Piranhas-Açu, uma das bacias federais do Rio Grande do Norte (OLIVEIRA; BARBOSA; DANTAS NETO, 2013) (Figura 1).

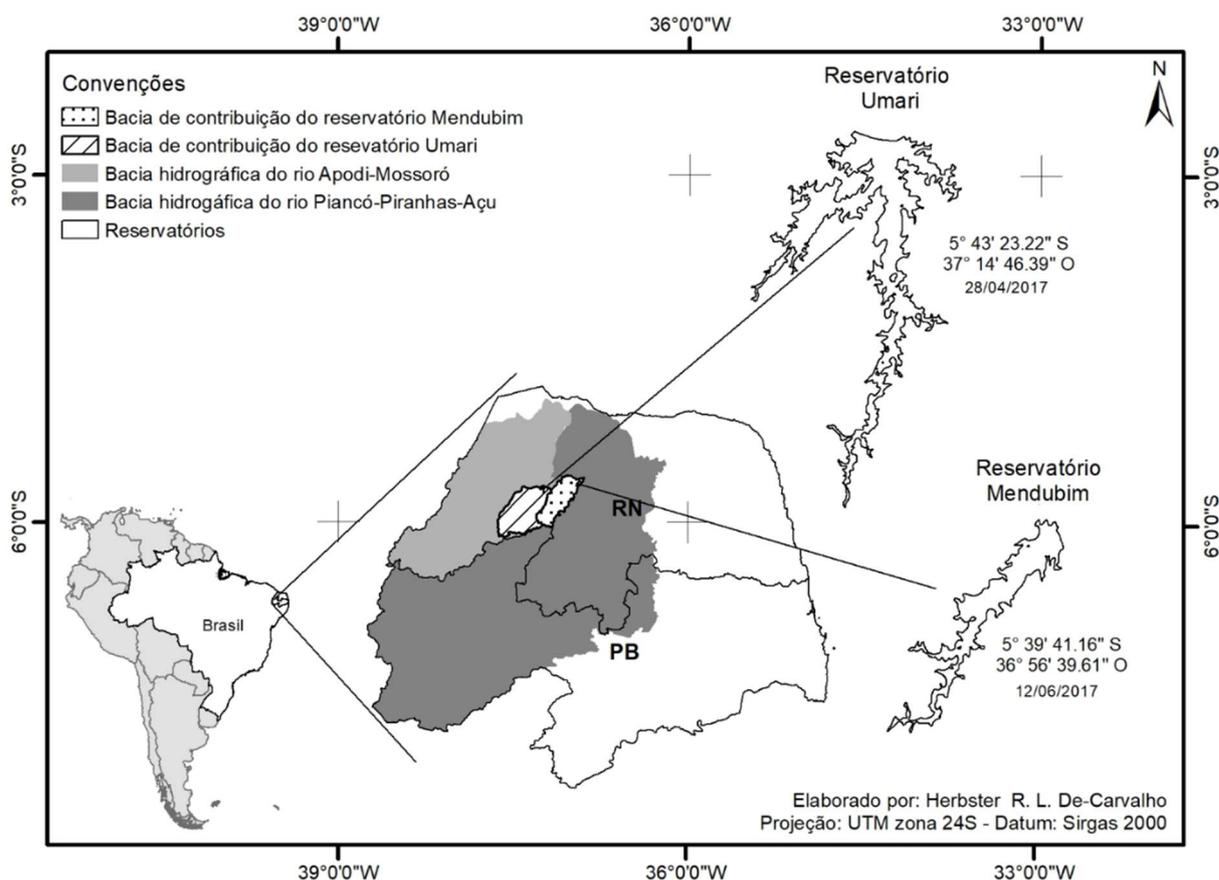


Figura 1 - Reservatórios Umari, na bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, e Mendubim, na bacia hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açu. Ambos no semiárido do estado do Rio Grande do Norte.

As bacias de contribuição dos reservatórios Umari e Mendubim, são geminadas, com características morfométricas semelhantes, possuem formato alongado, baixa tendência a enchentes, canais principais com baixa velocidade de escoamento e potencial de contribuição hídrica. A região dos reservatórios possui clima do tipo BSw'h', quente e semiárido, com estações chuvosas mal distribuídas, com atraso para o outono (KÖPPEN e GEIGER, 1936).

## 2.2. LOCAIS DE AMOSTRAGENS

Os pontos de coleta das variáveis limnológicas nos reservatórios Umari e Mendubim foram selecionados utilizando os shapes dos reservatórios, resultantes do geoprocessamento de imagens do satélite LANDSAT (LS8). As imagens foram escolhidas em função de dois parâmetros: ser as mais recentes possíveis e apresentarem o mínimo de cobertura de nuvens sobre as áreas dos reservatórios em estudo. As imagens LS8 foram adquiridas do site do “United States Geological Survey” (USGS). Nesse site as imagens e suas coberturas estão organizadas de acordo com a grade LANDSAT, sendo as mesmas identificadas por sua respectiva órbita/ponto (Umari: 216-64, Mendubim: 215-64), (Figura 2).

