



**UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOLOGIA**

Fabianna Resende Vieira

**RELAÇÃO ENTRE ÍNDICE DE VEGETAÇÃO (NDVI) E A QUALIDADE DA ÁGUA
DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ARAÇUAÍ – MINAS GERAIS**

DIAMANTINA

2021

FABIANNA RESENDE VIEIRA

**RELAÇÃO ENTRE ÍNDICE DE VEGETAÇÃO (NDVI) E A QUALIDADE DA ÁGUA
DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ARAÇUAÍ – MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada ao programa Pós-Graduação em Geologia da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, como requisito para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Cristiano Christofaro Matosinhos

Diamantina
2021

Catlogação na fonte - Sisbi/UFVJM

V658 Resende Vieira, Fabianna
2021 RELAÇÃO ENTRE ÍNDICE DE VEGETAÇÃO (NDVI) E A QUALIDADE DA
ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ARAQUAÍ - MINAS GERAIS
[manuscrito] / Fabianna Resende Vieira. -- Diamantina, 2021.
184 p. : il.

Orientador: Prof. Cristiano Christofaro Matosinhos .

Dissertação (Mestrado em Geologia) -- Universidade Federal
dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Programa de Pós-Graduação
em Geologia, Diamantina, 2021.

1. Manejo de Bacias Hidrográficas. 2. Poluição Hídrica. 3.
Uso e Ocupação da Terra. 4. Estatística Ambiental. 5. Geologia
Ambiental. I. Matosinhos , Cristiano Christofaro. II.
Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri. III.
Título.

Elaborada pelo Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da UFVJM
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).
Bibliotecário Rodrigo Martins Cruz / CRB6-2886
Técnico em T.I. Thales Francisco Mota Carvalho



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI

FABIANNA RESENDE VIEIRA

Relação entre o índice de vegetação NDVI e a qualidade da água da Bacia Hidrográfica do Rio Araçuaí - Minas Gerais

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação **em Geologia** da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, **nível de Mestrado**, como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Geologia**.

Orientador: Prof. **Cristiano Christofaro Matosinhos**

Data de aprovação 29/07/2021.

Prof. Dr. Cristiano Christofaro Matosinhos (UFVJM)

Prof. Dra. Sílvia Maria Alves Corrêa Oliveira (UFMG)

Prof. Dr. André Medeiros de Andrade (UFVJM)



Documento assinado eletronicamente por **Cristiano Christofaro Matosinhos, Servidor**, em 29/07/2021, às 17:10, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Andre Medeiros de Andrade, Servidor**, em 29/07/2021, às 17:15, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Silvia Maria Alves Corrêa Oliveira, Usuário Externo**, em 29/07/2021, às 17:43, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufvjm.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **0412144** e o código CRC **1A47E3FF**.

*Aos meus pais, Lillian e Elter
e
ao meu irmão, Vinícius*

AGRADECIMENTOS

A Deus e a Nossa Senhora Aparecida, por todas as bênçãos a mim concedidas, por alimentarem a minha fé a cada dificuldade e iluminarem o meu caminho. Dedico esta dissertação aos meus queridos e amados pais, Lillian e Elter, por sempre estarem ao meu lado e nunca medirem esforços para que eu realizasse todos os meus sonhos e me tornassem quem sou hoje. A conclusão dessa etapa não seria possível sem o suporte, confiança e amor incondicional de vocês. Ao meu irmão Vinícius por todo carinho, apoio e por estar sempre na torcida, se fazendo presente mesmo com a distância. Ao Matheus, meu companheiro de vida, que sempre esteve ao meu lado, me aconselhando, me dando todo apoio e amor. Sou eternamente grata a cada um de vocês e por essa família linda que somos!!! Agradeço também, aos meus queridos avós Maria Helena, Hilton e Zaira por todas as orações.

Ao meu orientador Cristiano pelas incansáveis horas de auxílio e prontidão, sempre disposto a me ajudar da melhor forma possível. Obrigada pela confiança e pelo conhecimento compartilhado. Aos meus companheiros de jornada da Geologia – UNIBH, que sempre se fizeram presentes, de alguma forma, em especial a Ana Carolina, por dividir momentos inesquecíveis em “Jhama”. Aos meus companheiros de casa, Uliana e Tiago pelos momentos de diversão e distração. Aos amigos da Geologia – UFVJM, pelos conhecimentos compartilhados, pela amizade e pelas diversas idas ao Mercado e Vesperatas em Diamantina. Aos professores da UFVJM por todos os ensinamentos e paciência. A vocês, o meu muito obrigada!

A todos que contribuíram direta ou indiretamente para elaboração dessa dissertação, o meu muito obrigada.

E, por fim, agradeço imensamente a Diamantina. Cidade maravilhosa, encantadora e acolhedora, que me proporcionou um dos melhores anos da minha vida. Sinto saudade todos os dias!!!!!!

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

“Perto de muita água, tudo é feliz.”

Grande sertão: veredas

Guimarães Rosa, 1956

RESUMO

O monitoramento da qualidade da água é um dos principais instrumentos de gestão de recursos hídricos, possibilitando o acompanhamento do processo de uso dos corpos hídricos, e caracterizando os efeitos das atividades antrópicas sobre a qualidade das águas. Contudo, é um processo complexo e de alto custo, exigindo a aplicação de limitações espaciais e temporais. A associação entre dados de qualidade da água e variáveis mensuráveis por sensoriamento remoto pode contribuir para ampliar a cobertura espacial e temporal do monitoramento da qualidade da água. O presente trabalho avaliou a relação entre o índice de vegetação – NDVI e a qualidade das águas da bacia hidrográfica do rio Araçuaí (JQ2), em Minas Gerais. O rio Araçuaí tem uma extensão aproximada de 250 km, está localizado no Vale do Jequitinhonha, na região nordeste do Estado de Minas Gerais, representando o primeiro grande afluente, da margem direita, do rio Jequitinhonha. O NDVI trimestral, ao longo do período de 1998 a 2018, foi calculado a partir de imagens MODIS (MOD13Q1) considerando a área de influência de cada uma das sete estações de monitoramento, bem como suas áreas incrementais. A avaliação espaço-temporal da Bacia do Rio Araçuaí, apontou que os trechos mais altos do rio apresentam melhor qualidade da água e que *E. coli* apresentou o maior índice de violação dos padrões ambientais. Os rios Fanado (JE014) e Araçuaí (JE017) apresentaram tendência de aumento para o nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrogênio total e SDT, indicando haver uma maior influência da poluição urbana. Os rios Gravatá (JE016) e Setúbal (JE018) apresentaram tendência de redução para o NDVI, indicando avanço das atividades agrícolas nesses rios. O NDVI apresentou sazonalidade significativa, com maiores valores na estação chuvosa, sendo verificadas tendências de aumento nas estações JE012 e JE013_comp, relativas aos rios Itamarandiba e Araçuaí, respectivamente. O NDVI apresentou, ainda, relação significativa com os parâmetros Cor, SDT, SST, ST e turbidez. Essa relação foi mais forte quando consideradas as áreas incrementais das estações de monitoramento, indicando que os efeitos podem estar mais relacionados à escala local. Os resultados demonstram que a utilização de ferramentas de sensoriamento remoto podem contribuir para a ampliação espacial e temporal do monitoramento da qualidade da água da bacia do rio Araçuaí, com benefícios diretos para a gestão dos recursos hídricos da bacia.

Palavras-chave: manejo de bacias hidrográficas, poluição hídrica, uso e ocupação da terra, estatística ambiental.

ABSTRACT

The monitoring of water quality is one of the main instruments for the management of water resources, enabling the monitoring of the process of use of water bodies, and characterizing the effects of human activities on water quality. However, it is a complex and costly process, requiring the application of spatial and temporal limitations. The association between water quality data and variables measurable by remote sensing can contribute to expand the spatial and temporal coverage of water quality monitoring. The present study evaluated the relationship between the vegetation index - NDVI and the water quality of the hydrographic basin of the Araçuaí River (JQ2), in Minas Gerais. The Araçuaí River has an approximate length of 250 km, is located in the Jequitinhonha Valley, in the northeastern region of the State of Minas Gerais, representing the first large tributary, on the right bank, of the Jequitinhonha River. The quarterly NDVI, over the period 1998 to 2018, was calculated from MODIS images (MOD13Q1) considering the area of influence of each of the seven monitoring stations, as well as their incremental areas. The spatio-temporal assessment of the Araçuaí River Basin, pointed out that the highest stretches of the river have better water quality and that *E. coli* showed the highest rate of violation of environmental standards. The rivers Fanado (JE014) and Araçuaí (JE017) showed an increasing tendency for ammoniacal nitrogen, nitrate, total nitrogen and SDT, indicating a greater influence of urban pollution. The Gravatá (JE016) and Setúbal (JE018) rivers showed a downward trend for the NDVI, indicating the advance of agricultural activities in these rivers. NDVI showed significant seasonality, with higher values in the rainy season, with increasing trends being verified in stations JE012 and JE013_comp, relative to the rivers Itamarandiba and Araçuaí, respectively. NDVI also showed a significant relationship with the parameters Color, SDT, SST, ST and turbidity. This relationship was stronger when considering the incremental areas of the monitoring stations, indicating that the effects may be more related to the local scale. The results demonstrate that the use of remote sensing tools can contribute to the spatial and temporal expansion of the water quality monitoring of the Araçuaí river basin, with direct benefits for the management of the basin's water resources.

Keywords: watershed management, water pollution, land use and occupation, environmental statistics.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
2	OBJETIVOS.....	18
2.1	Geral.....	18
2.2	Específicos	18
3	REFERENCIAL TEÓRICO	19
3.1	Bacias Hidrográficas.....	19
3.2	Monitoramento da Qualidade da Água.....	19
3.2.1	<i>Parâmetros Físico-Químicos</i>	22
3.3	Qualidade da Água e Uso e Ocupação da terra	28
3.4	Sensoriamento Remoto aplicado ao Monitoramento da Qualidade da Água	29
3.4.1	<i>Sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer)</i>	30
3.4.2	<i>Índice de Vegetação</i>	32
3.4	Bacia do Rio Araçuaí.....	33
3.4.2	<i>Uso e Ocupação da terra na Bacia</i>	36
3.5	Contexto Geológico da Bacia	38
3.6	Rede de Drenagem.....	41
3.7	Qualidade da Água.....	42
4	MÉTODOS.....	44
4.1	Caracterização da Área de Estudo	44
4.2	Delimitação da área de influência dos pontos de monitoramento	46
4.3	Índice de Vegetação (NDVI) na bacia do rio Araçuaí.....	46
4.4	Qualidade da água da bacia do rio Araçuaí	47
4.3.1	<i>Relação Nt/Pt</i>	49
4.4	Análise dos dados	50
4.4.1	<i>Análise espacial</i>	50
4.4.2	<i>Sazonalidade</i>	50
4.4.3	<i>Tendências Temporais</i>	51
4.4.4	<i>Interrelação entre os parâmetros</i>	52
4.4.5	<i>Relação do NDVI com os dados de qualidade da água da bacia</i>	53
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
5.1	Áreas de influência de cada ponto de monitoramento.....	55
5.2	Variabilidade espaço-temporal do NDVI	57

5.2.1	<i>Variabilidade Espacial do NDVI</i>	59
5.2.2	<i>Variabilidade Temporal</i>	61
5.3	Variabilidade espaço-temporal da qualidade da água.....	65
5.3.1	<i>Análise Espacial</i>	65
5.4	NDVI e a qualidade da água	85
5.4.1	<i>Nitrogênio total/Fósforo total e NDVI</i>	86
5.5	Modelos de regressão múltipla	87
6	CONCLUSÃO	92
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	94
	APÊNDICES	115
	Apêndice A - Variação Trimestral do NDVI.....	116
	Apêndice B - Análises temporais	138
	Análise temporal de sazonalidade.....	152
	Apêndice C	161
	Apêndice D.....	169

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do rio Araçuaí.....	37
Figura 2. Mapa geológico esquemático da bacia do rio Araçuaí.....	40
Figura 3. Elevação da bacia do rio Araçuaí e localização das estações fluviométricas	45
Figura 4. Área incremental das estações de monitoramento de qualidade da água mantidas pelo IGAM, em relação à estação de monitoramento	56
Figura 5. Variação trimestral (Q1 (a), Q2 (b), Q3 (c) e Q4 (d)) do NDVI no ano de 2018	58
Figura 6. Variabilidade espacial do NDVI e resultados do teste de Kruskal-Wallis para comparação entre estações de monitoramento da bacia hidrográfica do rio Araçuaí. As letras indicam o resultado do teste Post hoc, sendo a letra minúscula referente à estação que apresentou diferença em relação às estações com a letra maiúscula.....	60
Figura 7. Sazonalidade do NDVI em todas as estações de monitoramento. Sendo C= estação chuvosa e S= estação seca	61
Figura 8. Variação do NDVI de 2000 a 2018 e resultados do teste de Mann-Kendall	62
Figura 9. Estações pluviométricas presentes na Bacia do rio Araçuaí mostrando o período de precipitação no período de 2000 a 2018	63
Figura 10. Variação trimestral do NDVI e os resultados do teste de Kruskal-Wallis. Os números 1, 2, 3 e 4 correspondem aos trimestres avaliados, sendo 1 (janeiro, fevereiro, março), 2 (abril, maio, junho), 3 (julho, agosto, setembro) e 4 (outubro, novembro, dezembro).....	64
Figura 11. Teores dos parâmetros de qualidade de água, nas sete estações de monitoramento da bacia hidrográfica do rio Araçuaí, de 1998 a 2018, e resultados do teste Kruskal-Wallis. As letras indicam o resultado do teste Post hoc, sendo a letra minúscula referente à estação que apresentou diferença em relação às estações com a letra maiúscula. As linhas pontilhadas, horizontais vermelhas, indicam os padrões ambientais.....	66
Figura 12. Gráfico violino, com a distribuição e boxplot das proporções N: P na bacia do rio Araçuaí e sua variação sazonal. A linha pontilhada horizontal, em vermelho, representa a razão molar de Redfield (16:1).....	68
Figura 13. Variabilidade espacial da relação N:P e resultados do teste de Kruskal-Wallis para comparação entre estações de monitoramento da bacia hidrográfica do rio Araçuaí. As letras indicam o resultado do teste <i>Post hoc</i> , sendo a mesma letra minúscula e maiúscula indicado haver diferença significativa entre as estações de monitoramento, enquanto a linha pontilhada horizontal, em vermelho, representa a razão molar de Redfield (16:1)	70

Figura 14. Comportamento do nitrogênio total (a), nitrato (b), nitrogênio amoniacal total (c) e nitrogênio orgânico (d) em relação ao fósforo total na bacia do rio Araçuaí, de 1997 a 2018. A linha sólida indica a razão de massa de Redfield (7.2) e as faixas em vermelho os limites CONAMA dos respectivos compostos.....	76
Figura 15. Boxplots dos parâmetros normalizados, na bacia do rio Araçuaí. Os <i>outliers</i> , são representados pelas bolas pretas e indicam que os parâmetros ultrapassam os limites CONAMA (linha vermelha).....	81
Figura 16. Matriz de correlação de Spearman dos parâmetros de qualidade da água e NDVI na bacia hidrográfica do Rio Araçuaí. A cor azul representa correlação positiva e a vermelha negativa. A intensidade da cor e o tamanho do círculo representam a força da correlação	83
Figura 17. Relação entre o nitrogênio e fósforo total com o NDVI na bacia do rio Araçuaí/MG. A linha sólida indica a razão de massa de Redfield (7.2).....	86

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Descrição do sensor MODIS (MOD13Q1).	31
Tabela 2. Estações de monitoramento de água incluindo o curso d'água, localização, altimetria e o período considerado para análise.....	47
Tabela 3. Parâmetros de qualidade da água, unidades de medida, limites de detecção e metodologias de acordo com IGAM (2018).....	48
Tabela 4: Áreas totais e incrementais de contribuição dos pontos de monitoramento da bacia do rio Araçuaí.....	57
Tabela 5. Tendências temporais, sazonalidade e percentual de violações dos parâmetros de qualidade da água analisados e mediana do NDVI por estação de monitoramento da bacia do Araçuaí-MG, no período de 1998 a 2018. Os números em porcentagem indicam o percentual de violação do parâmetro. A letra 'C' indica a sazonalidade com maior concentração na estação chuvosa e 'S' indica sazonalidade com maior concentração na estação seca. A seta para cima (↑) indica tendência de aumento do parâmetro, a seta para baixo (↓) indica tendência de diminuição. Os resultados entre colchetes referem-se aos resultados obtidos para as áreas incrementais correspondentes.....	72
Tabela 6. Modelos de regressão múltipla gerados a partir da relação dos parâmetros de qualidade das águas da bacia hidrográfica do rio Araçuaí	89

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional das Águas
ARVI	<i>Atmosphere Resistant Vegetation Index</i>
CE	Condutividade elétrica <i>in loco</i>
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DN	Deliberação Normativa
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EOS	<i>Earth Observing System</i>
EVI	<i>Enhanced Vegetation Index</i>
GARI	<i>Green Atmospherically Resistant Vegetation Index</i>
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão das Águas
IQA	Índice de Qualidade das Águas
MODIS	<i>Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer</i>
NASA	<i>National Aeronautics and Space Administration</i>
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>
NMP/100 mL	Número mais provável do Indicador fecal em 100 mL da amostra
NO ₃	Nitrato
NH ₄ ⁺	Nitrogênio amoniacal total
N.Total	Nitrogênio total
NP	Nitrogênio total/Fósforo total
OD	Oxigênio Dissolvido

pH	Potencial hidrogeniônico
P.Total	Fósforo total
SAVI	<i>Soil-adjusted vegetation index</i>
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SRTM	<i>Shuttle Radar Topographic Mission</i>
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
Turb.	Turbidez
UPGRH	Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos
USGS	<i>United States Geological Survey</i>

1 INTRODUÇÃO

A água é um dos principais recursos naturais disponíveis para a sociedade (Saad *et al.*, 2007), sendo importante compreender a sua dinâmica, além de entender os fatores que interferem em sua qualidade e quantidade para que se possa planejar o seu uso. Sabe-se que a qualidade de água em qualquer ponto de um rio/tributário reflete a influência da geologia, vegetação, solos, clima e, sobretudo, do homem (SINGH *et al.*, 2005; SHRESTA; KAZAMA, 2007).

Assim, para que os mananciais possam fornecer água em maior quantidade e melhor qualidade, há a necessidade de se ordenar o uso e ocupação do solo nas bacias, de modo a evitar ou minimizar processos que atuem na degradação das águas (LATUF, 2004). O uso e ocupação da terra altera sensivelmente os processos biológicos, físicos e químicos dos sistemas naturais (ANA, 2013; LIU *et al.*, 2000; PAUL; MEYER, 2001; TONG; CHEN, 2002). Além de alterar a disponibilidade da água, as intervenções antrópicas, somadas aos múltiplos usos desenvolvidos nas bacias hidrográficas, são capazes de provocar diversos impactos nos ecossistemas, afetando, conseqüentemente, a qualidade das águas e seus usos, bem como a saúde da população (SILVA *et al.*, 2012).