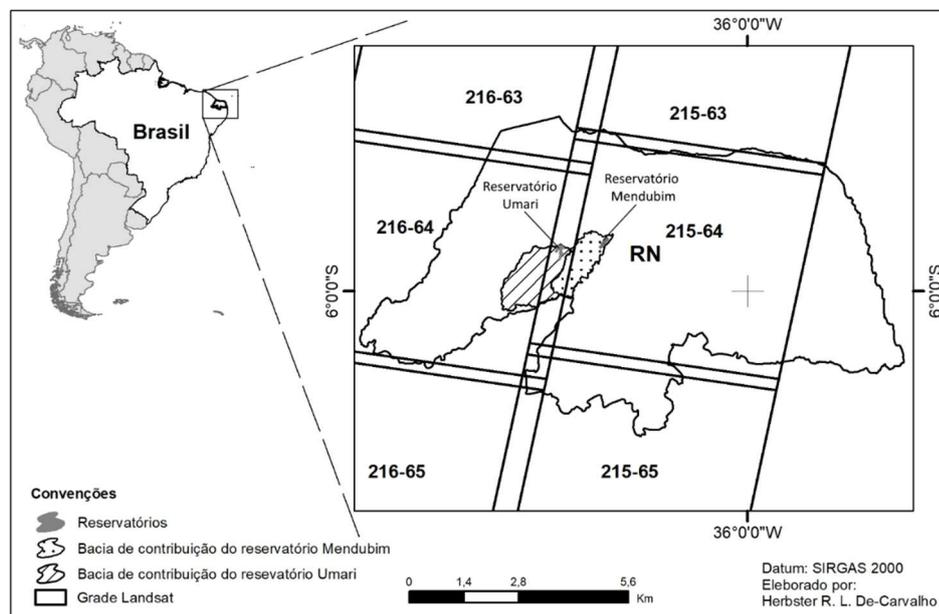


Figura 2 - Cobertura da grade LANSAT, por órbita/ponto, das áreas de estudo. Fonte: Grade LANDSAT 8 (USGS, 2013).

Para extração do layout dos reservatórios, foi criada uma máscara d'água a partir das imagens escolhidas (Umari 28/04/2017; Mendubim 12/06/2017), aplicando o *Normalized Difference Water Index* (NDWI), adaptado para o uso em imagens LANDSAT 8 (BORGES; PACHÊCO; SANTOS, 2015). Usando operação booleana, foram delimitados os corpos hídricos das imagens, e exportados como “shapes” os layouts dos reservatórios em estudo. A partir dos layouts, inicialmente foram georreferenciados 18 pontos de coleta no reservatório Umari, e 12 em Mendubim. Posteriormente, com a expansão da área abrangida pelos reservatórios, por conta do período chuvoso, o número de locais de amostragens aumentou para 21 em Umari e para 20 em Mendubim (Figura 3).

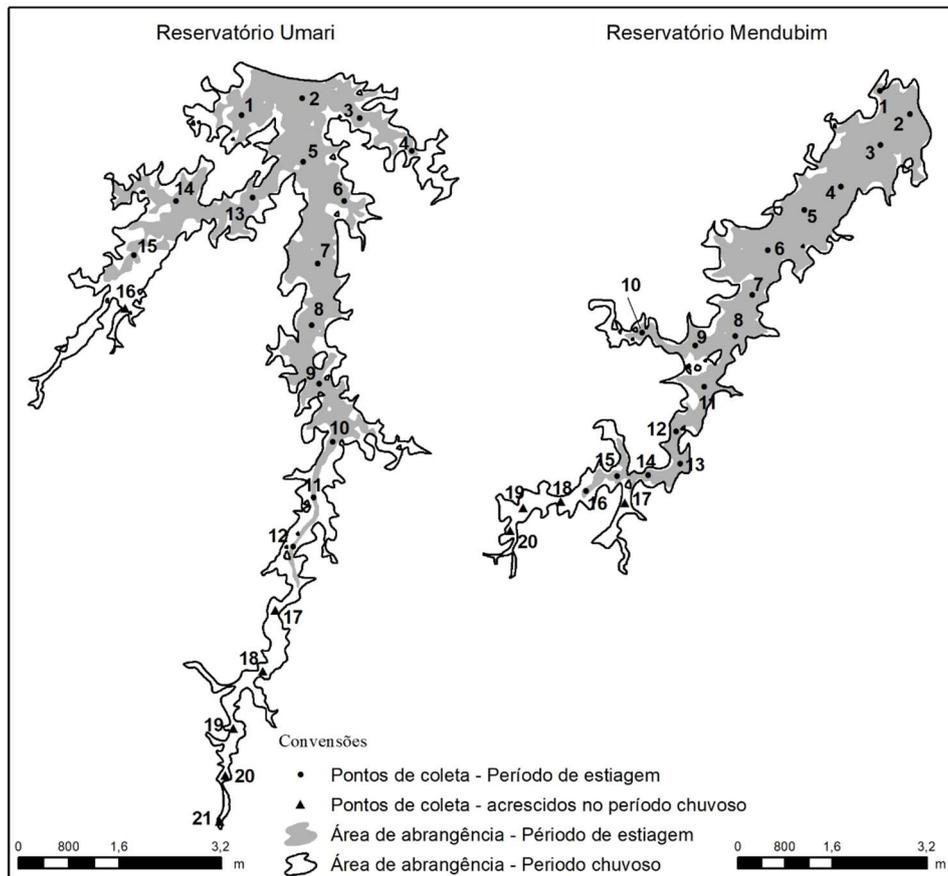


Figura 3 - Pontos de coleta nos reservatórios Umari e Mendubim.

### 2.3. COLETA DE DADOS LIMNOLÓGICOS

Os dados limnológicos foram coletados a cada dois meses, respeitando a resolução temporal do satélite Landsat 8, entre os anos 2017 (out., dez.) e 2018 (fev., mar., abr., mai., jun., ago.). As coletas foram realizadas de preferência no dia de passagem do satélite ou, no mais tardar, no dia seguinte. Ao todo foram realizadas seis coletas em cada reservatório, três no período de estiagem e três no chuvoso. No reservatório de Mendubim, uma coleta não foi aproveitada, e outras, tanto desse reservatório, como do Umari tiveram as quantidades de pontos parcialmente aproveitadas devido a impossibilidade de extração de dados espectrais, tendo em vista a cobertura de nuvens de alguns desses pontos (Tabela 1).

Os dados limnológicos foram divididos em dois grupos. O de coleta *in loco*: turbidez (NTU), total de sólidos dissolvidos (TDS), medidos com uma sonda multiparamétrica (Marca Horiba – modelo U52G), e a transparência com o disco de Secchi. E o grupo de dados determinados em laboratório: carbono orgânico total (COT) e clorofila-a (Cl-a) e fósforo total (PT).

Tabela 1 - Percentual de aproveitamento de amostras em função da cobertura de nuvens.