O uso e ocupação em bacias hidrográficas pode ser caracterizado remotamente por meio de índices de vegetação, como o NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*). O NDVI reflete as condições biofísicas da cobertura vegetal de uma bacia hidrográfica, que por sua vez, afeta o escoamento e a qualidade da água. Assim, pode-se abordar de diferentes maneiras as ligações entre cobertura vegetal, fisiologia e qualidade da água. O NDVI é indicativo da cobertura e do uso da terra, e ainda, representa as condições biofísicas das bacias hidrográficas (GRIFFITH, 2002). A cobertura vegetal apresenta influência direta sobre o processo de escoamento superficial, regime das águas e as características do solo (NGOYE; MACHIWA, 2004; ALMEIDA FILHO, 2008). Whistler (1996) encontrou uma relação significativa entre NDVI e parâmetros de qualidade de água, com relações mais fortes do que aquelas verificadas para classes de uso/cobertura do solo.

A importância da relação entre qualidade da água e índice de vegetação da bacia está relacionada ao aumento do reconhecimento da poluição não pontual como uma grande preocupação ambiental, desde a década de 1980, (SHARPLEY; MEYER, 1994; LOAGUE, 1998). Apesar da importância dos padrões de uso do solo na qualidade da água, poucos estudos exploram a relação entre esse uso e os padrões de qualidade da água a um nível operacional

(ALBERTI *et al.*, 2007; XIAO; JI, 2007). O entendimento dessa relação é atraente para os gestores de recursos hídricos, pois o sensoriamento remoto gera dados espaciais multi-temporais e uma visão sinótica complementar às técnicas de coleta de dados de superfície (ALFÖLDI, 1982, HAN; RUNDQUIST, 1994).

Nesse contexto, a avaliação da relação entre parâmetros de qualidade da água e índices de uso e ocupação do solo, apresenta grande potencial de contribuição em estudos de gestão de recursos hídricos, contribuindo para uma melhor representação espaço-temporal da qualidade das águas e permitindo a ampliação da cobertura do monitoramento para grandes áreas e em diferentes escalas de tempo (Rudorff, 2006). A relação uso do solo e qualidade da água pode, ainda, contribuir para a avaliação da influência de fontes poluidoras difusas (FUNG *et al.*, 2000).

A bacia hidrográfica do rio Araçuaí, com uma extensão aproximada de 250 km, está localizada no Vale do Jequitinhonha, na região nordeste do Estado de Minas Gerais, representando o primeiro grande afluente, da margem direita, do rio Jequitinhonha. A região apresenta risco de escassez dos recursos hídricos, decorrente do clima semiárido, e tem sua qualidade da água comprometida por atividades de lavra e mineração, manejo inadequado do solo para uso agrícola e pela remoção, em larga extensão, da cobertura vegetal original (MENEGASSE *et al.*, 2003).

Apesar da qualidade das águas na bacia estar sendo monitorada pelo governo do estado desde 1997 (IGAM, 2018), essa avaliação está restrita a apenas sete estações de monitoramento. Nessa perspectiva, a avaliação da relação entre a série histórica de monitoramento e o índice de vegetação (NDVI), pode contribuir para a estimativa da qualidade da água em locais distantes dos pontos de monitoramento, ampliando a abrangência temporal e espacial e reduzindo os custos associados a essa atividade.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

- Avaliar a relação da qualidade da água superficial e o índice de vegetação normalizada NDVI na bacia rio Araçuaí.

2.2 Específicos

- Avaliar a variabilidade espacial e temporal da qualidade da água da bacia;
- Avaliar a violação dos padrões de qualidade da água na bacia;
- Avaliar a variabilidade espacial e temporal do NDVI na bacia;
- Avaliar a relação entre os parâmetros de qualidade das águas da bacia do Rio Araçuaí e o NDVI.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Bacias Hidrográficas

Bacia hidrográfica é uma unidade de planejamento territorial, onde são implementadas políticas voltadas para sua gestão e proteção (BRASIL, 2007). Uma bacia hidrográfica compreende toda a área de captação natural da água da chuva que proporciona escoamento superficial para o canal principal e seus tributários, o limite superior é o divisor de águas (divisor topográfico), e a delimitação inferior é o exutório (LIMA, 2008).

As características espaço-temporais de um rio dependem das interações com a bacia hidrográfica e das flutuações na hidrografia regional, onde está inserido (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Assim, o comportamento hidrológico em uma bacia tem relação com suas características geomorfológicas (relevo, área drenada, geologia, rede de drenagem, solos) e com o tipo de cobertura vegetal existente (LIMA, 1976). Além disso, fatores bióticos e ações antrópicas influenciam a infiltração e a quantidade de água produzida como deflúvio, a evapotranspiração, os escoamentos superficial e subsuperficial (TONELLO, 2005; LIMA, 2008). Neste sentido, longe de se constituir numa simples delimitação natural, uma bacia adquire importância central para análise ambiental, permitindo não apenas identificar e avaliar os processos, mas também as interações que nela ocorrem, possuindo um caráter estratégico no planejamento de uso dos recursos naturais (ROCHA; OLIVEIRA, 2017).

3.2 Monitoramento da Qualidade da Água

A utilização da água pela sociedade busca atender as necessidades pessoais, atividades econômicas (agrícolas e industriais) e sociais (SOUZA *et al.*, 2014). A diversificação no uso da água, quando realizada de forma inadequada, provoca alterações em sua qualidade, comprometendo os recursos hídricos e por consequência seus usos para os diversos fins. A qualidade da água é um aspecto indispensável, quando se trata dos seus principais usos, em especial, para fins como o abastecimento humano.

Por se tratar de um componente essencial para a vida humana, em seus múltiplos usos, bem como para a dinâmica de todos os sistemas ambientais, a água pode ser valorizada como serviço ambiental (TOMASONI *et al.*, 2009). Moraes e Jordão (2002) enfatizam que os ambientes aquáticos são utilizados com finalidades distintas, entre as quais se destacam o abastecimento de água (doméstico e industrial), a geração de energia, a irrigação, a navegação,

a pesca, a aquicultura, a harmonia paisagística, a dessedentação de animais, a preservação da fauna e da flora, a criação de espécies, a diluição e o transporte de despejos.

O monitoramento da água, de forma geral, diz respeito à identificação dos impactos sobre a qualidade da água decorrentes de atividades diversas que ocorrem em determinada bacia. E, um monitoramento adequado que ocorre por longos períodos e em várias estações de amostragem, produz um banco de dados grande e complexo, contendo diversos tipos de parâmetros de qualidade da água. Dessa maneira, diversos estudos demonstram o potencial de utilização da caracterização temporal dos dados de monitoramento como ferramenta de auxílio à gestão da qualidade das águas em bacias hidrográficas (TRINDADE, 2013).

Além disso, o monitoramento da qualidade da água é um dos principais instrumentos de gestão de recursos hídricos, possibilitando o acompanhamento do processo de uso dos corpos d'água, e caracterizando seus efeitos sobre os parâmetros de qualidade das águas, visando subsidiar as ações de controle ambiental (GUEDES *et al.*, 2012). No entanto, sua execução demanda grande dispêndio de recursos humanos e financeiros, diretamente proporcional à área e frequência de coletas, tornando sua manutenção um processo complexo e oneroso. Assim, alternativas que permitam ampliar sua abrangência espacial e temporal são desejáveis e devem ser estimuladas.

Embora a água possa estar disponível em quantidades apropriadas, sua qualidade inadequada limita os usos que dela podem ser feitos. A degradação ambiental distancia, ainda mais, as condições de qualidade dos corpos hídricos daquela necessária ao atendimento dos seus usos atuais e futuros, incluindo um dos usos prioritários da água, que é o abastecimento humano (FREIRE; OMENA, 2005).

O conjunto de ações, produzido pelas atividades humanas ao explorar os recursos hídricos para expandir o desenvolvimento econômico e atender às demandas industriais e agrícolas, somadas ao crescimento das áreas urbanas e a mudança de padrões de consumo, causa impactos significativos nos ecossistemas aquáticos (TUNDISI E MATSUMURA-TUNDISI, 2011). As alterações no uso e ocupação da terra (Zhou *et al.*, 2015), despejo de águas residuárias (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2011) interferem nos processos físicos, químicos e biológicos dos sistemas naturais. Essas alterações, recorrentes em bacias hidrográficas, podem ser avaliadas por meio do monitoramento da qualidade das águas superficiais (MONTEIRO; PINHEIRO, 2004).

Um programa de monitoramento tem como objetivo reunir dados suficientes (por meio de amostragem regular ou intensiva) para avaliar variações espaciais e/ou temporais da

qualidade da água (UNEP/WHO, 1996). A determinação da concentração das substâncias presentes na água e a comparação com valores de referência permite identificar os constituintes que podem trazer riscos para o ambiente e para a saúde humana (KIM *et al.*, 2013).

A qualidade da água pode ser representada por meio de diversos parâmetros, que traduzem as suas principais características físicas, químicas e biológicas (VON SPERLING, 1996). Ao abordar estes parâmetros, é importante que se trate da conceituação, origem (natural ou antropogênica), importância sanitária e interpretação dos resultados. Os parâmetros de qualidade referem-se a certo número de parâmetros capazes de refletir, direta ou indiretamente, a presença efetiva ou potencial de algumas substâncias ou microrganismos que possam comprometer a sua qualidade (BRANCO *et al.*, 2006). Dentre os parâmetros utilizados para caracterizar as águas podem ser destacados a cor, a turbidez, os níveis de sólidos em suas diversas frações (dissolvidos, suspensos e totais), a condutividade elétrica, a *Escherichia Coli*, o nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrato e total, a demanda química do oxigênio, o oxigênio dissolvido, o fósforo total e o pH.

Os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 são uma ferramenta essencial para avaliar a qualidade da água. De acordo com IGAM (2014), os padrões de qualidade são determinados pelas análises físico-químicas dos parâmetros de qualidade da água, os quais são aplicados para caracterizar e tratar os cursos d'água, buscando informações fundamentais para sua utilização adequada. Essa resolução propõe, ainda, o enquadramento da água em classes, funcionando como uma forma de assegurar a qualidade das águas superficiais e subterrâneas e de diminuir os custos de poluição por meio de medidas preventivas (IGAM, 2014). Proporciona, também, o estabelecimento de um objetivo a ser alcançado ou mantido, ou seja, um nível de qualidade que aquele corpo d'água deverá apresentar ou manter para atender aos seus usos mais exigentes ao longo do tempo (COSTA, 2016).

O processo de enquadramento leva em consideração diversos fatores, tais como, os usos desejados para o corpo d'água, a condição atual deste corpo hídrico, a viabilidade técnica e os custos necessários para o alcance dos padrões de qualidade estabelecidos pelo enquadramento (ANA, 2013). No estado de Minas Gerais, o monitoramento da qualidade das águas superficial e subterrânea é realizado pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), por meio da coordenação do Projeto Águas de Minas. O projeto, em execução desde 1997, disponibiliza uma série histórica de dados de qualidade da água e gera informações relevantes, de extrema importância, sobre os recursos hídricos, buscando a sua preservação. O programa disponibiliza uma série histórica de dados da qualidade das águas e, ainda, gera informações indispensáveis

ao gerenciamento adequado dos recursos hídricos, sendo esses, de extrema importância para prevenir a poluição dos rios e para aplicar políticas de recuperação.

3.2.1 Parâmetros Físico-Químicos

3.2.1.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

Representa a intensidade das condições ácidas ou alcalinas do meio líquido por meio da medição da presença de íons hidrogênio H^+ . O valor do pH influi na distribuição das formas livre e ionizada de diversos compostos químicos, contribui para um maior ou menor grau de solubilidade das substâncias e define o potencial de toxicidade de vários elementos. Assim, influencia na distribuição das espécies aquáticas bem como as etapas necessárias para os tratamentos de água e efluentes. As alterações de pH podem ter origem natural (dissolução de rochas, fotossíntese) ou antropogênica (despejos domésticos e industriais). Para a adequada manutenção da vida aquática, o pH deve situar-se geralmente na faixa de 6 a 9 (GASPAROTTO, 2011).

3.2.1.2 Cor

A cor de uma amostra de água está associada ao grau de redução de intensidade que a luz sofre ao atravessá-la, devido à presença de sólidos dissolvidos. É resultante da dissolução de ferro, manganês, matéria orgânica, e/ou lançamento de efluentes industriais, por isso, está associada aos sólidos dissolvidos. Águas coloridas apresentam, como principal efeito ecológico, a diminuição da penetração da radiação solar e, conseqüentemente, diminuição da fotossíntese. A determinação da intensidade da cor da água é feita comparando-se a amostra com um padrão de cobalto-platina, sendo o resultado fornecido em unidades de cor, também chamadas uH (unidade Hazen) (FUNASA, 2014). As águas naturais apresentam, em geral, intensidades de cor variando de 0 a 200 unidades Hazen. Valores inferiores a dez unidades são dificilmente perceptíveis. Vale destacar que a cor pode ser verdadeira ou aparente, sendo a primeira, determinada em amostras sem turbidez, após filtração ou centrifugação e, a segunda, determinada em amostras com turbidez, que apresentam material coloidal ou em suspensão.

3.2.1.3 Turbidez

A turbidez representa o grau de interferência com a passagem da luz através da água, conferindo uma aparência turva. É influenciada pela presença de sólidos em suspensão, como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e detritos orgânicos (algas, bactérias, plâncton),

aumenta devido à erosão das margens dos rios, lançamentos de esgotos sanitários e diferentes efluentes (VON SPERLING, 2005).

3.2.1.4 Condutividade Elétrica

Condutividade elétrica é uma medida da habilidade de uma solução aquosa de conduzir corrente elétrica devido à presença de íons (sólidos dissolvidos). Essa propriedade varia com a concentração total de substâncias ionizadas dissolvidas na água, com a temperatura, com a mobilidade dos íons, com a valência dos íons e com as concentrações real e relativa, de cada íon (PINTO, 2007).

3.2.1.5 Sólidos

Os sólidos presentes na água podem estar distribuídos da seguinte forma: em suspensão (sedimentáveis e não sedimentáveis) e dissolvidos (voláteis e fixos). Sólidos em suspensão podem ser definidos como as partículas passíveis de retenção por processos de filtração, diminuindo a transparência das águas, podendo reduzir, significativamente, a energia luminosa disponível para a fotossíntese, pois conferem turbidez às águas. Sólidos dissolvidos são constituídos por partículas de diâmetro inferior a 10^{-3} μm e que permanecem em solução mesmo após a filtração (FUNASA, 2014), e, relacionam-se com os íons diluídos na água, aumentando a condutividade, e indicando a presença de nutrientes.

Constituem a soma dos teores de todos os constituintes minerais presentes na água, apresentando uma relação direta com os valores de condutividade elétrica (MENEZES *et al.*, 2012). A entrada de sólidos nas águas pode ocorrer de forma natural, por meio de processos erosivos, organismos e detritos orgânicos, plânctons e algas, ou na forma antropogênica pelo lançamento de esgoto e resíduos sólidos e pelo uso do solo no entorno dos corpos d'água (BERTOLDO *et al.*, 2014; SANTOS; MORAES, 2012).

3.2.1.6 Nitrogênio

Pode ser observado em algumas formas como nitrogênio orgânico, amoniacal e nitrato. O nitrogênio total é a soma de todas as frações nitrogenadas quantificadas: nitrato, nitrito, amônia e nitrogênio orgânico, servindo de nutriente ao processo biológico. É exigido em grande quantidade pelas células vivas de algas e plantas e seu lançamento nos corpos d'água em grandes quantidades, pode causar excessivo crescimento de algas (eutrofização), prejudicando desde o abastecimento público à vida aquática. É decorrente principalmente de esgotos

sanitários e efluentes industriais (ZHOU *et al.*, 2015). Pode-se, de certa forma, se associar à idade da poluição, sendo que, se sua origem for às descargas de esgotos, pelas formas como é encontrada: quando há predominância das formas orgânicas ou amônia, o foco de poluição encontra-se próximo, enquanto se prevalecer nitrito e nitrato, as descargas de esgotos encontram-se distantes.

O nitrogênio presente no esgoto doméstico provém de compostos orgânicos como aminoácidos e proteínas, além de subprodutos do metabolismo humano como ureia e ácido úrico. Surfactantes com grupo hidrófilo catiônico presentes em detergentes também apresentam nitrogênio. Uma vez depositados no curso d'água, com o passar do tempo, todos os compostos nitrogenados podem ser oxidados e detectados como nitratos (OLIVEIRA *et al.*, 2001; MURRAY *et al.*; VOET; SHREVE; DACACH, apud SEQUENIL, ARRUÁ; COSTA, 2011).

O nitrato ocorre em baixos teores nas águas superficiais, mas pode atingir altas concentrações em águas profundas. O seu consumo, por meio das águas de abastecimento, está associado a dois efeitos adversos à saúde — indução a metahemoglobinemia (síndrome do bebê azul), especialmente em crianças e a formação potencial de nitrosaminas e nitrosamidas carcinogênicas (BOUCHARD *et al.*, 1992; SOUTO *et al.*, 2006). Elevadas concentrações de nitrato podem ser encontradas em corpos d'água, próximos a localidades que não possuem sistema eficiente de tratamento de águas residuais (ZHOU *et al.*, 2015).

3.2.1.7 Fósforo Total

O fósforo total é um composto formado pelo fósforo orgânico, polifosfato e ortofosfato. É um importante nutriente para o desenvolvimento de processos biológicos, causando problemas semelhantes ao nitrogênio. Pode ser encontrado nos efluentes industriais, agrícolas e na matéria fecal (PORTAL DA QUALIDADE DAS ÁGUAS, 2009). A sua utilização na agricultura pode vir a ser fonte de contaminação dos cursos d'água e esta contaminação pode ser maior em períodos chuvosos (NYAIRO *et al.*, 2015).

Segundo Klein e Agne (2012), o fósforo é um elemento de distribuição irregular na natureza e é liberado nesta por processos de intemperismo das rochas. É considerado um grande poluente de cursos d'água, especialmente as águas superficiais, já que possui pouca capacidade de percolação e, seu excesso causa eutrofização.

3.2.1.8 Relação Nitrogênio/Fósforo

As atividades humanas, incluindo agricultura, indústria e urbanização em bacias hidrográficas, são as principais causas de degradação de córregos e rios, aumentando, dramaticamente, a disponibilidade de nitrogênio (N) e fósforo (P) (BROWN; FROEMKE, 2012; WURTSBAUGH *et al.*, 2019). Comparado aos ecossistemas marinhos e lacustres, córregos e rios podem responder de forma diferente ao enriquecimento de N e P devido a fortes ligações terrestres (por exemplo, geologia, uso da terra, dependência de matéria orgânica terrestre; Tank *et al.*, 2010), maior influência da hidrologia (Leong *et al.*, 2014) e processos biogeoquímicos associados, que são exclusivos para o fluxo unidirecional da água.

Dessa maneira é provável que, diferentes fontes de nutrientes, alterem a relação Nt/Pt nas águas receptoras. Por exemplo, altas taxas de deposição do transporte de N, indústria e agricultura, ou aplicação de fertilizantes relacionadas à agricultura, tendem a aumentar mais N que P (ARBUCKLE; DOWNING, 2001; BOYER *et al.*, 2002; FENN *et al.*, 2003). Por outro lado, fontes de nutrientes como efluente de esgoto, escoamento de bacias hidrográficas urbanas e erosão do solo, tendem a contribuir para o aumento da concentração de P em relação a N (DOWNING; MCCAULEY, 1992; WITHERS; JARVIE, 2008; DUAN *et al.*, 2012).

As partículas suspensas dos processos de erosão e intemperismo devem ser relativamente ricas em P em comparação com os nutrientes dissolvidos (DOWNING; MCCAULEY, 1992; UUSITALO *et al.*, 2003). No entanto, a matéria suspensa nos fluxos também pode ser composta por biomassa autotrófica ou heterotrófica (Sakamaki; Richardson, 2011): especificamente fitoplâncton, bactérias associadas à matéria orgânica nas partículas ou outras partículas orgânicas ricas em algas ou microbiana. Se a biomassa biótica é um componente importante das partículas em suspensão, a proporção de partículas Nt/Pt pode refletir padrões de assimilação e liberação de nutrientes que dependem da disponibilidade de nutrientes dissolvidos (MANNING *et al.*, 2020).

No geral, espera-se que as concentrações e estequiometria de N e P possam informar padrões de fontes de nutrientes relacionadas ao uso da terra e, assim, fornecer informações sobre mecanismos de processamento e transporte à medida que os nutrientes se movem rio abaixo (MCDOWELL *et al.*, 2019).

3.2.1.8.1 Razão de Redfield

A razão de Redfield originou-se da constatação de uma proporção similar dos níveis de nitrato e fosfato em amostras de água coletadas nos três grandes oceanos (REDFIELD,

1934). Essa razão, $C_{106} : N_{16} : P_1$, foi encontrada no fitoplâncton marinho e nos oceanos profundos, permitindo a dedução de uma uniformidade na composição química das comunidades planctônicas em todos os oceanos (STERNER, 2009). A razão de Redfield descreve uma média geral de muitas espécies planctônicas que crescem sem forte limitação de nutrientes de um único elemento (STERNER, 2009).

O modelo de Redfield é importante porque pode fornecer respostas de como o ambiente reage a aumentos antrópicos de nutrientes (Arrigo, 2005), além da indicação de características específicas de cada ambiente. A comparação dos valores de N:P em diferentes regiões, permite detectar processos biogeoquímicos em locais predominantes. A relação N: P média de 16 (para a razão molar, mol/L) ou 7.2 (razão de massa, mg/L) foi adotada, quase como uma lei da natureza, comparando um limiar universal de limitação de nutrientes e foi estendida muito além do domínio original de sua derivação (PTACNIK *et al.*, 2010).

A razão de Redfield também pode ser aplicada a ecossistemas aquáticos de água doce, sendo utilizada uma razão C:N:P próxima àquelas dos ambientes marinhos (SOMMER, 1990). Uma explicação para o menor número de estudos abordando a razão C:N:P em lagos comparado a ambientes marinhos, ocorre devido à dificuldade de acessar a contribuição terrestre para a matéria particulada nos lagos, pois os detritos terrestres, quando passam a compor a matéria particulada, podem alterar a razão C:N:P (HECKY *et al.*, 1993). Além da contribuição terrestre para a matéria orgânica, pode-se destacar também os fatores fisiológicos e as características individuais de cada ambiente, que são mais variáveis (LOURO, 2011).

Desvios na razão de Redfield têm sido interpretados como uma indicação de qual nutriente é limitante, especialmente quando as concentrações de nutrientes são baixas e moderadas. Quando um sistema possui sua razão N:P alta, ou seja $\geq 16:1$, assume-se que esse sistema seja limitado por P, entretanto, quando o inverso ocorre, baixa razão N:P, assume-se que a limitação é por N (BOTHWELL, 1985; STELZER; LAMBERTI, 2001; VIDAL *et al.*, 2003).

A razão de Redfield, ainda é considerada um paradigma em muitos estudos, sendo frequentemente utilizada, apesar de suas limitações (STERNER *et al.*, 2008). A aplicação em lagos, lagoas, córregos e rios, que exibem um maior grau de variabilidade em suas relações estequiométricas C: N: P do que os oceanos, deve considerar que ecossistemas interiores estão sujeitos a entradas de elementos amplamente variados da atmosfera (por exemplo, geologia, uso da terra; Tank *et al.*, 2010, maior influência da hidrologia; Green *et al.*, 2010; Leong *et al.*, 2014, etc) e de suas bacias hidrográficas.

3.2.1.9 *Escherichia Coli*

Escherichia coli (*E.Coli*) é um dos principais representantes do grupo de coliformes termotolerantes, diferenciando-se dos demais microorganismos deste grupo pelo fato de, somente a *E.Coli*, ser proveniente exclusivamente de fezes humanas, de mamíferos e pássaros apresentando-se nestes indivíduos em altas concentrações, sendo dificilmente encontrada na água ou no solo que não tenha recebido contaminação fecal (CETESB, 2015).

IGAM (2013) também afirma que a espécie *E.Coli* é o único representante dentre os coliformes termotolerantes que pode ser um indicador de forma inequívoca da contaminação por fezes humanas ou animais em águas doces. Sua presença indica ainda uma contaminação fecal recente (ela não sobrevive muito tempo no meio ambiente) e de eventual presença de organismos patogênicos (BRASIL, 2004).

A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece limites para a presença de coliformes termotolerantes nas águas, porém, a *E.Coli* poderá substituir o parâmetro coliformes termotolerantes, de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente. No estado de Minas Gerais, a Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG nº 01/2008 complementa que a *E.Coli* poderá substituir os coliformes termotolerantes observando os mesmos limites estabelecidos para este último.

3.2.1.10 *Demanda Química de Oxigênio (DQO)*

A DQO pode ser definida como a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica, presente num efluente, através de um agente químico e é extremamente útil para detectar substâncias resistentes à degradação biológica (JUNIOR, 1998). Ainda de acordo com o mesmo autor, geralmente, as análises da DQO são mais rápidas e mais baratas que da DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), por isso, seus resultados são úteis na análise das características dos efluentes. Mesmo sem ter seu valor regulamentado pela Resolução 357/2005 do CONAMA (Brasil, 2005), a DQO é um parâmetro de grande importância em estudos sobre a qualidade da água; é um teste rápido que dá uma indicação do oxigênio requerido para estabilização da matéria orgânica, além de caracterizar o grau de poluição que um corpo d'água apresenta (SPERLING, 2005).

3.2.1.11 *Oxigênio Dissolvido (OD)*

O oxigênio dissolvido refere-se ao oxigênio molecular (O₂) dissolvido na água. A concentração de OD nos cursos d'água depende da temperatura, da pressão atmosférica, da

salinidade, das atividades biológicas, de características hidráulicas (existência de corredeiras ou cachoeiras) e, de forma indireta, de interferências antrópicas, como o lançamento de efluentes nos cursos d'água. A unidade de OD utilizada é mg/L (PINTO, 2007).

A contribuição fotossintética de oxigênio só é expressiva após grande parte da atividade bacteriana na decomposição de matéria orgânica ter ocorrido, bem como após terem se desenvolvido também os protozoários que, além de decompositores, consomem bactérias clarificando as águas e permitindo a penetração de luz (CETESB, 2009). O OD é o elemento principal no metabolismo dos microrganismos aeróbios que habitam as águas naturais ou os reatores para tratamento biológico de esgotos (NOGUEIRA *et al.*, 2015). Nas águas naturais, o oxigênio é indispensável também para outros seres vivos, especialmente os peixes, onde a maioria das espécies não resiste a concentrações de oxigênio dissolvido na água inferiores a 4,0 mg/L. É, portanto, um parâmetro de extrema relevância na legislação de classificação das águas naturais, bem como na composição de índices de qualidade de águas (PIVELI, 2010).

3.3 Qualidade da Água e Uso e Ocupação da terra

As alterações que ocorrem na qualidade da água são, em grande parte, fruto de atividades humanas. Diversos estudos demonstram haver fortes relações entre o uso/cobertura do solo e a qualidade das águas (PETERJOHN; Downing 1984; LOWRANCE *et al.* 1985; KEENEY; DELUCA 1993; HALL; SCHREIER 1996, BOLSTAD; SWANK 1997, COOK *et al.*, 1997). Assim, a garantia da qualidade ambiental das bacias hidrográficas depende da adoção de medidas para disciplinar o uso e ocupação da terra (SANTOS, 2004).

O uso inadequado do solo leva a efeitos difusos relacionados ao escoamento de água da chuva sobre o solo exposto. Esse processo resulta na entrada de partículas orgânicas e inorgânicas, levando à degradação da qualidade da água e a desequilíbrios na biota aquática (CARVALHO, 2000). Diversos autores consideram que o padrão atual do uso da terra nas bacias hidrográficas é o principal responsável pela degradação da qualidade das suas águas, principalmente em relação ao aporte de fósforo e nitrogênio (PETERJOHN; CORRELL 1984; LOWRANCE *et al.*, 1985; KEENEY; DELUCA 1993; HALL; SCHREIER 1996; BOLSTAD; SWANK 1997).

Os padrões de uso e ocupação da terra apresentam importante influência sobre a qualidade da água (superficial e subterrânea) e os ecossistemas aquáticos dentro de uma bacia hidrográfica (LEE *et al.*, 2009; TRAN *et al.*, 2010; ROTHWELL *et al.*, 2010; BU *et al.*, 2014, MENEZES *et al.*, 2014; DUPASA *et al.*, 2015; FIA *et al.*, 2015). Inúmeros problemas

relacionados com a qualidade da água são causados pelo uso do solo, como urbanização, atividades industriais e agrícolas (Ngoye; Machiwa, 2004; Kang *et al.*, 2010; Dupasa *et al.*, 2015), além de ocupação indevida do solo, uso indiscriminado da água, desmatamento de matas ciliares, sedimentação, assoreamento, construção de barragens, desvios de cursos d'água, erosão, salinização, contaminação, impermeabilização, compactação e diminuição da matéria orgânica, as quais têm contribuído para o desaparecimento de rios e lagos (ARAÚJO *et al.*, 2009).

Os rios são particularmente vulneráveis às transformações dos ecossistemas, uma vez que integram a paisagem e suas características físico-químicas refletem tanto a configuração geológica que drenam quanto os insumos da bacia circundante (ALLAN, 2004; PICKETT *et al.*, 2011). Logo, a avaliação físico-química das águas pode ser usada para medir os efeitos que as atividades humanas têm sobre o ambiente (LIMBURG; SCHMIDT, 1990; JONES *et al.*, 1999; BIS *et al.*, 2000; RIVAMURRAY *et al.*, 2002; WOODCOCK *et al.*, 2006; ALVES *et al.*, 2013).

Nas áreas rurais, condições inadequadas de uso e ocupação da terra têm acelerado o processo de erosão dos solos e o assoreamento dos cursos d'água, conduzindo ao empobrecimento das pastagens nativas, à redução das reservas de água do solo e a conseqüente progressiva queda da sua produtividade natural (REBOUÇAS *et al.*, 2006). A má gestão do uso do solo, aliada ao crescimento da população e à expansão industrial, observada nas últimas décadas, tem provocado o decréscimo da qualidade da água de rios, lagos e reservatórios (ALLAN, 2004; MENEZES *et al.*, 2014; DUPASA *et al.*, 2015; FIA *et al.*, 2015).

3.4 Sensoriamento Remoto aplicado ao Monitoramento da Qualidade da Água

Uma vez que as alterações nas características das águas superficiais podem estar relacionadas ao uso e à ocupação do solo de uma bacia hidrográfica (Pedroso *et al.*, 1988; Araújo, 2000), a avaliação de seu uso do solo atrelado a técnicas de sensoriamento remoto pode contribuir para uma melhor compreensão dos ecossistemas aquáticos (VASCO *et al.*, 2015). Essas ferramentas facilitam a avaliação espacial e temporal, possibilitando o monitoramento da paisagem de forma ampla e eficiente (RITCHIE *et al.*, 2003)

Por meio do sensoriamento remoto é possível avaliar as respostas decorrentes de perturbações introduzidas pela atividade humana, de modo a prever o impacto dessas ações sobre suas condições de sustentabilidade em médio e longo prazo (NOVO, 2005). Essas técnicas podem ser usadas de modo eficiente para prevenir, constatar e monitorar mudanças ocorridas no sistema aquático (DEKKER *et al.*, 1992; NOVO, 2005).

O sensoriamento remoto pode contribuir para avaliar a relação entre o uso do solo e o assoreamento de corpos d'água, bem como o estudo de avaliação da disponibilidade hídrica (PUFAL, 2001). Para esse mesmo autor, uma das grandes vantagens do sensoriamento remoto é a possibilidade de se obter dados de regiões de difícil acesso ou mesmo de grandes áreas onde não se dispõe de tempo, nem de recursos materiais para coleta de dados *in situ*.

Os sensores remotos variam em relação à resolução espacial, temporal e espectral (NOVO, 2007). De acordo com Cruz (2014), a resolução espacial expressa a menor informação detectada pelo sensor, a espectral expressa a quantidade de bandas e a largura das faixas de sensibilidade de cada banda do sensor. A energia captada pelo satélite pode ser dividida em bandas do visível, infravermelho e dão origem às imagens multiespectrais. Enquanto resolução radiométrica de um sensor descreve sua habilidade de distinguir variações no nível de energia refletida, emitida ou retroespalhada que deixa a superfície do alvo. Esta energia apresenta diferenças de intensidade contínuas, as quais precisam ser detectadas, registradas e reproduzidas pelo sensor. A resolução temporal indica quando a informação será obtida novamente pelo sensor. Essa informação é essencial para o monitoramento de recursos hídricos de uma região, pois indica se o sensor é adequado ou não para a aplicação na qual está sendo utilizada (CRUZ, 2014).

3.4.1 Sensor MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*)

Os constituintes atmosféricos (nuvens, gases e aerossóis) afetam profundamente os oceanos e a superfície terrestre, os quais, por sua vez, acabam por afetar a atmosfera (NASA, 2002). Estas relações de natureza cíclica e, altamente interdependente, devem ser estudadas considerando a Terra como um ecossistema integrado. Assim, a comunidade científica (liderada pela *National Aeronautics and Space Administration* – NASA/EUA) voltou-se para a construção de modelos de dinâmica global da Terra (atmosférica, oceânica e terrestre), tentando com isto, prever, com a devida antecedência, as possíveis alterações nos ecossistemas (LATORRE *et al.*, 2003). Os produtos referentes a Terra permitem um monitoramento de longa duração da superfície, necessários para o entendimento de mudanças globais (JUSTICE *et al.*, 2002a). Desta forma, foram desenvolvidos instrumentos para a coleta de dados, tendo como exemplo, o sensor MODIS devido à sua alta resolução temporal, extensa abrangência e rápida disponibilidade de vários produtos (NASA, 2002).

O sensor MODIS está presente nos satélites (Aqua e Terra), com bandas de resolução espectral e espacial selecionadas, o que lhe atribui uma frequência de aquisição de dados de até

duas vezes por dia, aumentando a probabilidade de obtenção de imagens sem nuvem (NASA, 2002). O satélite Terra foi a primeira plataforma do programa *Earth Observing System* (EOS), lançada em 18 de dezembro de 1999 (RUDORFF *et al.*, 2007). O segundo satélite do EOS é o Aqua, lançado em 4 de maio de 2002 para complementar as observações da plataforma Terra, que têm como objetivo subsidiar a coleta de informações sobre o ciclo da água, inclusive a evaporação dos oceanos, vapor d'água na atmosfera, nuvens, precipitação, umidade da superfície da terra, gelo do mar, gelo na terra e cobertura de neve (NASA, 2002).

De acordo com NASA (2002) o sensor MODIS possui alta sensibilidade radiométrica com 12 bits e 36 bandas espectrais (no intervalo de 0,4 a 14,4 μm). Essas bandas apresentam resoluções espaciais distintas, sendo 29 delas com 1 km; 5 com 500 m e 2 com 250 m. As plataformas nas quais seus sensores se encontram são de órbita quase-polar e sua faixa de imageamento é de 2.330 km. As primeiras 19 bandas são da porção refletida do espectro eletromagnético (405 nm a 2155 nm), onde as bandas 1 a 7 são direcionadas para as aplicações terrestres; as bandas 8 a 16 para as observações oceânicas; e as bandas 17 a 19 para as medições atmosféricas. As bandas 20 a 36, com exceção da banda 26 (1360-1390 nm), cobrem a porção termal do espectro (3660nm a 14385nm) (BARKER *et al.*, 1992). As características do sensor MODIS são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Descrição do sensor MODIS (MOD13Q1).

Resolução	Sensor MODIS
Espacial	250 m
Temporal	16 dias
Radiométrica	12 bits
Espectral	36

Fonte: NASA, 2002.

No sensor MODIS, tem-se os produtos relacionados à vegetação, sendo o MOD13 o de interesse para estudos do NDVI. Os produtos MODIS de índices de vegetação fornecem comparações consistentes de dados temporais e espaciais das condições da vegetação global, para monitorar a atividade fotossintética da vegetação em suporte à detecção de mudança e interpretações biofísicas. Os índices de vegetação do MODIS permitem (LATORRE *et al.*, 2013): gerar índices de vegetação em imageamentos sem nuvens; maximizar a cobertura global e temporal na resolução espacial mais fina possível; padronizar dados de acordo com a posição sol-sensor-alvo; assegurar a qualidade e a consistência dos dados e discriminar, com precisão, variações interanuais na vegetação.

Os dados que descrevem as variações temporais e espaciais da atividade da vegetação são disponibilizados a cada 8, 16 e 30 dias, para que haja um monitoramento preciso da sazonalidade e os produtos são reamostrados para fornecer dados sem nuvens. O MOD 13 possui dois índices de vegetação, o índice da diferença normalizada (NDVI) e o índice de vegetação melhorado (EVI), que são produzidos globalmente, com 1 km e 500 m de resolução, respectivamente, e composições de 16 dias (LATORRE *et al.*, 2013).