Reservatórios	Coleta	% Cobertura nuvens*	Aproveitamento	Pontos coletados	Nº Pontos Válidos	% de pontos válidos
Umari	1ª	11,85	Parcial	18	9	50,0
	2ª	24,32	Parcial	18	9	50,0
	3ª	25,77	Parcial	18	7	38,9
	4ª	40,20	Parcial	21	20	95,2
	5ª	0,49	Total	21	19	90,4
	6ª	1,28	Total	21	19	90,4
Mendubim	1ª	54,82	Parcial	12	7	58,3
	2ª	51,75	Parcial	12	6	50,0
	3ª	29,75	Parcial	12	7	58,3
	4ª	24,00	Total	20	18	90,0
	5ª	30,39	Parcial	20	11	55,0
	6ª	90,17	-	20	0	0,0

\*Índice fornecido pelo “United States Geological Survey (USGS)”, refere-se cobertura de nuvens de toda a cena imageada, não apenas do espaço sobre as áreas dos reservatórios estudados.

Na análise estatística descritiva das variáveis limnológicas (média e desvio padrão) foram considerados apenas os dados dos pontos de coleta que não estivessem encobertos por nuvens. A partir da tabulação dos dados coletados foi criado um shape de pontos georreferenciados, por coleta, usando o programa livre QGis 2.18. a fim de ser utilizado na extração dos dados espectrais das imagens. Além da análise espacial das variáveis limnológicas, foram calculados os índices de estado tróficos de acordo com Toledo Jr (1990), utilizando as concentrações de nitrogênio de fósforo determinadas em laboratório, e a transparência de Secchi medida em campo (Tabela 2).

Tabela 2 - Classes tróficas, de acordo com Toledo Jr (1990).

Classificação trófica	Índice de estado trófico (IET)
Ultraoligotrófico	$IET \leq 24$
Oligotrófico	$24 < IET \leq 44$
Mesotrófico	$44 < IET \leq 54$
Eutrófico	$54 < IET \leq 74$
Hipereutrófico	$IET > 74$

## 2.4. EXTRAÇÃO DOS DADOS ESPECTRAIS

As imagens foram adquiridas bimestralmente, em função das datas de coleta de campo, da Landsat Collection Level-1, sensor Landsat8/OLI C1 Level-1, a partir da plataforma

“Earth Explore” do USGS, sendo estas reprojatadas para o Datum SIRGAS 2000, projeção UTM Zona 24S. Com intuito realizar as correções atmosféricas, projetou-se as imagens para reflectância de topo de atmosfera (*Top of atmosphere reflectance - TOA*), utilizando os metadados das imagens e a metodologia indicada pelo USGS (IHLEN, 2019). Em seguida, aplicou-se o método da subtração de objeto escuro (*Dark Object Subtraction - DOS*), com a finalidade de verificar a existência de pixels inválidos. No entanto, por ter sido verificada pouquíssima variação para os valores de pixel, não foi necessário manter as correções derivadas da aplicação do DOS.

Nas combinações de bandas utilizadas na análise da distribuição da concentração das variáveis opticamente ativas, foram utilizadas duas bandas do espectro visível: Banda azul (B2, 450-510 nm), Banda vermelha (B4, 640-670 nm), e uma no comprimento de onda do infravermelho próximo NIR (B5, 850-880 nm) e duas no comprimento de ondas curtas na região do infravermelho SWRI1(1570-1650) e SWRI2(2110-2290). A escolha das bandas utilizadas nas combinações testadas, foi realizada em função da literatura consultada, e das análises de regressões lineares entre os dados espectrais, extraídos das bandas Landsat 8, e as concentrações de clorofila-a e carbono orgânico total, oriundas dos dados de campo. Os dados espectrais de reflectância, utilizadas nas análises estatísticas, foram extraídos diretamente das bandas ou combinações escolhidas, após os procedimentos de correção. Em todos os procedimentos de geoprocessamento aplicados nesse trabalho, foram priorizados programas e bancos de dados livres.

## 2.5. INTEGRAÇÃO ENTRE OS DADOS LIMNOLÓGICOS E ESPECTRAIS

A escolha das bandas utilizadas no presente trabalho baseou-se em dados acadêmicos de outros autores como Bitencourt e Mantelli (2015), Brezonik, *et al.*(2014), Mishra e Mishra (2012), dentre outros, os quais indicaram os intervalos de comprimento de onda adequados para a análise das variáveis limnológicas opticamente ativas aqui estudadas,. Na análise estatística, inicialmente foi calculado o coeficiente de correlação entre as bandas espectrais das imagens LS8 (B1 a B7) e os dados limnológicos (Cl-a, COT), com a finalidade de escolher as bandas que seriam utilizadas na análise dos modelos de regressão. Neste caso, só foram utilizadas bandas que resultaram em coeficiente de determinação maior ou igual a 50% ( $R^2 \geq 0,5$ ). Em seguida, foram realizadas regressões lineares simples e múltiplas entre os valores de reflectância e as concentrações de Cl-a e COT, calculado o coeficiente de determinação  $R^2$ , fim de determinar a melhor equação de ajuste entre os dados limnológicos e

os espectrais. Para validar as equações de ajuste encontradas, foi calculado o erro quadrático médio (RMSE) entre os dados de laboratório e os valores recuperados a partir das imagens geradas com a aplicação das equações e ajuste. Em todas as análises estatísticas foi considerado um nível de significância de 0,05. Após a validação estatística, aplicou-se as equações de ajuste, em uma das coletas realizadas nos reservatórios, afim de gerar um mapa temático, para cada variável limnológica estudada, e revalidar as relações estatísticas encontradas.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1. VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS E ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO

Comparando as concentrações médias das variáveis limnológicas, obtidas a partir das coletas de campo (Tabela 3), observa-se que o reservatório Mendubim (MDB) apresentou valores semelhantes de (Cl-a) entre as coletas; em Umari (UMR), nas três primeiras coletas não houve variação nas médias de Cl-a, ocorrendo um maior valor na quarta, e seguido por uma queda brusca. O COT apresentou valores semelhantes entre as coletas nos dois reservatórios. Na quinta coleta, de ambos os reservatórios, observa-se que a média da concentração de PT foi maior que as registradas para as demais coletas. A transparência de Secchi se manteve constante para os dois reservatórios.