Segundo Silva (2018), as séries temporais de imagens de satélite são importantes, permitindo a produção de coleção de dados que ajudam a desenvolver estudos que necessitam de um enfoque temporal, como a avaliação de alterações no uso e ocupação da terra. Dada sua facilidade de acesso, somado às ótimas condições das resoluções espacial e temporal, as imagens do sensor MODIS apresentam diversas aplicações em estudos ambientais (ZHANG *et al.*, 2003; COUTO JÚNIOR *et al.*, 2007; CARVALHO JÚNIOR *et al.*, 2008a; SANTANA *et al.*, 2010; HUANG *et al.*, 2012; CHEN *et al.*, 2013; BORGES *et al.*, 2014).

3.4.2 *Índice de Vegetação*

Os Índices de Vegetação são índices espectrais compostos por duas ou mais bandas, aplicados para aumentar a contribuição da propriedade da vegetação e possibilitar comparações inter-espaciais e temporais confiáveis da atividade fotossintética terrestre (HUETE *et al.*, 2002; JIANG *et al.*, 2008). São algoritmos desenvolvidos para analisar as imagens capturadas por câmeras específicas e disponibilizar diversas análises por meio da coloração indicativa de cada índice, permitindo mensurar o vigor da vegetação, controle de estresse hídrico e, conseqüentemente, o uso e ocupação do solo (BORATTO, 2013).

Inúmeros Índices de Vegetação foram desenvolvidos para diferentes finalidades, como os índices simples: NDVI; os corrigidos pela linha do solo: EVI (*Enhanced Vegetation Index*) e SAVI (*Soil-adjusted Vegetation Index*); e os corrigidos pela atmosfera: GARI (*Green Atmospherically Resistant Vegetation Index*) e ARVI (*Atmosphere Resistant Vegetation Index*).

Dentre os índices de vegetação utilizados para o monitoramento da vegetação destaca-se o *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI). Este reduz algumas fontes externas de ruído como, por exemplo, sombras de nuvens (JUSTICE *et al.*, 1998).

O NDVI apresenta ampla utilização em estudos ambientais (Ponzoni; Shimabukuro, 2010; Ramos *et al.*, 2010), funcionando como um indicativo da cobertura e uso do solo, além de indicar e representar as condições biofísicas de uma bacia hidrográfica. Os trabalhos de Silva (2004), Rosendo e Rosa (2007), Marinho (2011), Melo, Sales e Oliveira (2011), Aquino e

Oliveira (2012), Figueiredo et al. (2013), Barbosa (2014) e Demarchi *et al.* (2011) apresentam exemplos de aplicação desse índice de vegetação com o objetivo em estudos ambientais.

A assinatura temporal dos índices de vegetação apresenta uma forte interferência de ruídos, o que ocasiona variações indesejáveis que prejudicam a análise espectral. Carvalho Júnior *et al.*, (2008a) utilizam o filtro de mediana em séries temporais NDVI do sensor MODIS, explicando que ele atua ao longo do espectro minimizando as variações abruptas. O valor mediano dos dados de *input* é selecionado para substituir o valor do pixel central da imagem do NDVI (Carvalho Júnior *et al.*, 2012) retirando dessa forma os picos mais abruptos que tornam o espectro das imagens irregular e cheio de variações e tornando o espectro mais suave em suas curvas. Tanto nas imagens em si quanto no resultado dos espectros fica visível como o filtro de mediana consegue suavizar e eliminar os ruídos e picos que dificultariam o processo de interpretação das imagens facilitando as próximas etapas do processo de classificação de tais (LOPES, 2013).

A análise da relação entre parâmetros de qualidade da água e o NDVI da bacia, apresenta um grande potencial para ampliação espacial e temporal dos programas de monitoramento existentes em bacias hidrográficas. A associação dos dados de monitoramento às informações remotas da bacia pode contribuir para a gestão dos recursos hídricos, oferecendo dados espaciais multi-temporais complementares às técnicas de coleta de dados de superfície tradicionalmente executadas (ALFÖLDI, 1982; HAN; RUNDQUIST, 1994).

O monitoramento da cobertura da terra pelo sensor MODIS a partir do NDVI, permite a observação e estudo de diferentes estados fenológicos, permitindo acompanhar o desenvolvimento da vegetação em função das condições ambientais e variações de dossel (PONZONI, 2001). O índice NDVI varia de -1 a 1 (ROUSE *et al.* 1973). Dessa maneira, o NDVI de uma área contendo uma vegetação densa típica de florestas temperadas e tropicais tende a ter valores positivos altos, entre 0,5 e 1,0; grama e vegetação esparsa possuem valores positivos mais baixos, aproximadamente entre 0,2 e 0,5; enquanto solos expostos possuem valores ainda mais baixos entre 0,1 e 0,2, podendo alcançar valores negativos dependendo do tipo de solo (DEERING, 1978).

3.4 Bacia do Rio Araçuaí

3.4.1 Aspectos Fisiográficos

A evolução geomorfológica da Serra do Espinhaço é caracterizada por uma sucessão de eventos denudacionais e deposicionais, definida com base nos eventos de aplainamentos regionais, ocorridos durante o Mesozoico e o Terciário e nos eventos quaternários de dissecação

e entulhamento de vales (NEVES *et al.*, 2005). A evolução geomorfológica da serra transcorreu sob condições paleoclimáticas, predominantemente, úmidas e quentes (SAADI, 1995). As fases de aridificação sugeridas por outros autores podem ter sido apagadas pelo intemperismo acentuado dos períodos úmidos. Além disso, as formas de relevo resultantes de sua esculturação pela dissecação fluvial são representadas majoritariamente por cristas, escarpas e vales profundos, adaptados às direções tectônicas estruturais (SAADI, 1995).

Essa evolução foi condicionada pelos fatores estruturais, morfoestruturais, morfotectônicos e paleoclimáticos, as superfícies de aplainamento paleogênicas encontram-se representadas pelos planaltos com alinhamentos de cristas, sinclinais, anticlinais, hog-baks e monadnocks quartzíticos (AUGUSTIN *et al.*, 2011). A Serra do Espinhaço Meridional (SdEM) é geomorfológicamente caracterizada, no estado de Minas Gerais, por um conjunto de terras altas, com forma de bumerangue de direção geral norte-sul e convexidade orientada para oeste (SAADI, 1995).

O clima da bacia do rio Araçuaí é Tropical Continental de Transição, com áreas úmidas nas nascentes e tendência a semiárido na foz. De acordo com classificação de Köppen-Geiger (1948), que leva em conta fatores como relevo, regime de chuvas, temperatura, o tipo de clima da bacia do rio Araçuaí é do tipo Aw, isto é, clima tropical, com inverno seco e verão chuvoso sendo caracterizado com temperaturas médias do mês mais quente superior a 20°C e mínimas de 18°C para o mês mais frio (IGAM, 2010).

Os índices pluviométricos variam, anualmente, de 700 a 1400 mm. O trimestre mais chuvoso é novembro, dezembro e janeiro, nos quais apresentam valores entre 400 e 750 mm, o que representa 49 a 59 % do valor precipitado. Em contrapartida, os três meses mais secos são junho, julho e agosto, com valores entre 8 e 100 mm, concentrando entre 1 e 25% das chuvas (PEREIRA *et al.*, 2000).

O relevo da bacia do rio Araçuaí é caracterizado por três feições geomorfológicas distintas: as serras, ao sul, as chapadas, predominantes na margem esquerda, e as depressões, que aparecem nas cotas de 300 a 600 metros de altitude. A região das serras situa-se no limite sul, onde se ergue a Serra do Espinhaço, nascente dos principais afluentes do rio Araçuaí e um dos mais antigos peneplanos sul-americanos (KING, 1956). No limite sudeste, as serras são bordejadas por planaltos constituídos por granitos e gnaisses das faixas de dobramentos brasileiras, datadas do Arqueano. Nessa faixa localizam-se as nascentes de diversos afluentes do rio Araçuaí em cotas altimétricas entre 600 e 800 m. As chapadas são as formas predominantes do relevo da margem esquerda do rio Araçuaí. As chapadas que constituem a

Formação São Domingos correspondem a peneplanação sul-americana e são cobertas por sedimentos detríticos cenozoicos, apresentam altitudes entre 800 e 1200m, enquanto as depressões constituem-se de rochas metamórficas neo-proterozóicas do Grupo Macaúbas e aparecem com altitudes entre 300 e 800 metros (DINIZ *et al.*, 2001). As depressões são constituídas por rochas metamórficas neoproterozóicas do Grupo Macaúbas, na qual as cotas altimétricas situam-se, em geral, entre 300 e 600 m (DINIZ *et al.*, 2001).

Segundo Diniz *et al.* (2001) em relação aos regimes fluviais, no trecho médio, a presença das chapadas e menores desníveis favorece a formação de aquíferos reguladores que armazenam água durante as chuvas e alimentam as nascentes durante a estação seca. Entretanto, conforme já assinalado, os volumes de chuvas no vale médio são inferiores aos precipitados no trecho alto e baixo da bacia. O rio Araçuaí é um rio perene, embora alguns de seus afluentes sejam intermitentes, havendo rios que já secaram completamente como o de Águas Sujas, no município de Berilo (IGAM, 2010).

A bacia apresenta três tipos principais de vegetação natural: floresta tropical subcaducifólia, representada por matas pluviais no alto curso; floresta tropical caducifólia não espinhosa, representada pelas matas de cipós nas altas vertentes da Serra do Espinhaço ao sul da bacia e a caatinga no baixo e médio curso (PLANVALE, 1997). De acordo com IGAM (2010), a bacia encontra-se relativamente bem preservada com cerca de 69,9% de sua área apresentando cobertura vegetal nativa, marcada por cerrado, campo cerrado, além de florestas decíduais e semidecíduais. Porém as áreas anteriormente ocupadas por vegetação nativa têm sido substituídas por florestas de eucaliptos para a produção de carvão (DINIZ *et al.*, 2001).

Os principais tipos de solos encontrados na bacia são Argissolo Vermelho e o Argissolo Vermelho Amarelo sendo utilizados principalmente para a implantação de pastagens, reflorestamento e cultivo (SILVA, 2002). De acordo com o mapa de solos do Brasil (IBGE-EMBRAPA, 2001), os solos da região são classificados como: Argissolos Vermelho e Vermelho Amarelo; Latossolos Vermelho e Vermelho Amarelo; Cambissolo Háplico e Neossolo Litólico. De acordo com IGAM (2010) os Argissolos ocupam mais da metade do território da bacia do Araçuaí, seguido pelos Latossolos com 40%. Os Neossolos e os Cambissolos ocorrem mais localmente. Os Neossolos também ocorrem localmente em pequenas extensões das porções oeste, sudoeste e leste. De maneira geral, os solos no território da bacia do rio Araçuaí apresentam uma propensão à erosão variando de natural a reduzida (IGAM, 2010). As áreas de propensão à erosão grave ocorrem associadas às bordas das serras

e a solos mais susceptíveis à erosão (Argissolos e Cambissolos) (FERREIRA; LACERDA, 2010).

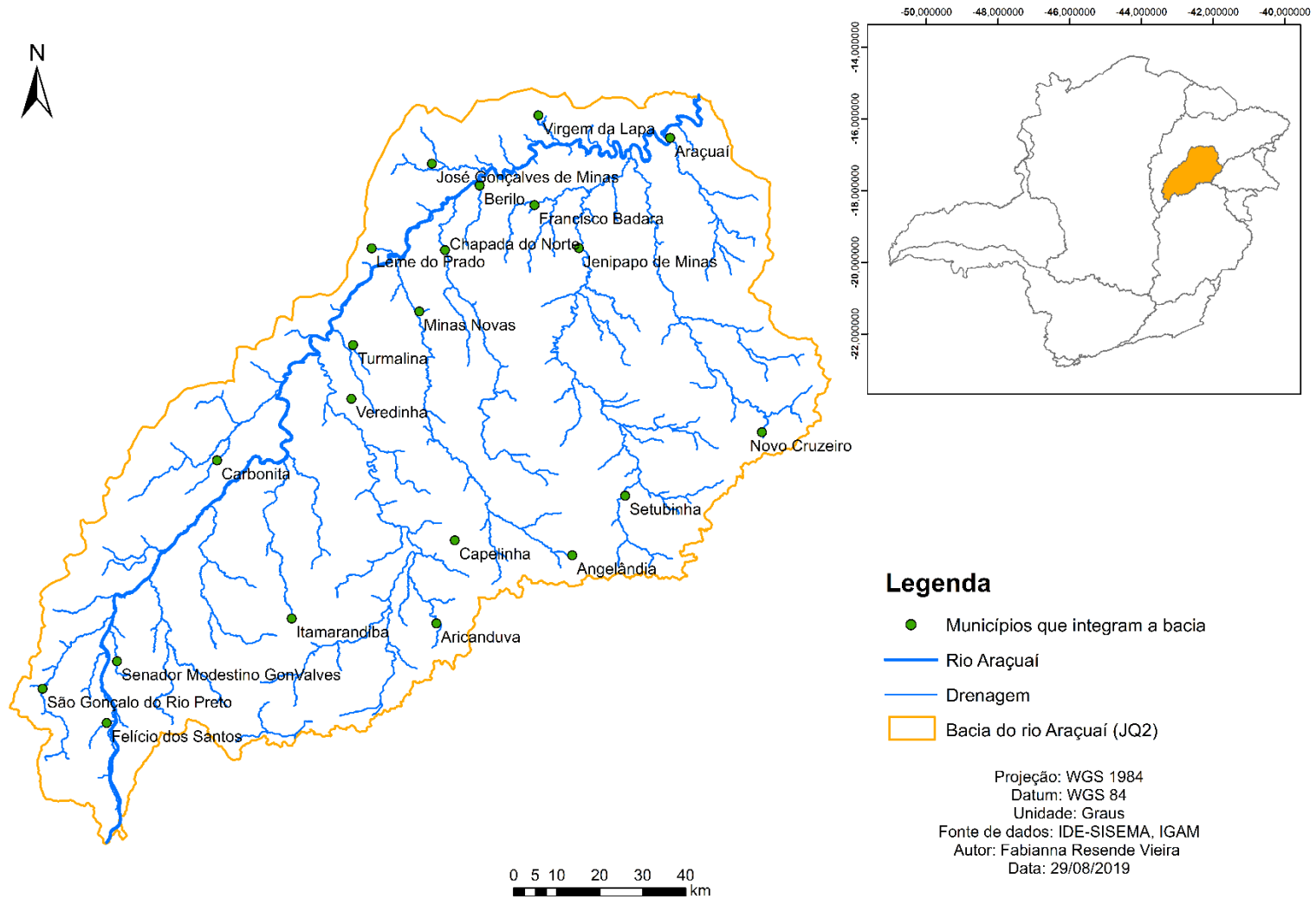
O rio Araçuaí (FIG. 1) é o recurso natural mais importante da região, e, de acordo com EUCLYDES *et al.* (2001) apresenta vazão média de 91,81 m³/s, sendo o afluente do rio Jequitinhonha com maior vazão. Atualmente, os principais usos de água na bacia são o abastecimento humano (urbano e rural) e a irrigação. A mineração e o garimpo, usos não-consuntivos, têm promovido degradação da qualidade da água e mananciais nas regiões, também afetadas pelo problema da falta de esgotamento sanitário na área urbana. A agricultura e pecuária, exploradas em áreas ribeirinhas, principalmente para subsistência e com baixo nível tecnológico, também promoveram a degradação e assoreamento ao longo dos anos (EUCLYDES *et al.*, 2001).

3.4.2 Uso e Ocupação da terra na Bacia

Na bacia do rio Araçuaí o solo é ocupado de diferentes formas: vegetação natural, agricultura (sendo a agricultura familiar a mais abrangente, não havendo grandes propriedades ou projetos agrícolas de grandes extensões), a pecuária (incluindo aí a criação de galináceos, bodes, cabras, bovinos e equinos), a silvicultura (exploração do eucalipto e pinus para carvão e celulose) e a mineração (IGAM, 2004).

A maior parte das lavouras é ocupada por culturas temporárias, sendo eles o milho, o feijão, cana-de-açúcar e arroz, sendo que, entre as culturas de ciclo permanente destaca-se o café (GONÇALVES, 1997). De acordo com IGAM (2004), a pecuária é feita de forma rudimentar, com o gado solto nos chapadões, atualmente ocupados por extensos campos de eucalipto. Os pastos estão mais concentrados na região entre Senador Modestino Gonçalves e Carbonita, e entre Capelinha e Minas Novas. O plantio de eucalipto e pinus vêm a ser a terceira atividade em termos de ocupação espacial. Os eucaliptais ocupam vastas áreas de relevos tabulares, com terras aptas à implantação desses maciços florestais. O plantio se iniciou na década de 70, que contaram com subsídios públicos para incentivar a produção de carvão vegetal e atender as diversas siderúrgicas mineiras. Além disso, região da bacia do rio Araçuaí teve grande importância histórica nos tempos idos do garimpo de ouro e diamantes (IGAM, 2004).

Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do rio Araçuaí



3.5 Contexto Geológico da Bacia

A distribuição espacial das unidades que serão mencionadas pode ser observada no mapa geológico da bacia do rio Araçuaí (FIG. 2), sendo ainda, plotados os principais núcleos urbanos da bacia, que serão utilizados como pontos de referência.

A bacia do rio Araçuaí localiza-se na borda do Cráton do São Francisco (CSF) na interface com a Província Costeira (ALMEIDA, 2017). De acordo com Uhlein (1991), o CSF é coberto, em sua maior parte, por metassedimentos de idade Paleo a Neoproterozoica, além de sedimentos cenozoicos (FIG. 2). As rochas de idade Proterozoica encontram-se dobradas, estruturas definidas durante a Orogênese Brasileira (Neoproterozoico) (DINIZ *et al.*, 2001).

Rochas Arqueanas (>2,5 Ga) concentram-se, principalmente, em duas regiões distintas da bacia (KUCHENBECKER, 2018). Ao sul das cidades de Capelinha e Itamarandiba afloram rochas pertencentes ao Complexo Guanhães, constituído por gnaisses e migmatitos TTG (NOCE *et al.*, 2007; SILVA *et al.*, 2007). Sobre o Complexo Guanhães têm-se a Formação Serra Negra composta por quartzito, biotita-gnaisse e raras intercalações calciossilicáticas, anfíbolito e formação ferrífera (BAARS *et al.*, 1996). A Formação Serra Negra, ainda, ocorre sustentando serras escarpadas em uma faixa que vai desde a região de Felício dos Santos até a área a sul de Capelinha (KUCHENBECKER, 2018).