Tabela 3 - Médias e desvios padrão, por coleta, das variáveis limnológicas avaliadas nos reservatórios Mendubim e Umari.

Coletas	Mendubim							
	Cl-a		COT		PT		DS	
	Média	DP	Méd.	DP	Méd.	DP	Méd.	DP
1	11,5	3,4	17,8	2,4	50,5	9,5	0,9	0,18
2	12,8	1,6	21,3	2,5	34,1	8,6	0,8	0,28
3	12,5	1,9	18,6	1,5	43,7	11,5	0,9	0,30
4	9,9	3,6	16,6	1,5	45,1	19,3	0,9	0,30
5	14,6	8,3	*	*	74,8	8,9	1,1	0,35
Umari								
1	5,3	2,2	21,2	2,1	28,0	2,0	1,3	0,29
2	6,7	1,6	18,3	1,4	21,0	10,2	1,4	0,36
3	6,2	0,9	20,6	2,1	24,4	3,5	1,5	0,11
4	16,7	9,2	16,7	1,0	52,2	11,4	1,4	0,26
5	2,8	3,2	*	*	80,6	9,5	1,4	0,39
6	0,7	0,3	*	*	29,5	10,2	1,5	0,32

Cl-a clorofila a ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ); COT carbono orgânico total ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ); PT fósforo total ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ); DS transparência disco de Secchi (m); DP desvio padrão ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ).

Para o reservatório de Mendubim foram observados valores semelhantes de IET entre as coletas 2,3, e 4; enquanto no reservatório Umari essa semelhança foi verificada apenas entre as coletas 2 e 4. Segundo a classificação de Toledo Jr. (1990), observa-se que durante o período de estudo, o estado trófico do reservatório Umari variou entre mesotrófico e eutrófico. Em função da média dos índices de estado trófico dos reservatórios, para o período estudado, classificou-se o reservatório de Umari como Mesotrófico (IET= 53,8) e Mendubim eutrófico (IET=60,1). No entanto, o reservatório Umari apresentou IET médio muito próximo do limite de transição da classificação de mesotrófico para eutrófico, denotando que estes reservatórios, podem apresentar propriedades ópticas da água semelhantes (Figura 4).

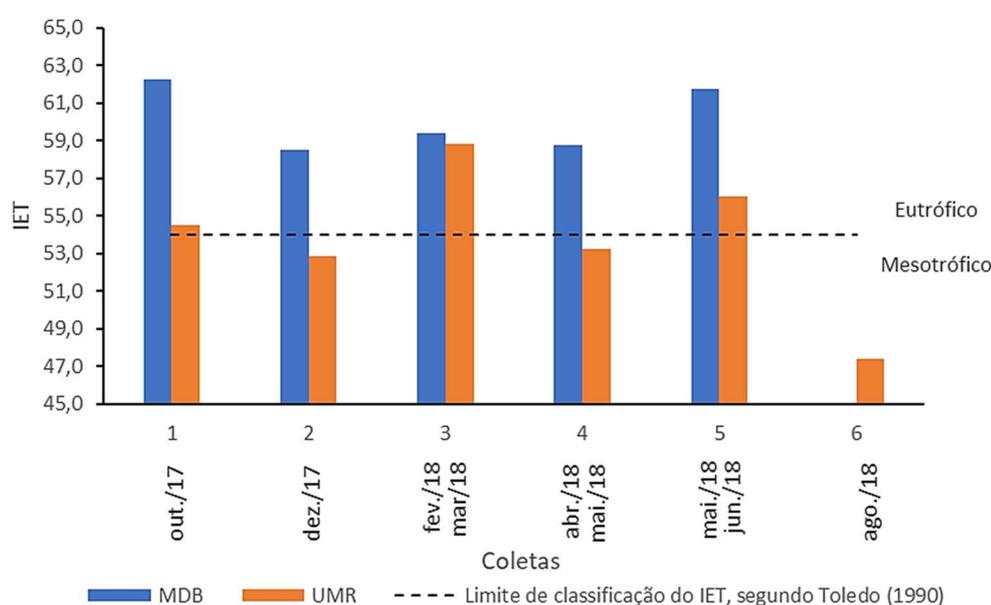


Figura 4 - Índice de estado trófico (IET) nos reservatórios Mendubim (MDB) e Umari (UMR).

### 3.2. VARIÁVEIS ESPECTRAIS

As análises de regressão linear, entre as bandas das imagens LS8 (B1 a B7) e variáveis limnológicas, identificaram as bandas que apresentaram coeficiente de determinação ( $R^2$ ) maior ou igual a 0,5, com as concentrações de Cl-a e COT (Tabela 4). Para recuperar os valores de concentração de Cl-a e COT a partir de dados espectrais, foram testadas diversas combinações de bandas, em especial a razão entre bandas, ou entre as combinações aritméticas destas. Entretanto, só foram utilizadas as combinações que apresentaram coeficiente de determinação maior ou igual a 0,6. Foram aplicados métodos de regressão linear, tanto simples, como múltipla. Sendo a regressão linear simples a que mais se adequou ao conjunto de dados analisados.

Tabela 4 - Coeficientes de determinação entre bandas Landsat 8 e as variáveis opticamente ativas, Clorofila-a (Cl-a) e carbono orgânico dissolvido (COD).

Banda	Comprimento de onda (nm)	Espectro	R <sup>2</sup>	
			Cl-a	COD
B1	430-450	Ultra azul	0,47	0,48
B2	450-510	Azul	0,48	0,50
B3	530-590	Verde	0,34	0,02
B4	640-670	Vermelho	0,50	0,39
B5	850-880	NIR	0,51	0,54
B6	1570-1650	SWIR 1	0,50	0,57
B7	2110-2290	SWIR 2	0,48	0,50

NIR – Nearby infrared (infravermelho próximo); SWIR – Short wave infrared region (região infravermelha de ondas curtas).