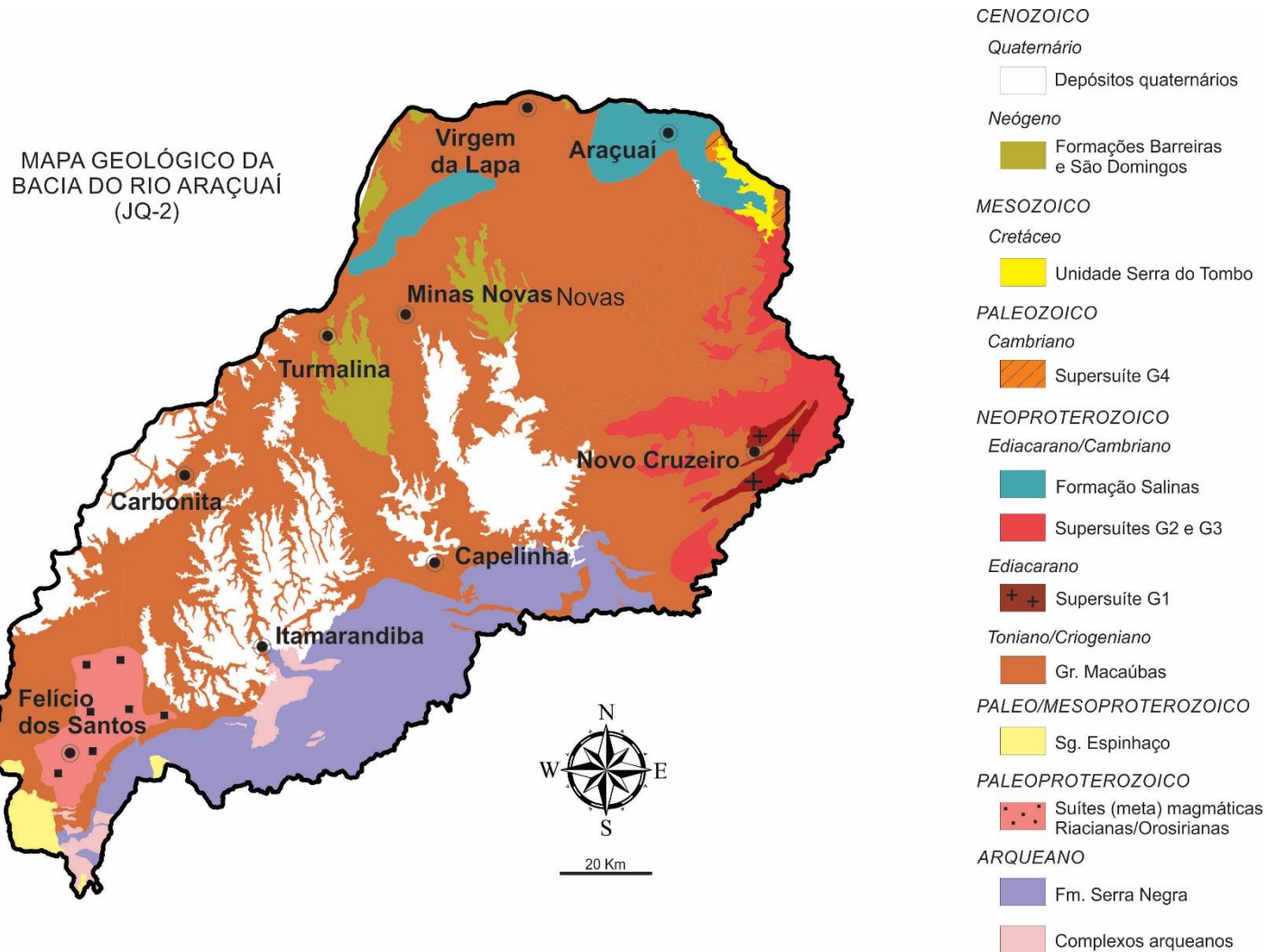
O Supergrupo Espinhaço (Paleo/Mesoproterozoico) ocorre na porção sul da bacia (FIG. 2), próximo à região de Diamantina (Serra do Espinhaço Meridional). Scholl e Fogaça (1979) descrevem o Supergrupo Espinhaço como composto principalmente por quartzito, metarenito, metaconglomerado e filito.

Por sua vez, rochas do Neoproterozoico ocupam grande parte da bacia e são representadas, principalmente, pelo Grupo Macaúbas (FIG. 2), aflorante nos vales e depressões do rio Araçuaí e seus principais afluentes. Segundo Pedrosa Soares (1996) esse Grupo é constituído, da base ao topo, pelas Formações Salinas, Chapada de Acauã e Nova Aurora (PEDROSA SOARES, 1996). Na área, a Formação Salinas é composta por metagrauvaca, metapelito e metaconglomerado, depositados em ambientes turbidíticos (Santos *et al.*, 2009), ocorrendo nos arredores de Salinas e Araçuaí e a norte de Minas Novas (KUCHENBECKER, 2018). Também de idade Neoproterozoica, as supersuítes G1, G2 e G3, ocorrem na porção leste da bacia (FIG. 2) e são representadas por batólitos e stocks de composição tonalítica a granodiorítica, granitos peraluminosos e leucogranitos (PEDROSA-SOARES *et al.*, 2011b), respectivamente.

Rochas graníticas e pegmatíticas são representadas pela Supersuíte G4 (Paleozoico, período Cambriano), na porção nordeste da bacia (FIG. 2), enquanto rochas do Mesozoico ocorrem na mesma região e são representadas pela Unidade Serra do Tombo, a qual é constituída por rochas de natureza vulcanoclástica na chapada da Serra do Tombo, a sul de Araçuaí, e em chapadas menores a norte, nas proximidades de Itinga e Itaobim (PAES *et al.*, 2008; HEINECK *et al.*, 2008).

Na porção oeste/noroeste da bacia (FIG. 2) nos arredores de Minas Novas, Virgem da Lapa, Araçuaí e Turmalina, algumas chapadas são sustentadas por depósitos sedimentares estratificados, semi-consolidados, de idade Cenozoica, agrupados na Formação São Domingos (KUCHENBECKER, 2018). A unidade é composta por arenito, argilito e conglomerado fluvio-lacustre (SAADI e PEDROSA-SOARES, 1990). Apesar dos poucos trabalhos desenvolvidos nessa unidade, uma correlação entre a Formação São Domingos e a Formação Barreiras é assumida por alguns autores (*e.g.* ARAÚJO *et al.*, 1980). Por fim, coberturas sedimentares (Quaternário), de origem aluvial, coluvial e/ou eluvial, ocorrem por toda a área da bacia (KUCHENBECKER, 2018).

Figura 2. Mapa geológico esquemático da bacia do rio Araçuaí



Fonte: KUCHENBECKER, 2018

3.6 Rede de Drenagem

O comportamento da rede de drenagem na bacia do rio Araçuaí, seus padrões e anomalias revelam claramente as condicionantes litológicas ou tectônicas da região (FERREIRA, 2007). Com uma densa rede de drenagem com padrões ditados pelo padrão estrutural regional, facilita o escoamento superficial, em detrimento da infiltração (DE OLIVEIRA *et al.*, 2000). No Alto Jequitinhonha ocorrem duas situações distintas: na porção quartzítica da Serra do Espinhaço, os interflúvios são representados por linhas de cumeadas e cristas simétricas e assimétricas com vales escarpados, normalmente adaptados a falhas. Ao sair desta porção para adentrar a região das chapadas, encontra-se um modelado caracterizado por uma maior homogeneidade de feições, representadas pelas superfícies tabulares e pelos vales profundos (grotas) limitados pelos rebordos escarpados das chapadas. Em toda a região, a estrutura geológica exerce grande controle sobre o curso da drenagem. No entanto, a elevada densidade da drenagem acaba imprimindo um padrão próximo do dendrítico nas áreas com substratos litológicos mais isotrópicos, como xistos em estrutura sub-horizontal e granitóides do Alto Jequitinhonha (FERREIRA, 2007).

Morfologicamente, as rochas do embasamento se caracterizam por relevos ondulados e fortemente acidentados, formadores de um sistema de drenagem dendrítico, que passa a dendrítico retangular quando recebe influência do arcabouço estrutural (FERREIRA, 2007). Nessas áreas, a permeabilidade primária é muito baixa, portanto, predominando os aquíferos em meio fraturado. A recarga se dá através do sistema de fraturas, que também controlam a drenagem superficial (IGAM, 2010). O rio Araçuaí, livre da resistência oposta pelos quartzitos do Supergrupo Espinhaço, possui um perfil mais homogêneo, apesar de sempre mais declivoso. Além disso, seu baixo curso aprofunda-se mais rapidamente que o do rio Jequitinhonha, dreno hierarquicamente superior (SAADI, 1995).

O rio Araçuaí, inteiramente perene, dispõe-se paralelamente ao curso do rio Jequitinhonha, desaguardo próximo à cidade de Araçuaí. Suas águas geralmente claras contrastam com as águas barrentas do Jequitinhonha. Dentre os principais formadores do Araçuaí pela margem direita estão os rios Itacambira, Grande Itanguá, São João, Fanado, Capivari, Gravatá e Setúbal, e os ribeirões Santo Antônio, São Lourenço e Calhauzinho; este último destaca-se por apresentar alto grau de poluição, oriunda dos curtumes artesanais situados em suas margens e de um laticínio localizado em Araçuaí, que lança dejetos no leito do rio. Os principais tributários da margem esquerda são os ribeirões Soledade, do Atlas e dos Afonsos, o

córrego Água Limpa e o rio Preto. Todos os afluentes do Araçuaí têm pequena extensão, mas densidade média (GONÇALVES, 1997).

3.7 Qualidade da Água

No estado de Minas Gerais, o Conselho de Política Ambiental (COPAM) e o Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH-MG) estabeleceram a Deliberação Normativa Conjunta n. 01 de 05 de maio de 2008, que traz a classificação para o enquadramento dos corpos d'água e o padrão para lançamento de efluentes (COPAM/CERH-MG, 2008). O enquadramento funciona como forma de assegurar a qualidade das águas superficiais e subterrâneas e de diminuir os custos de poluição por meio de medidas preventivas (IGAM, 2014). Ainda de acordo com esse órgão, os rios onde se encontram as estações fluviométricas de qualidade da água selecionadas para esse estudo enquadram-se na classificação de águas classe 2.

O Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) é responsável pelo monitoramento da qualidade das águas superficiais e subterrâneas do estado de Minas Gerais. Em execução desde 1997, o programa disponibiliza uma série histórica de dados da qualidade das águas no Estado e gera informações indispensáveis ao gerenciamento correto dos recursos hídricos (IGAM, 2018). Esse monitoramento inclui parâmetros como sólidos dissolvidos, suspensos e totais, cor, turbidez, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrogênio total, fósforo total, condutividade elétrica, *Escherichia Coli* e pH.

Diversos parâmetros de qualidade da água da bacia do Jequitinhonha vêm sendo monitorados, desde 1997, de modo a se avaliar sua qualidade e o grau de contaminação (IGAM, 2004). Esses estudos demonstram que a bacia do Rio Jequitinhonha apresenta de um modo geral, boa qualidade de suas águas em relação aos poluentes orgânicos, fecais, nutrientes e sólidos (IGAM, 2018). Essa condição é confirmada pela predominância do IQA Médio ou Bom ao longo dos anos. Além disso, a bacia vem apresentando um percentual elevado de estações com tendência de elevação do IQA (melhoria da qualidade da água) (52%) (IGAM, 2018).

As principais fontes de poluição dos recursos hídricos da região da bacia do Araçuaí, além dos esgotos domésticos, estão relacionadas às atividades de agricultura e pastagem que geram processos erosivos, assoreamento dos rios e carreamento de agrotóxicos e fertilizantes, alterando assim a qualidade da água dos mananciais. Um fator preocupante é o desenvolvimento de atividades de extrativismo mineral, que contribuem para o acréscimo de processos de assoreamento e a contaminação decorrente do uso indiscriminado de mercúrio nas lavras garimpeiras de ouro (ANA, 2006). Garimpos de ouro, diamante, pedras preciosas e metais

ferrosos espalhados por toda a bacia do Jequitinhonha têm alterado a qualidade das águas da região, principalmente os parâmetros de turbidez e sólidos dissolvidos (IGAM, 2004). Muitas vezes na bacia do Jequitinhonha são utilizadas dragas que ampliam consideravelmente a turbidez e a quantidade de sólidos em suspensão. Assim, no geral, considera-se que os rios da bacia do Araçuaí apresentam bons níveis de qualidade de água e razoável potencial de autodepuração (IGAM, 2010).

Apesar da qualidade de suas águas ainda serem consideradas satisfatórias, recentemente (2019), o IGAM declarou situação crítica de escassez hídrica superficial nas porções hidrográficas localizadas a montante da estação de monitoramento JE015, no rio Araçuaí e sua bacia de contribuição, na região do vale do Jequitinhonha. A escassez hídrica pode vir a comprometer a situação da qualidade das águas por aumento na concentração de poluentes (IGAM, 2019).

4 MÉTODOS

4.1 Caracterização da Área de Estudo

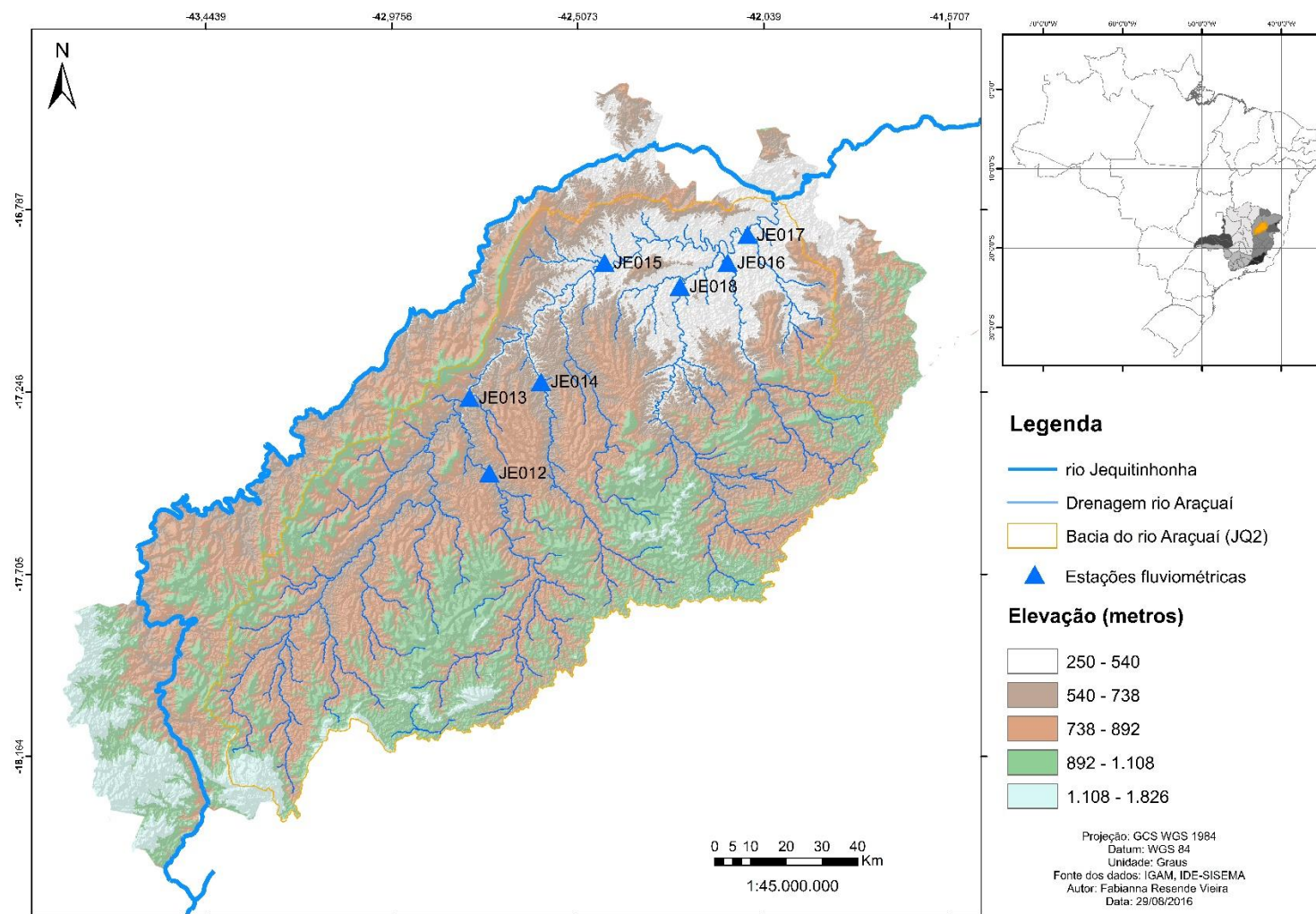
A bacia do rio Araçuaí situa-se entre os paralelos 16°40' S e 18°20' S e meridianos 41°50' W e 43°25' W, na região fisiográfica do Alto Jequitinhonha (FIG. 3). Com aproximadamente 16.294 Km² de área, essa bacia representa 24,78% do total da bacia do rio Jequitinhonha em território mineiro e 2,78% da área total do Estado de Minas Gerais.

O rio Araçuaí, que percorre o território mineiro numa extensão de aproximadamente 318 km, no sentido nordeste seguindo as linhas das serras e chapadas, nasce no município de Rio Vermelho e desemboca na margem direita do rio Jequitinhonha. As cabeceiras do Rio Araçuaí situam-se no município de Felício dos Santos e as de seus principais afluentes na região mais alta de seu curso, o Córrego Cachoeira dos Borges e o Rio Preto, situam-se, respectivamente, nos municípios de Felício dos Santos e São Gonçalo do Rio Preto, ambas em turfeiras (BISPO, 2013). A bacia encontra-se inserida na Circunscrição Hidrográfica (CH) JQ2 (CERH-MG/2002).

Abrangendo um total de 21 sedes municipais e apresentando uma área de drenagem de 16.273 km², a bacia possui uma população estimada de 290.325 habitantes, incluindo a população urbana e rural (IGAM, 2019). A ocupação econômica é marcada pela presença de atividades ligadas à mineração, pecuária extensiva e agricultura familiar, silvicultura, cafeicultura, turismo, artesanato e agroindústria (FERREIRA, 2007).

O uso e ocupação da terra, o desmatamento da vegetação natural associado com a susceptibilidade apresentada em diversas áreas a processos erosivos, têm gerado o assoreamento dos rios e carreamento de produtos agroquímicos aos corpos hídricos da bacia (FERREIRA, 2007).