As equações que definiram os modelos estatísticos de melhor ajuste entre as concentrações de Cl-a e COT aos valores de reflectância ( $\rho$ ), oriundos das combinações de bandas LS8/OLI, mostram forte correlação entre estes parâmetros, para  $p < 0,05$  (Tabela 5; Figura 5).

Tabela 5 - Equações de estimativas das concentrações de Cl-a e COT a partir de imagens LS8/OLI

Variáveis limnológica	Bandas	Equações	R <sup>2</sup>	RMSE
Cl-a	B4, B5	$Chla = 28,115 \left( \frac{\rho_{b4} - \rho_{b5}}{\rho_{b4} + \rho_{b5}} \right) (\rho_{b4} \cdot \rho_{b5}^{-1}) + 1,8787$	0,87	0,82
COT	B2, B5	$COT = -23,59(\rho_{b2} - \rho_{b5}) (\rho_{b2} \cdot \rho_{b5}^{-1}) + 22,1212$	0,80	0,88

$\rho$ : reflectância das bandas LS8/OLI; valores de Cl-a e COD em  $\mu\text{g.l}^{-1}$

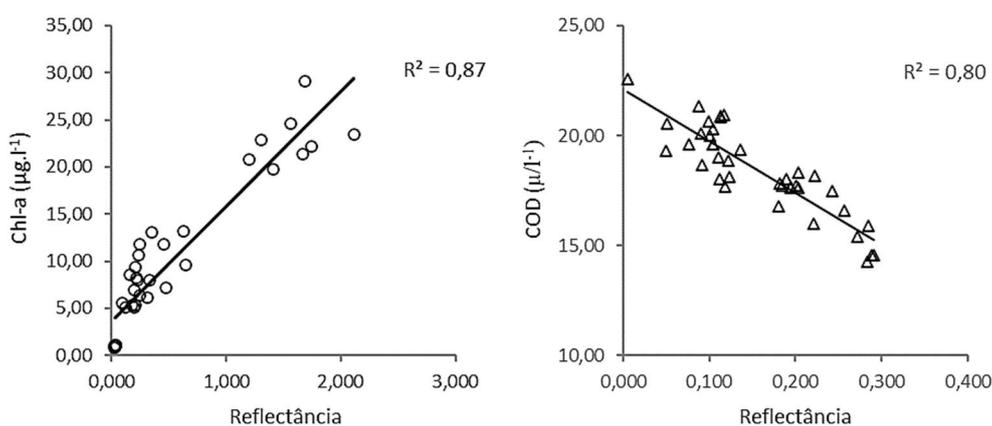


Figura 5 - Representação gráfica das correlações entre concentrações das variáveis limnológicas (Cl-a, COD) e reflectância resultante das combinações de bandas LS8/OLI.

Dentre as combinações de bandas LS8 testadas na recuperação das concentrações dos parâmetros estudados, os melhores ajustes foram conseguidos com a combinação das bandas

B4 e B5 para Cl-a e B2 e B5 para o COT. Para os parâmetros Cl-a e COT, as combinações aritméticas utilizadas nos modelos estatísticos, mostraram-se eficientes, explicando 87% e 80% das variações de reflectância provocadas pelas concentrações, respectivas, de Cl-a e COT.

As combinações de bandas tendem a ser mais eficientes na detecção da variação de parâmetros limnológicos complexos, tendo em vista acentuarem as diferenças ou similaridades espectrais entre bandas satelitais, provocadas por determinadas substâncias dissolvidas ou em suspensão na água. Entre os diversos trabalhos, utilizando imagens de satélites na análise da distribuição da clorofila-a em águas continentais, é consenso entre os seus autores, que o comprimento de onda entre o vermelho (B4) e o infravermelho próximo (B5) são adequados a estimativa da concentração desse pigmento a partir de dados espectrais, principalmente, na presença de carbono orgânico (BITENCOURT; MANTELLI, 2015), o que vem corroborar com o uso das combinações entre as bandas B4 (Vermelho) e B5 (infravermelho próximo) do sensor LS8/OLI na recuperação das concentrações de Cl-a. Munar *et al.* (2018), consideraram o uso de combinações de bandas de imagens de satélites eficientes na estimativa de concentrações de Cl-a em reservatórios meso-oligotróficos. A razão entre a subtração das bandas B4 (vermelho) e B5 (infravermelho próximo) e a adição destas, mostrou-se eficiente na estimativa da concentração de Cl-a usando dados MERIS (MISHRA; MISHRA, 2012). Brezonik *et al.* (2014), testaram com êxito a utilizando razões de bandas LS8 (1 a 5) na recuperação da concentração de matéria orgânica dissolvida a partir de dados espectrais.

Para validar os modelos desenvolvidos no presente trabalho, analisou-se a correlação entre os valores de Cl-a e COT estimados pelos modelos matemáticos, e os valores *in situ* (Figura 6), o que reafirmou a eficiência dos modelos, apresentando valores elevados de para  $R^2$ .