Figura 3. Elevação da bacia do rio Araçuaí e localização das estações fluviométricas



Fonte: PRÓPRIO AUTOR A PARTIR DE DADOS DO IDE-SISEMA, IGAM

4.2 Delimitação da área de influência dos pontos de monitoramento

Para a delimitação da área de influência de cada ponto de amostragem, foram utilizadas imagens de dados de altimetria, da missão SRTM (*Missão de Topografia por Radar*) (Rabus *et al.*, 2003), com resolução espacial de 30 metros, da região da bacia do Araçuaí. Para cada estação de monitoramento foram calculadas suas áreas de influência e áreas incrementais (Figura 4), sendo a área de influência a sub-bacia correspondente à estação de monitoramento e a área incremental a área relativa ao ponto extra que inclui a sub-bacia que está associada ao ponto de monitoramento anterior.

4.3 Índice de Vegetação (NDVI) na bacia do rio Araçuaí

A série histórica quinzenal do NDVI da bacia do Araçuaí foi gerada para o período entre 2000 a 2018, totalizando um espaço amostral de 18 anos, na plataforma Google Earth Engine, a partir de dados do sensor MODIS, satélite Terra (MODIS/006/MOD13Q1), sendo 250 m e 16 dias as resoluções espacial e temporal, respectivamente do sensor. As séries históricas foram geradas para cada estação de monitoramento (área incremental) e também para as bacias completas, denominadas de “JE0XX_comp”. O NDVI incremental também foi calculado, tratando-se do NDVI correspondente à cada área incremental gerada por estação de monitoramento.

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) é uma aplicação dos processos de realce por operação entre as bandas de sensores de satélites de modo a ressaltar a avaliação do comportamento da cobertura vegetal. É utilizado para melhor visualizar os alvos no que diz respeito à variação da vegetação, sendo constituído pela razão entre as medidas espectrais (ρ - reflectância) das bandas de alta correlação entre si (Freire; Pacheco, 2005), e definido pela seguinte fórmula:

$$NDVI = (\rho_{IVP} - \rho_V) / (\rho_{IVP} + \rho_V) \quad (1)$$

Sendo:

IVP= Infravermelho próximo (800-1100 nm)

V= vermelho (600-700 nm)

Os mapas de NDVI permitiram estabelecer um critério para classificar o tipo de cobertura da região estudada (GUILHERME *et al.*, 2016). Dessa maneira, a divisão do uso e ocupação ocorreu inicialmente entre áreas vegetadas e não vegetadas (construções, edificações e solo exposto) e, também, áreas contendo gramíneas e vegetação esparsa, de acordo com as características da imagem.

A correção de ruídos foi feita pelo filtro da mediana, no período de 2000 a 2018, buscando-se eliminar e suavizar os picos que dificultam o processo de interpretação das imagens.

O teste de Kruskal-Wallis foi aplicado para avaliar a diferença entre as medianas do NDVI nas áreas de influência e incremental das estações de monitoramento, buscando-se obter uma análise preliminar do emprego desse índice para uma correlação direta com tais estações presentes no rio Araçuaí.

4.4 Qualidade da água da bacia do rio Araçuaí

Os dados de qualidade da água foram obtidos no Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), considerando períodos variando de 1998 a 2018 das sete estações de monitoramento da bacia do rio Araçuaí (Tabela 2).

Tabela 2. Estações de monitoramento de água incluindo o curso d'água, localização, altimetria e o período considerado para análise

Estações	Curso d'água	Municípios (MG)	Altitude (m)	Período considerado
JE012	Rio Itamarandiba	Veredinha	492,0	2010 - 2018
JE013	Rio Araçuaí	Turmalina	500,0	2000 - 2015
JE014	Rio Fanado	Minas Novas	495,3	2010 - 2018
JE015	Rio Araçuaí	Berilo	400,0	2000 - 2015
JE016	Rio Gravatá	Araçuaí	358,0	2010 - 2018
JE017	Rio Araçuaí	Araçuaí	300,0	2000 - 2015
JE018	Rio Setubal	Araçuaí/ Francisco Badaró	332,0	2010 - 2018

Fonte: IGAM, 2018.

Foram selecionados os parâmetros: pH, turbidez, cor, fósforo total, condutividade elétrica, *Escherichia Coli*, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrogênio total, sólidos totais, dissolvidos e em suspensão, considerando serem as séries mais completas de dados dentre os parâmetros disponíveis.

Para a obtenção do parâmetro *Escherichia Coli* (*E. Coli*) foram utilizados dados de Coliformes Termotolerantes (CT), no período de 1997 a 2011, sendo utilizada a metodologia CETESB (2008) para conversão em *E. Coli*, a qual considera que aproximadamente 60% dos

valores de CT correspondem a *E. Coli*. A partir de 2012 foram utilizados dados de *E. Coli*, disponibilizados no banco de dados.

As amostragens e análises das águas superficiais foram obtidas trimestralmente, considerando as estações do ano, com um total anual de 4 campanhas de amostragem por estação (IGAM 2018). As metodologias adotadas e os limites legais de cada parâmetro são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Parâmetros de qualidade da água, unidades de medida, limites de detecção e metodologias de acordo com IGAM (2018)

Parâmetros de Qualidade da Água	Limite mínimo de detecção do método ¹	Unidade	Limites legais ²	Metodologia ¹
pH	-	-	6 a 9	SM 4500 H+ B
Fósforo Total	0,01	mg/L P	0,1	APHA 4500 -P C
<i>Escherichia Coli</i>	2	NMP/100mL	1000 ⁴	9223 B e CETESB (2008)
Nitrogênio Orgânico	0,1	mg/L N	-	APHA 4500 - Norg B e ABNT NBR 10560/1988
Nitrogênio Amoniacal Total	0,1	mg/L N	2	ABNT NBR 10560/1988
Nitrato	0,02	mg/L N	10	SM 4500-NO3- E
Nitrogênio Total	0,1	mg/L N	-	ABNT NBR 10560/1988
Cor	5	UPt	75	APHA 2120 B
Sólidos Dissolvidos	2	mg/L	500	ABNT NBR 10664/1989
Sólidos em Suspensão	1	mg/L	100	ABNT NBR 10664/1989
Sólidos Totais	2	mg/L	-	ABNT NBR 10664/1989
Condutividade Elétrica	-	µS/cm	100 ³	APHA 2510 B

Turbidez	0,5	NTU	100	APHA 2130 B
Demanda Química de Oxigênio	5	mg/L	-	ABNT NBR 10357/1988
Oxigênio Dissolvido	0,5	mg/L	5	ABNT NBR 10559/1988

¹IGAM (2004)

²CONAMA (2005)

³CETESB (2009)

⁴COPAM (2008)

O percentual de violação dos limites legais de cada parâmetro foi calculado em função dos limites definidos na resolução CONAMA 357/2005 (CONAMA, 2005). Os parâmetros de qualidade da água selecionados incluíram: fósforo, nitrato, nitrogênio amoniacal, cor, SDT, SST, turbidez e *E. Coli*. Para fins de representação e comparação das distribuições da violação entre os parâmetros, foi efetuada a padronização em função dos seus respectivos limites legais. Para o oxigênio dissolvido, além da padronização, foi efetuada a “inversão” dos teores, a partir da subtração de cada teor amostrado pelo valor máximo mensurado ao longo da série histórica.

Os dados das estações JE013, JE015 e JE017 foram considerados a partir de 1998, enquanto as coletas nas estações JE012, JE014, JE016 e JE018 tiveram início em 2009. De 1998 a 2008 foram efetuadas coletas trimestrais, de todos os parâmetros de qualidade, com exceção do nitrogênio orgânico e sólidos dissolvidos totais, que apresentaram coletas semestrais. No ano de 2009 as estações JE013, JE015 e JE017 apresentaram coletas trimestrais de todos os parâmetros de qualidade, exceto para o nitrogênio orgânico, com valor semestral; enquanto JE012, JE014, JE016 e JE018 apresentaram coletas semestrais, com uma única coleta de nitrogênio orgânico. De 2010 a 2016 foram realizadas coletas trimestrais para todos os parâmetros, em todas as estações com exceção do nitrogênio orgânico e sólidos dissolvidos totais que apresentaram coleta semestral. No ano de 2017 as estações JE013, JE015 e JE017, apresentaram somente uma coleta, enquanto JE012, JE014, JE016 e JE018 apresentaram três coletas. No ano de 2018 foram verificadas coletas trimestrais de todos os parâmetros de qualidade em todas as estações fluviométricas da área de estudo.

4.3.1 Relação Nt/Pt

O nitrogênio total foi calculado por meio da soma dos dados de nitrato, nitrito, nitrogênio orgânico e nitrogênio amoniacal total. Os dados de fósforo total foram aqueles disponibilizados pelo IGAM (2018). A relação do nitrogênio total (Nt) com o fósforo total (Pt) (N:P) foi gerada por fração molar e por massa, considerado a proporção de Redfield (Redfield,

1934). A fração molar corresponde à relação N:P de 16:1, enquanto a razão de massa corresponde à relação N:P de 7,2:1. A razão N:P foi obtida pelo seguinte cálculo:

$$\frac{N_{total}}{P_{total}} \times \frac{31}{14} \quad (2)$$

sendo 31 a massa molar do fósforo e 14 a do nitrogênio, conforme Manning *et al.*, (2020).

4.4 Análise dos dados

4.4.1 Análise espacial

A comparação entre as medianas dos parâmetros de qualidade e do NDVI das estações de monitoramento, no período de 1998 a 2018, foi feita pelo teste de Kruskal-Wallis (KW). O teste de KW é um teste não paramétrico utilizado na comparação de três ou mais amostras independentes, indicando se apresentam a mesma distribuição estatísticas (hipótese nula) ou pelo menos uma delas apresenta distribuição distinta das demais (hipótese alternativa). Sua aplicação utiliza os valores numéricos transformados em postos e agrupados num só conjunto de dados. A estatística desse teste é representada pela fórmula (HOLLANDER *et al.* 1973):

$$K = \frac{12}{N(N+1)} \sum_{j=1}^k n_j \left[\bar{R}_j - \frac{N+1}{2} \right]^2 \quad (3)$$

Sendo N um conjunto de “n” valores, que indica sua posição no conjunto ordenado e \bar{R}_j a média dos pontos de cada grupo.

Nos casos em que o teste de Kruskal-Wallis demonstrou haver diferença significativa entre pelo menos uma distribuição estatística das estações de monitoramento o teste *Dunn* foi aplicado para a comparação entre os pares de estações, adotando um nível de significância de 5% (SIEGEL *et al.*, 1988).

4.4.2 Sazonalidade

A análise dos dados de monitoramento pode indicar diferenças importantes entre épocas/estações do ano, evidenciando padrões de variação sazonal, que podem exercer influência direta e indireta sobre diversos parâmetros. A sazonalidade dos parâmetros de qualidade de água e do NDVI na bacia do rio Araçuaí foi avaliada pelo Teste U de Mann-Whitney (Mann e Whitney, 1947), considerando as estações seca (de abril a setembro) e chuvosa (de outubro a março), entre 1998 e 2018.

$$U_1 = n_1 n_2 + \frac{n_1 (n_1 + 1)}{2} - R_1$$

$$U_2 = n_1 n_2 + \frac{n_2 (n_2 + 1)}{2} - R_2 = n_1 n_2 - U_1 \quad (4)$$

Sendo: U_1 e U_2 = Estatística U; n_1 e n_2 = número de dados em cada amostra; R_1 e R_2 = soma dos ranques de cada amostra.

O teste foi desenvolvido primeiramente por Wilcoxon (1945), para comparar tendências centrais de duas amostras independentes de tamanhos iguais. Generalizado para amostras de tamanhos diferentes por Mann e Whitney (1947). É utilizado para testar se duas amostras independentes foram retiradas de populações com distribuições iguais, sendo uma alternativa não paramétrica para o teste “t” para amostras independentes quando a amostra for pequena e/ou as pressuposições, estiverem seriamente comprometidas. Para a avaliação dos resultados foi adotado o nível de significância de 5%.

4.4.3 Tendências Temporais

Uma série temporal pode ser definida como um conjunto de informações arranjadas em ordem cronológica (HIPEL; MCLEOD, 1994). Assim, pode-se concluir que a ordem de ocorrência das observações é crucial para a análise de séries temporais. Baseado nessa premissa, diversas técnicas e métodos de análise de séries temporais foram desenvolvidas e aplicadas (HIPEL; MCLEOD, 1994; HELSEL; HITCH, 2002; BERTHOUEX; BROWN, 2002).

As tendências temporais dos parâmetros de qualidade e do NDVI na bacia foram avaliadas pelo Teste de Mann-Kendall (MK) e o Sazonal Mann-Kendall foi utilizado, quando necessário (MANN, 1945; KENDALL, 1975). É um teste não-paramétrico utilizado para avaliar tendências em séries temporais de dados ambientais (YUE *et al.*, 2002). A linha de tendência é elaborada pelo próprio R, por meio da função *Lowess*. Essa função é conhecida como regressão polinomial localmente ponderada (CLEVELAND; SUSAN J. DEVLIN, 1988). Em cada ponto no intervalo do conjunto de dados um baixo grau polinomial é ajustado a um subconjunto dos dados, com variável explicativa valores próximos ao ponto cujo resposta está sendo estimado. O polinômio é ajustado usando mínimos quadrados ponderados, dando mais peso aos pontos próximos ao ponto cuja resposta está sendo estimada e menos peso aos pontos mais distantes. O valor da função de regressão para o ponto é então obtido avaliando o polinômio local usando os valores da variável explicativa para aquele ponto de dados (R Core Team, 2019).

O teste MK verifica a existência de uma tendência positiva ou negativa para um determinado nível de confiança (LONGOBARDI; VILLANI, 2009). A estatística do teste é representada pela fórmula (SILVA *et al.*, 2010):

$$S = \sum_{i=2}^n \sum_{j=1}^{i-1} \text{sign}(x_i - x_j) \quad (5)$$

Onde: x_j são os dados estimados da sequência de valores, n e o comprimento da série temporal e o sinal $(x_i - x_j)$ é igual a -1 para $(x_i - x_j) < 0$, 0 para $(x_i - x_j) = 0$, e 1 para $(x_i - x_j) > 0$.

O teste MK é considerado o mais adequado para detecção de tendências de séries temporais hidrológicas (HAMED, 2008), permitindo avaliar a existência de uma tendência positiva ou negativa para um determinado nível de confiança (LONGOBARDI; VILLANI, 2009). Para a avaliação dos resultados foi adotado o nível de significância de 5%. Valores negativos do coeficiente (*tau*) indicam tendência de redução ao longo do período avaliado, enquanto que valores positivos indicam tendência de aumento. Quanto mais próximo de +1, para tendências positivas ou de -1, para tendências negativas, mais forte é a tendência detectada.

4.4.4 Interrelação entre os parâmetros

O coeficiente de correlação de Spearman pode ser usado como uma ferramenta estatística para detectar tendências monotônicas de concentrações químicas com o tempo ou espaço, podendo ser útil para determinar se as concentrações estão aumentando ou diminuindo ao longo do tempo (NAGUETTINI & PINTO, 2007; TRINDADE, 2013). Por ser uma técnica que opera com o ranqueamento dos dados, é relativamente insensível aos *outliers* e não requer que os dados tenham sido coletados em intervalos regulares. Pode ser usado com amostras pequenas (EPA, 2006; GAUTHIER, 2001), sendo uma ferramenta exploratória (GAUTHIER, 2001).

O teste de correlação de *Spearman*, ao nível de significância de 5%, foi aplicado nos parâmetros de qualidade da água. Correlações com valor p menores que 0,05 (nível de significância de 5%) foram consideradas significativas. Segundo Akoglu (2018), não há um consenso sobre a faixa de valores para definir a intensidade da correlação, uma vez que ela varia em função do fenômeno analisado. A magnitude dos coeficientes de correlação de *Spearman* (ρ) foi avaliada conforme a metodologia de Callegari Jacques (2003): Correlação fraca ($\rho \leq 0,3$); Correlação moderada ($0,3 \leq \rho < 0,6$); Correlação forte ($0,6 \leq \rho < 0,9$); Correlação muito forte ($\rho \geq 0,9$).

4.4.5 Relação do NDVI com os dados de qualidade da água da bacia

O NDVI mediano da área de influência de cada ponto de monitoramento foi calculado por trimestre, considerando as estações do ano, seca (abril, maio, junho, julho, agosto e setembro) e chuvosa (outubro, novembro, dezembro, janeiro, fevereiro e março), a partir da mediana das séries quinzenais de 2000 a 2018.

Esses dados foram correlacionados com a série histórica dos parâmetros de qualidade da água, de modo a se avaliar a relação entre os parâmetros de qualidade da água e o NDVI nos sete trechos monitorados na bacia.

Essa relação será avaliada por meio de modelos de regressão simples ou multivariada (múltipla), sendo testados os diversos parâmetros de qualidade, como variáveis dependentes e o NDVI, como única ou uma das variáveis independentes, de modo a se verificar o potencial de previsão da qualidade da água pelo NDVI.

4.4.5.1 Modelos de regressão múltipla

Em linhas gerais, os métodos de estatística multivariada são utilizados com o propósito de simplificar ou facilitar a interpretação do fenômeno em estudo por meio da construção de índices ou variáveis alternativas que sintetizem a informação original dos dados; construir grupos de elementos amostrais que apresentem similaridade entre si, possibilitando a segmentação do conjunto de dados original; investigar as relações de dependência entre as variáveis respostas associadas ao fenômeno e outros fatores (variáveis explicativas), muitas vezes, com objetivos de predição; e, comparar populações ou validar suposições de testes de hipóteses (MINGOTI, 2005).

Assim, modelos de regressão múltipla foram testados a fim de se avaliar a variação de cada parâmetro de qualidade da água em relação aos demais e ao NDVI, nos termos da fórmula:

$$P = b_0 + c_1X_1 + c_2X_2 + c_3X_3 + \dots + c_nX_n \quad (6)$$

Onde, X_i representam as variáveis independentes, nesse caso os parâmetros de qualidade de água e de NDVI monitorados e c_i são os coeficientes parciais da regressão, determinados pela técnica multivariada.

As variáveis foram transformadas em escala logarítmica buscando a redução de influência de dados pelo pico da distribuição, *outliers*, entre outros. Vale ressaltar que a normalidade dos parâmetros foi testada e pode ser consultada no Apêndice A. Para a *E.Coli*, antes da transformação em escala logarítmica, os valores da série de dados foram somados a

uma constante de valor baixo (número um), de modo que a série não apresentasse valores iguais a zero.

Além disso, para cada parâmetro foram testadas todas as combinações de variáveis independentes de modo a se selecionar o melhor modelo, baseado no método *stepwise*. Esse método utiliza o Critério de Informação de Akaike (AIC - *Akaike Information Criterion*) na combinação das variáveis dos diversos modelos simulados para selecionar o modelo mais ajustado. Quanto menor o AIC, melhor o ajuste do modelo. O AIC é calculado da seguinte forma:

$$AIC = -2\log(Lp) + 2[(p+1)+1] \quad (7)$$

Onde Lp é a função de máxima verossimilhança e p é o número de variáveis explicativas do modelo.