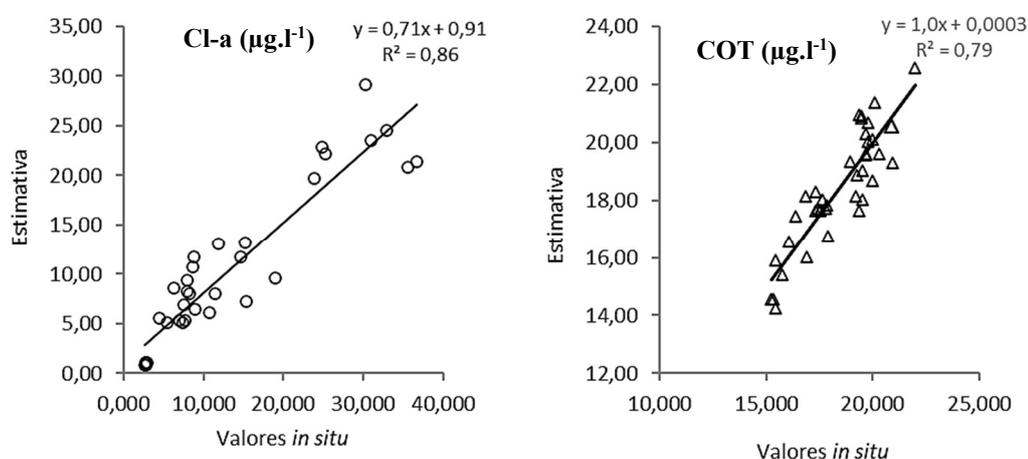


Figura 6 - Correlação entre as concentrações de clorofila (Cl-a) e de carbono orgânico dissolvido (COD) determinadas *in situ* e as estimadas a partir dos modelos estatísticos, usando imagens LS8.

Aplicando os modelos de regressões lineares, foram gerados mapas de espacialização da distribuição das concentrações de Cl-a nos reservatórios Umari e Mendubim (Figura 7), e de COT (Figura 8). Neste caso, foram utilizadas as imagens da quarta coleta realizadas nos reservatórios por apresentarem as áreas sobre estes reservatórios isentas de nuvens e o maior percentual de pontos de coleta válidos nos dois reservatórios (95,2% em Umari e 90,0% em Mendubim) (Tabela 1). Em seguida, foi realizada a extração dos valores estimados das concentrações desses parâmetros para os pontos de coletas, e realizada uma nova correlação com os valores encontrados em laboratório.

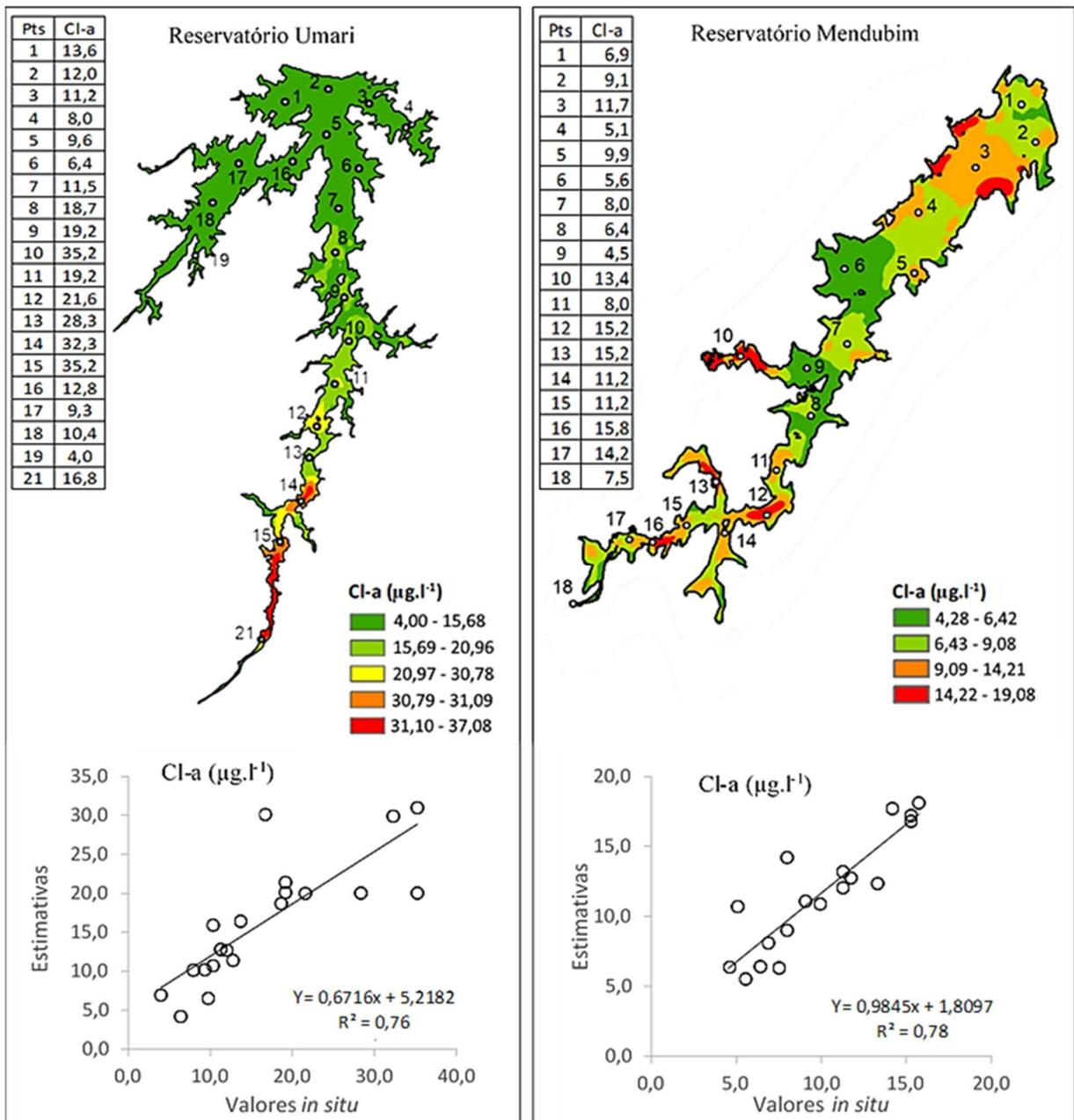


Figura 7 - Mapa temático da distribuição do clorofila-a (Cl-a) nos reservatórios Umari e Mendubim, utilizando dados da quarta coleta, e a correlação entre valores em *in situ* e os valores estimados pelo modelo estatístico.