O melhor modelo selecionado para cada parâmetro foi então avaliado em relação ao valor de p ($p > 0,05$) e em relação ao atendimento dos pressupostos, no eixo y de cada gráfico (Apêndice D), de linearidade, homogeneidade da variância, colinearidade, normalidade dos resíduos e observações influentes, sendo realizado manualmente, quando necessário, a eliminação de parâmetros responsáveis pela colinearidade. O coeficiente de determinação (R^2) foi considerado na discussão dos resultados obtidos, podendo variar de 0 a 1, sendo que para valores de R^2 variando de 0 a 0,5 o modelo foi avaliado como fraco, enquanto com valores variando de 0,5 a 0,75 o modelo foi avaliado como moderado e de 0,75 a 1, forte.

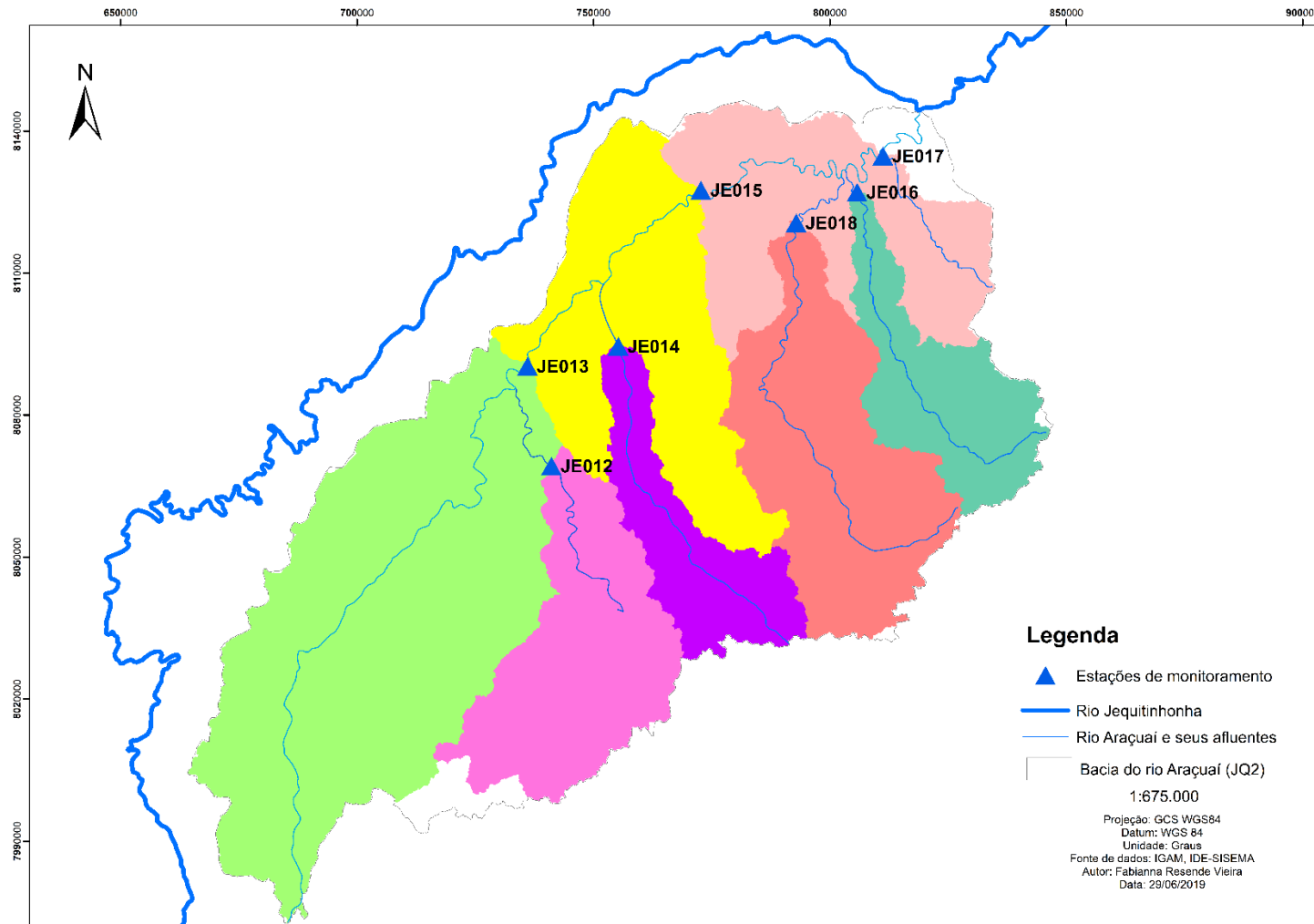
Os dados não foram padronizados, uma vez que esse processo exigiria a utilização das médias e desvio padrão obtidas nesse estudo para a aplicação dos modelos, comprometendo eventuais aplicações futuras. Todas as análises foram realizadas no software R (R CORE TEAM, 2019).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Áreas de influência de cada ponto de monitoramento

As bacias delimitadas a partir dos pontos de monitoramento são apresentadas na Figura 4:

Figura 4. Área incremental das estações de monitoramento de qualidade da água mantidas pelo IGAM, em relação à estação de monitoramento



As áreas totais de contribuição associadas a cada ponto de monitoramento, bem como suas áreas incrementais, foram calculadas em km² (Tabela 4).

Tabela 4: Áreas totais e incrementais de contribuição dos pontos de monitoramento da bacia do rio Araçuaí

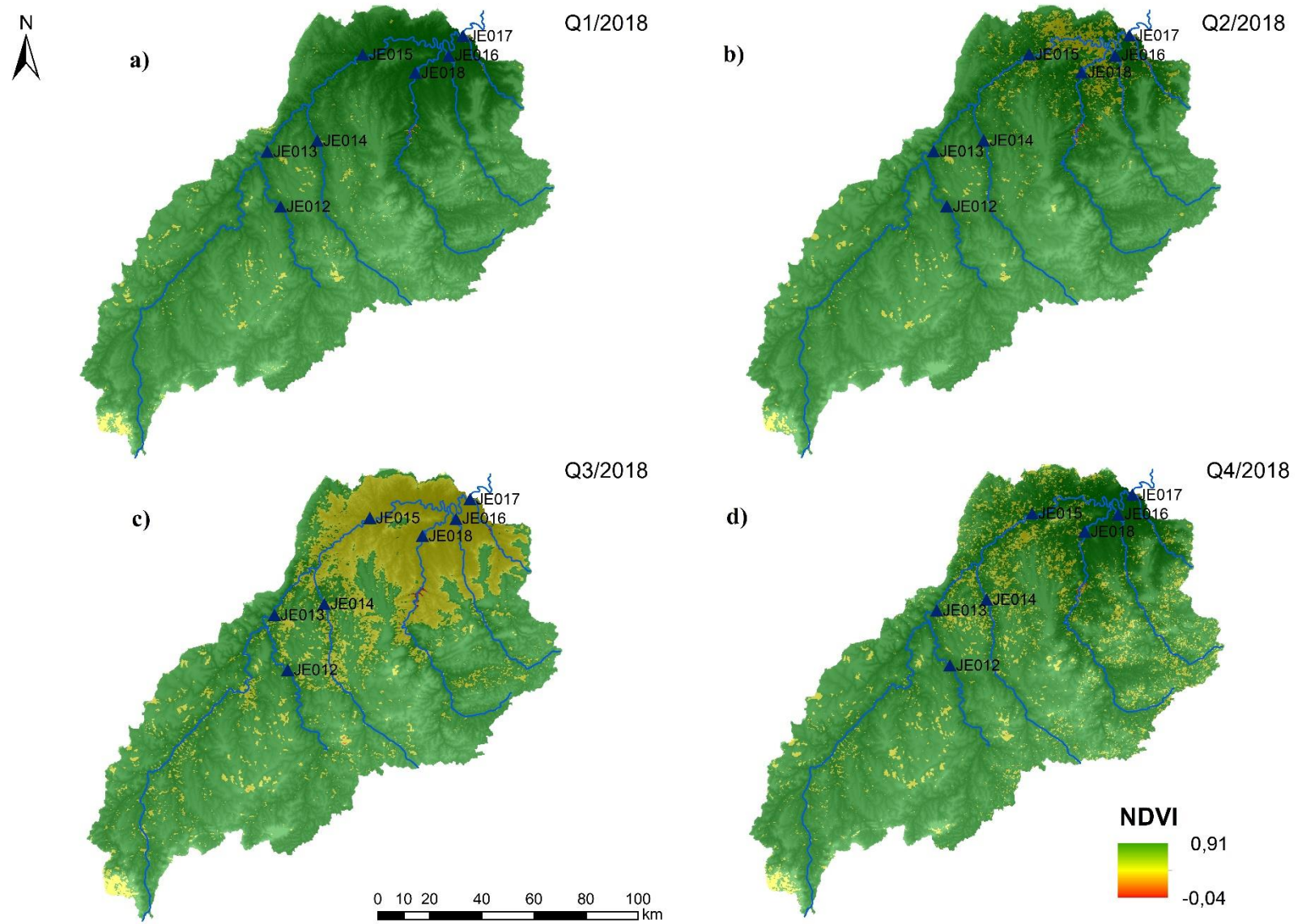
Estações	Área (km²)	Área Incremental (km²)
JE012	1999,93	1999,93
JE013	7167,83	5167,90
JE014	1117,50	1117,50
JE015	10796,77	4511,37
JE016	1265,73	1265,73
JE017	16559,76	3232,09
JE018	2382,67	2382,67

As estações de monitoramento da bacia hidrográfica do Rio Araçuaí apresentaram grande variação quando comparadas às suas áreas incrementais (Tabela 4). A sub-bacia de maior área (JE017) apresentou área incremental de 19,51% da bacia total, correspondendo ao ponto do exutório do rio Araçuaí, enquanto a menor área correspondeu a 6,74% da bacia, na estação JE014. A grande variação no tamanho das áreas incrementais indica haver baixa densidade e distribuição espacial irregular das estações de monitoramento na bacia (CHRISTOFARO, 2009).

5.2 Variabilidade espaço-temporal do NDVI

A variabilidade espaço-temporal do NDVI foi calculada para todo o período de estudo, sendo exemplificada na Figura 5 e o ano de 2018 escolhido aleatoriamente.

Figura 5. Variação trimestral (Q1 (a), Q2 (b), Q3 (c) e Q4 (d)) do NDVI no ano de 2018



O NDVI e a flutuação do nível d'água são fenômenos sazonais e cíclicos ao longo do ano, onde um período de subida é sucedido por um período de queda (TERAMOTO *et al.*, 2018). Em ambos os casos, estas variações são controladas pela alternância de períodos chuvosos (Q₁ (a) e Q₄ (d)) e períodos secos (Q₂ (b) e Q₃ (c)) (FIG. 5).

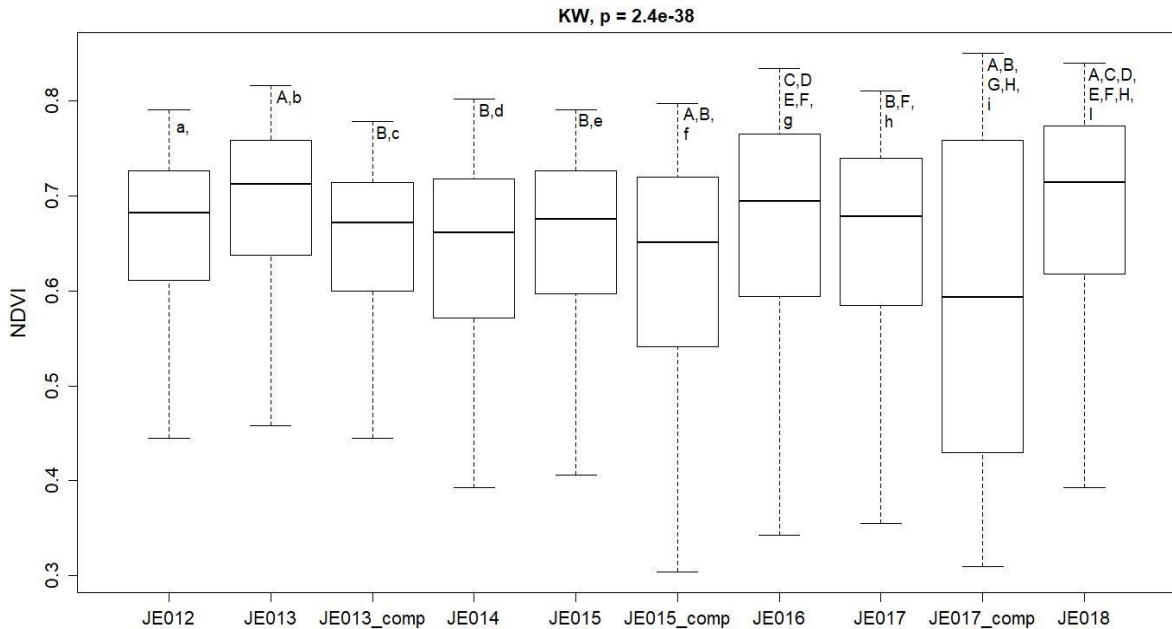
Observa-se que, no primeiro e quarto trimestre de 2018, Q₁ (a) e Q₄ (d), correspondentes ao período chuvoso, a bacia do rio Araçuaí apresentou valores mais elevados de NDVI, com predominância da classe 0,5 a 0,91, evidenciando um maior vigor vegetativo em grande parte da bacia. A alta variabilidade de valores de NDVI reflete a influência do regime pluviométrico em cada período de análise (BHAVANI *et al.*, 2017). No segundo e terceiro trimestre de 2018, (Q₂ (b) e Q₃ (c), que caracterizam o período seco, a bacia apresentou valores altos de NDVI (0,5 a 0,91), evidenciando a presença de vegetação densa, porém, com maior presença de classes com valores mais baixos (0,2 a 0,5) na porção noroeste da bacia, porção topograficamente mais baixa, indicando descuidade da vegetação e/ou maior presença de gramíneas. Essas áreas tendem a estar associadas a uma maior ocupação antrópica, com maior presença de áreas urbanas.

Percebe-se ainda um certo atraso na resposta do NDVI ao efeito da chuva, com reflexos nos períodos intermediários, (Q₂ (b) e Q₃ (c), que apresentam características mais próximas dos períodos Q₁ (a) e Q₄ (d), respectivamente. A variabilidade do NDVI verificada para bacia do Rio Araçuaí é comum em ambientes tropicais, conforme estudos de RIBEIRO *et al.*, 2007; BENEDETTI *et al.*, 2013; GAMARRA *et al.*, 2016; BARBOSA *et al.*, 2017). Ressalta-se ainda que o NDVI tende a atingir o seu valor máximo, em geral, subsequentemente ao pico do volume precipitado e, dependendo da capacidade de armazenamento de água na planta e do solo, a vegetação tende a manter o vigor mesmo após o término da estação chuvosa (SOUZA *et al.*, 2016).

5.2.1 Variabilidade Espacial do NDVI

A variabilidade espacial do NDVI das áreas de influência das estações de monitoramento da região do Rio Araçuaí é apresentada na Figura 6.

Figura 6. Variabilidade espacial do NDVI e resultados do teste de Kruskal-Wallis para comparação entre estações de monitoramento da bacia hidrográfica do rio Araçuaí. As letras indicam o resultado do teste Post hoc, sendo a letra minúscula referente à estação que apresentou diferença em relação às estações com a letra maiúscula



O teste de Kruskal-Wallis (KW) demonstrou que as medianas dos valores de NDVI, nas diferentes estações de monitoramento, apresentam diferenças significativas entre si.

As medianas de cada estação apresentaram valores positivos altos, variando entre 0,65 e 0,8 (FIG. 6), indicando predomínio de vegetação densa nas estações da bacia, contudo a mediana do ponto JE017 completo indica valores abaixo de 0,6 (FIG. 6) quando considerada toda a área da bacia. A amplitude do NDVI apresentou relação direta com a área de contribuição ao se comparar os dados das áreas completas de influência (JE013_comp, JE015_comp e JE017_comp) com as respectivas áreas incrementais.

As maiores medianas de NDVI (FIG. 6) foram verificadas nas estações relativas aos afluentes do rio Araçuaí. O teste KW indicou diferença significativa entre as medianas das concentrações verificadas nas estações de monitoramento situadas no curso d'água principal (JE013, JE015 e JE017), com a maior mediana verificada na estação JE013 (0,71) (FIG. 6), indicando uma vegetação mais densa na região das nascentes. Nos afluentes, as maiores medianas de NDVI são verificados no rio Setubal (JE018) (0,71) (FIG. 6).

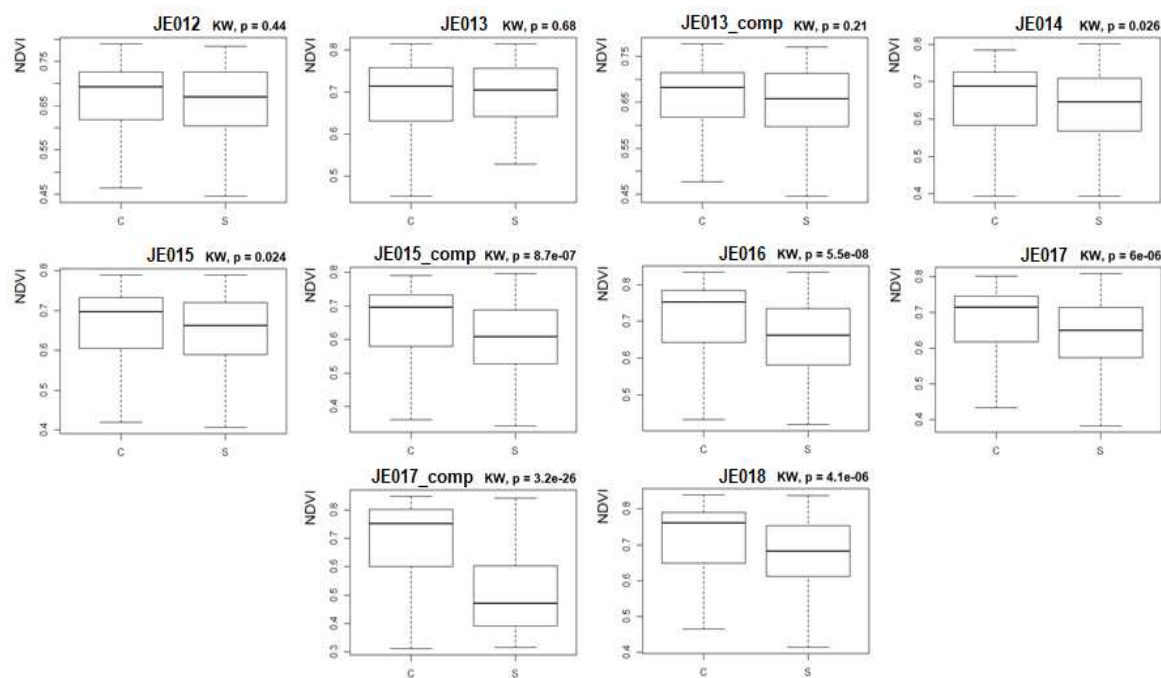
O teste de “*post hoc*” demonstrou que as estações JE016 (rio Gravatá), JE017 (rio Araçuaí), JE017_comp e JE018 (rio Setubal) apresentaram diferenças significativas em relação à maioria das estações, quando comparadas duas a duas, por exemplo, com as estações JE012 (rio Itamarandiba) e JE013 (rio Araçuaí), mais próximas da nascente, indicando haver diferença entre os tipos de vegetação dessas estações.