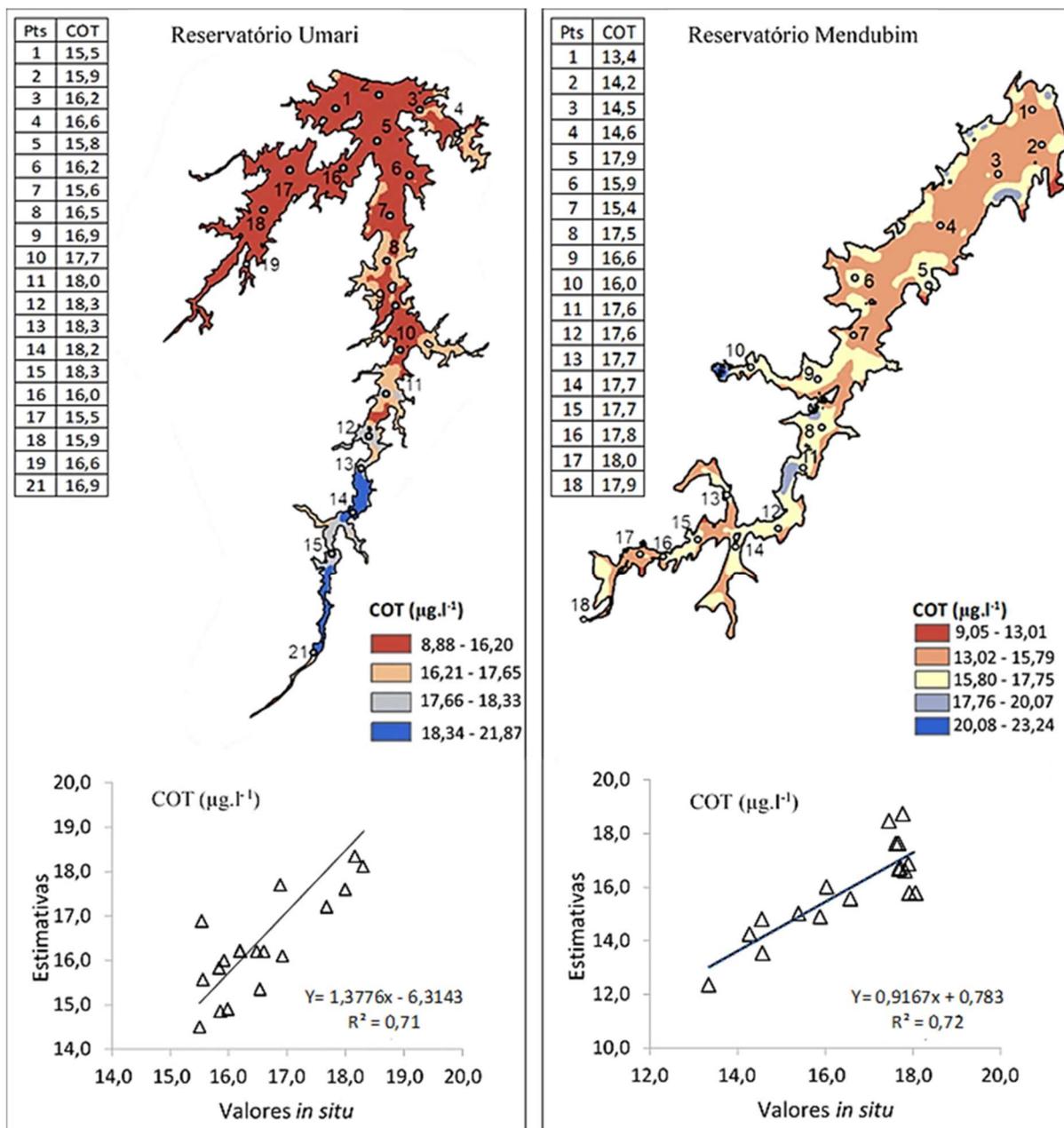


Figura 8 - Mapa temático da distribuição do carbono orgânico total (COT) nos reservatórios Umari e Mendubim, utilizando dados da quarta coleta, e a correlação entre valores em in situ e os valores estimados pelo modelo estatístico.

Nos reservatórios Umari e Mendubim a espacialização verificada nos mapas temáticos, gerados com a aplicação dos modelos estatísticos, mostraram uma variação longitudinal de aumento das concentrações de Cl-a e COT à medida que os pontos de amostragem se distanciavam da barragem. No reservatório Umari observa-se uma distribuição mais regular, com menor variação entre as concentrações, tanto de Cl-a, como de COT, à medida que se afasta da barragem. No reservatório Mendubim, ocorre uma distribuição semelhante para COT ao longo do eixo do reservatório, com exceção da região ente os pontos 11 e 12, onde ocorre um aumento da concentração desse parâmetro. Nos reservatórios, verifica-

se um aumento da concentração de Cl-a nas proximidades das margens e nas regiões de transição flúvio-lacutres, provavelmente resultante da menor profundidade nessas áreas, com maior entrada de luz e maior atividade fotossintética.

Os modelos estatísticos foram validados, mostrando-se eficientes na predição e na análise da distribuição de clorofila-a e carbono orgânico total, conforme observado nos mapas temáticos da distribuição desses parâmetros nos reservatórios estudados.

#### **4. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Os modelos estatísticos desenvolvidos para avaliação das concentrações de Cl-a e COT, a partir dos valores de reflectância obtidos de imagens do sensor OLI/Landsat 8, mostraram-se eficientes, explicando 87% e 80% da variação das concentrações de Cl-a e COT, respectivamente. Relacionando os modelos estatísticos aos dados obtidos com as coletas realizadas nos reservatórios, constatou-se correlações positivas. No reservatório de Umari, os coeficientes de correlação ( $R^2$ ) foram de 0,76 para Cl-a e 0,71 para COT. Em Mendubim, os coeficientes foram de 0,78 para Cl-a e 0,72 para COT. O desenvolvimento de um modelo eficiente no monitoramento de variáveis limnológicas opticamente ativas, pode possibilitar sua aplicação em diferentes situações geográficas e tipos de ambientes aquáticos, sem induzir a incertezas. Na presente abordagem, o sensoriamento remoto, usando imagens do sensor OLI/LS8, se mostrou eficiente no monitoramento de clorofila-a e carbono orgânico em ambientes mesotróficos e eutróficos do semiárido brasileiro.

## 5. REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ALCÂNTARA, E. *et al.* Modeling the spatio-temporal dissolved organic carbon concentration in Barra Bonita reservoir using OLI/Landsat-8 images. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 3, n. 1, p. 11, 2017.

BITENCOURT, M. D.; MANTELLI, L. R. Análise espacial de parâmetros limnológicos utilizando sensoriamento remoto e geoprocessamento: dois estudos de caso. In: OTOMO, J. I., *et al.* **Ecologia de reservatórios e interfaces**. São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015. p. 160-176.

BONANSEA, M. *et al.* Using multi-temporal Landsat imagery and linear mixed models for assessing water quality parameters in Río Tercero reservoir (Argentina). **Remote Sensing of Environment**, v. 158, p. 28-41, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2014.10.032>.

BORGES, G. M.; PACHÊCO, A. D. P.; SANTOS, F. K. S. D. Aplicação do índice da diferença normalizada da água (NDWI) na delimitação de fluxos de sedimentos em suspensão no Rio Araguaia: avaliação das imagens Landsat 8 para o monitoramento hidroviário. **Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, João Pessoa, p. 6022-6029, 2015.

BREZONIK, P. L. *et al.* Factors affecting the measurement of CDOM by remote sensing of optically complex inland waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 157, p. 199-215, 2014.

CALLISTO, M. *et al.* Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts, and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 64, n. 4, 2004. 743-755.

CAO, F. *et al.* Remote sensing retrievals of colored dissolved organic matter and dissolved organic carbon dynamics in North American estuaries and their margins. **Remote Sensing of Environment**, v. 205, p. 151-165, 2018.

COELHO, C. *et al.* In Situ and Satellite Observation of CDOM and Chlorophyll-a Dynamics in Small Water Surface Reservoirs in the Brazilian Semiarid Region. **Water**, v. 9, p. 913, 2017.

FAITÃO, J. A. *et al.* Development of a Model with Critical Factors of Success, Predominant in Implementation of a Membrane System in the Wastewater Treatment—Review of the Case Study of a Dairy Industry. **Scientific Research Publishing**, v. 9, p. 117-135, 2018.

GOMES, A. C. *et al.* Satellite estimates of euphotic zone and Secchi disk depths in a colored dissolved organic matter-dominated inland water. **Ecological Indicator**, v. 110, 2020.

IHLEN, V. **Landsat 8 (L8) Data Users Handbook**. 5.0. ed. Sioux Falls, South Dakota: Department of the Interior - Survey, U.S. Geological, 2019.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Classificação de Köppen**. [S.l.]: [s.n.], 1936.

LOPES, F. B. *et al.* Assessment of the water quality in a large reservoir in semiarid region of Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 4, p. 437-445, 2014a.

LOPES, F. B. *et al.* Modelagem da qualidade das águas a partir de sensoriamento remoto hiperespectral. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, p. 513-519, 2014b.

LOPES, F. B. *et al.* Simulation of spectral bands of the MERIS sensor to estimate chlorophyll-a concentrations in a reservoir of the semi-arid region. **Revista Agroambiente On-line**, v. 10, n. 2, p. 96-106, 2016.

MALVEIRA, V. T. C.; ARAÚJO, J. C. D.; GÜNTNER, A. Hydrological Impact of a High-Density Reservoir Network in Semiarid Northeastern Brazil. **JOURNAL OF HYDROLOGIC ENGINEERING**, January 2012. 109-117.

MARINO, L. Relação entre clorofila-a e cianobactérias no estado de São Paulo. **Revista DAE**, p. 32-43, 2017.

MASOCHA, M. *et al.* Testing utility of Landsat 8 for remote assessment of water quality in two subtropical African reservoirs with contrasting trophic states. **Geocarto International**, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/10106049.2017.1289561>.

MISHRA, S.; MISHRA, D. R. Normalized difference chlorophyll index: A novel model for remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters. **Remote Sensing of Environment**, v. 117, p. 394-406, 2012.

MUNAR, A. M. *et al.* Can chlorophyll-a in meso-oligotrophic shallow waters be estimated using statistical approaches and empirical models from MODIS imagery? **RBRH**, v. 23, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.231820170106>.

OLIVEIRA, K. F. *et al.* The Fate of Cu, Zn and Mn in an Intensive Fish Aquaculture (Tilapia - *Oreochromis niloticus*) in an Artificial Reservoir in Northeastern Brazil. **Environmental Processes**, 4, 2017. 107-121.

OLIVEIRA, M. A.; BARBOSA, E. N.; DANTAS NETO, J. Gestão de recursos hídricos no Rio Grande do Norte: uma análise da implementação da política hídrica. **HOLOS**, p. 3-25, 2013. ISSN 1518-1634.

PALMER, S. C. J.; TIITKUTSER; HUNTER, P. D. Remote sensing of inland waters: Challenges, progress and future directions. **Remote Sensing of Environment**, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2014.09.021>.

ROCHA, F. C.; ANDRADE, E. M.; LOPES, F. B. Water quality index calculated from biological, physical and chemical attributes. **Environ Monit Assess**, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4163-1>.

SEMARH. **Manual de instrução para licenciamento ambiental de fontes potencialmente poluidoras**. SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS HÍDRICOS. Goiânia-GO. 2010.

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

UNESCO. **Relatório mundial das Nações Unidas sobre o desenvolvimento dos recursos hídrico: O manejo dos recursos hídrico em condições de incerteza e risco.** Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura. [S.l.]. 2018. Disponível em: <http://unesdoc.unesco.org/imagens/0021/002154/21549por.pdf>. Acesso em: 10 ago 2018.

WATANABE, F. *et al.* Remote sensing of the chlorophyll-a based on OLI/Landsat-8 and MSI/Sentinel-2A (Barra Bonita reservoir, Brazil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 90, n. 2, p. 1987-2000, 2018.