5.2.2 Variabilidade Temporal

5.2.2.1 Sazonalidade

A variação sazonal do NDVI, nas estações de monitoramento, é apresentada na Figura 7.

Figura 7. Sazonalidade do NDVI em todas as estações de monitoramento. Sendo C= estação chuvosa e S= estação seca



Os resultados do teste U de Mann-Whitney indicaram a ocorrência de sazonalidade na maioria das estações de monitoramento da bacia hidrográfica do rio Araçuai, sendo constatadas maiores medianas no período chuvoso, com exceção da JE012, JE013 e JE013_comp (FIG. 7). A dinâmica sazonal da vegetação é evidente nesses perfis, com a estação seca produzindo os menores valores de NDVI, comportamento verificado em outros trabalhos similares (LIESENBERG *et al.*, 2007). Duas dessas estações, onde foi constatada a sazonalidade, encontram-se no curso d'água principal (JE015 e JE017), enquanto as outras estão localizadas nos afluentes (JE014, JE016 e JE018) (FIG. 7). Já as estações JE012, JE013 e JE013_comp (FIG. 7) não apresentaram sazonalidade.

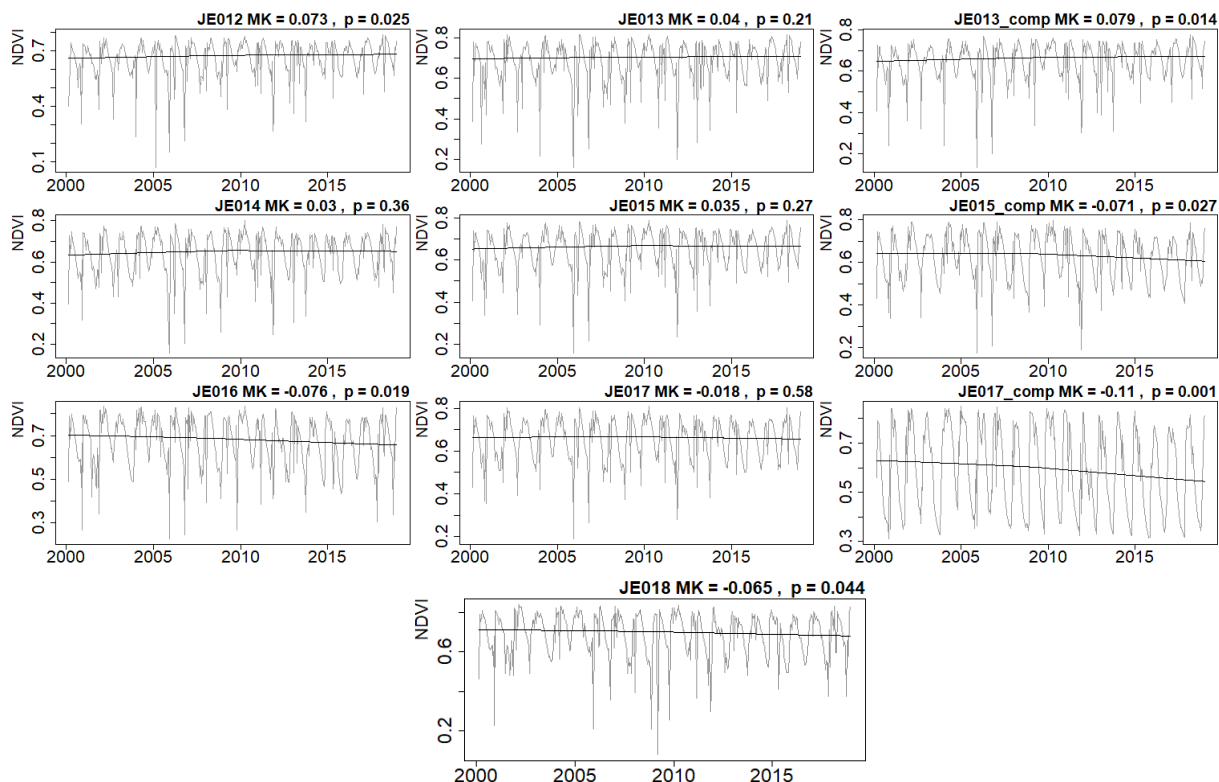
O efeito mais marcante da sazonalidade no NDVI, quando comparada à variação entre as estações, evidencia o predomínio das variações climáticas na caracterização do NDVI da bacia. Gurgel e Ferreira (2003) concluíram que dados de NDVI podem caracterizar os principais padrões de tipos de vegetação, e obtiveram alta correlação entre NDVI e radiação média mensal,

sugerindo que a variabilidade anual da vegetação é principalmente modulada pelas condições climáticas dominantes.

5.2.2.2 Tendência Temporal

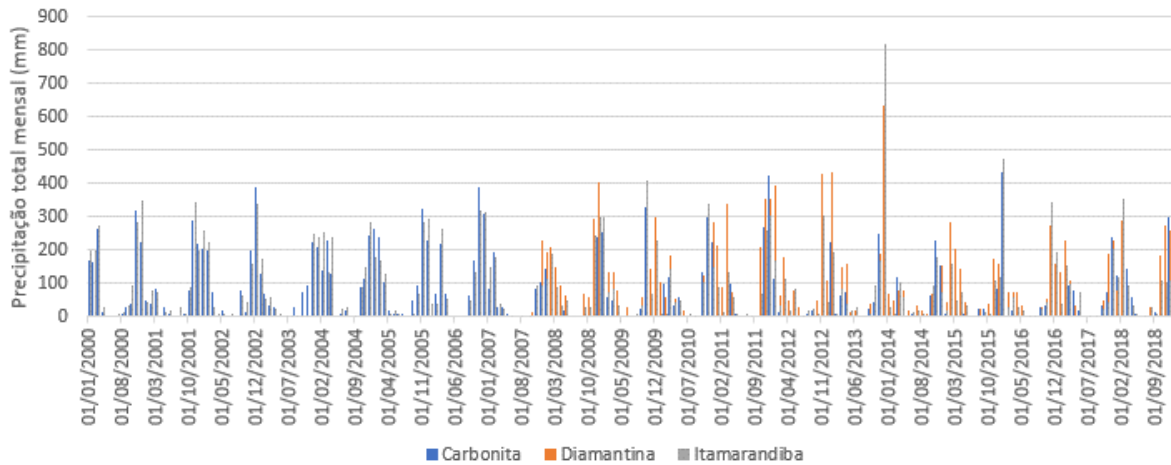
A Figura 8 apresenta a variação temporal do NDVI no período de 2000 a 2018.

Figura 8. Variação do NDVI de 2000 a 2018 e resultados do teste de Mann-Kendall



Notam-se altas amplitudes de variação do NDVI para as sub-bacias ao longo do tempo (FIG. 8) e, esse comportamento, pode ser explicado por fatores sazonais, principalmente relacionados à precipitação, já que se tratam de áreas extensas. A presença de nuvens está associada, geralmente, a baixos valores de NDVI, e até mesmo valores negativos (Gurgel, 2003). A grande amplitude de variação do NDVI no cerrado, vegetação presente na bacia do rio Araçuaí, pode ser explicada pela queda das folhas de grande parte dos indivíduos desta formação vegetal, principalmente, durante o período de seca (GURGEL, 2003), que na região varia de julho a setembro (FIG. 9). Além disso, áreas com alta cobertura de nuvens frequentemente coincidem com áreas densamente vegetadas, significando que a contaminação por nuvens deve ser avaliada nos monitoramentos da vegetação (Almeida, 1997).

Figura 9. Estações pluviométricas presentes na Bacia do rio Araçuaí mostrando o período de precipitação no período de 2000 a 2018

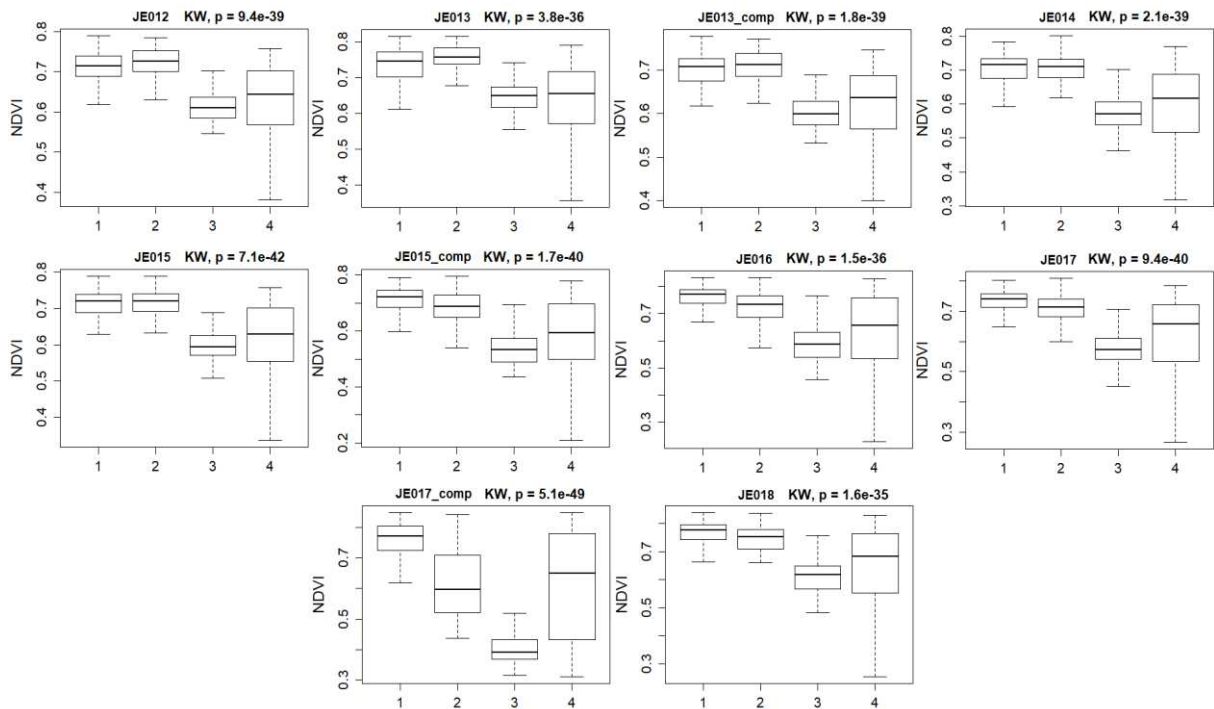


As estações JE012 e JE03_comp, no trecho mais alto da bacia, apresentaram tendência significativa de aumento do NDVI (FIG. 8), indicando aumento relativo das áreas vegetadas ou da densidade da vegetação, o que pode estar sendo causado por alterações no regime de chuva (FIG. 9). As áreas de influência das estações JE015_comp, JE016, JE017_comp e JE018 apresentaram tendência de redução significativa (FIG. 8), podendo estar associada a mudanças eventuais das condições meteorológicas locais ou até mesmo ao tipo de vegetação, com aumento dos períodos de seca (Rosembach *et al.*, 2007), bem como alteração no uso e ocupação da terra. Menores valores de NDVI e maior variação temporal é indicativo de limitação por água da vegetação (BUCCI *et al.*, 2008).

5.2.2.3 Comparação Trimestral do NDVI com as estações de Monitoramento

A comparação trimestral do NDVI nas estações de monitoramento é apresentada na Figura 10.

Figura 10. Variação trimestral do NDVI e os resultados do teste de Kruskal-Wallis. Os números 1, 2, 3 e 4 correspondem aos trimestres avaliados, sendo 1 (janeiro, fevereiro, março), 2 (abril, maio, junho), 3 (julho, agosto, setembro) e 4 (outubro, novembro, dezembro)



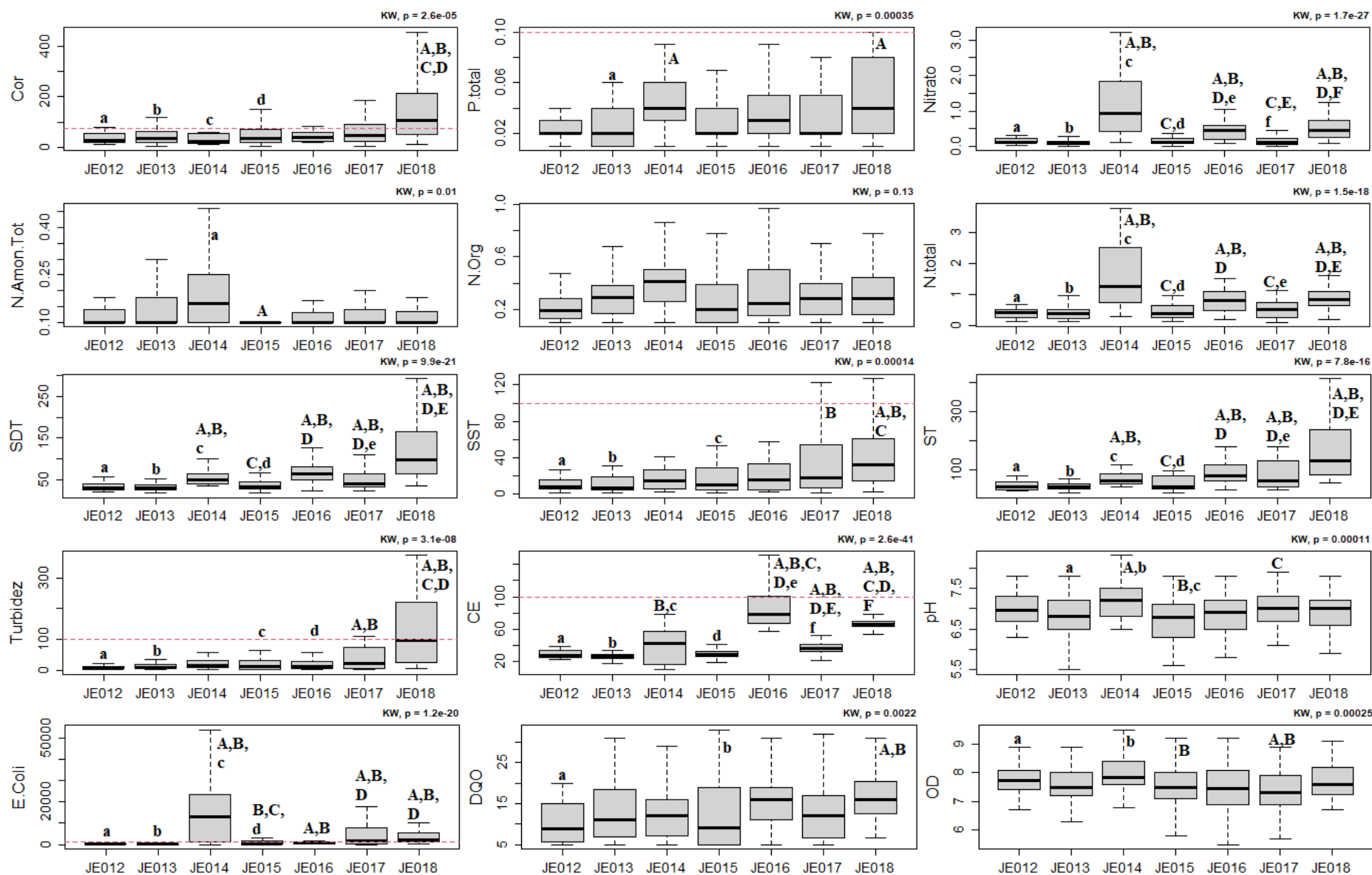
Observa-se diferença significativa entre o NDVI trimestral nas áreas de influência de todos os pontos de amostragem (FIG. 10). A maior variabilidade do NDVI é verificada no quarto trimestre (FIG. 10), que representa o início da estação chuvosa. Em contrapartida, o primeiro trimestre (FIG. 10), caracterizado pelo ápice do período chuvoso, apresentou medianas maiores, com valores mais elevados para este índice. O segundo trimestre apresentou medianas relativamente elevadas do NDVI, com valores entre 0,7 a 0,8 em todas as estações e baixa variabilidade, exceto para a estação JE017_comp (FIG. 10). O terceiro trimestre do ano também apresentou baixa variabilidade de NDVI e medianas menores para esse índice de forma geral (FIG. 10). Os resultados demonstram a influência marcante dos efeitos sazonais na variação do NDVI na bacia do Rio Araçuaí, como observado nos estudos de GURGEL (2003); ROSEMBACK *et al.* (2007); BARBOSA *et al.* (2017). Além disso, indicam ainda haver atraso na resposta fisiológica da vegetação ao início e ao fim da estação chuvosa, com os efeitos sendo refletidos no trimestre posterior.

5.3 Variabilidade espaço-temporal da qualidade da água

5.3.1 Análise Espacial

Os boxplots dos parâmetros e os resultados do teste de Kruskal-Wallis e *Post hoc* (teste Dunn), para verificar diferenças entre as medianas dos parâmetros de qualidade por estações de monitoramento da região do Rio Araçuaí, são apresentados na Figura 11.

Figura 11. Teores dos parâmetros de qualidade de água, nas sete estações de monitoramento da bacia hidrográfica do rio Araçuaí, de 1998 a 2018, e resultados do teste Kruskal-Wallis. As letras indicam o resultado do teste Post hoc, sendo a letra minúscula referente à estação que apresentou diferença em relação às estações com a letra maiúscula. As linhas pontilhadas, horizontais vermelhas, indicam os padrões ambientais.



A alta variabilidade das medianas entre as estações de monitoramento demonstra as diferenças regionais na qualidade da água ao longo da bacia do rio Araçuaí (FIG. 11). Exceto para o Nitrogênio Orgânico (KW, $p = 0,13$), as medianas dos parâmetros de qualidade avaliados apresentaram diferenças significativas (KW, $p < 0,05$) (FIG. 11) entre as estações de monitoramento avaliadas. A estação JE018 (rio Setubal) apresentou as maiores medianas para os parâmetros cor, fósforo total, SDT, SST, ST e turbidez (FIG. 11) indicando maior carga de sólidos nesse curso d'água, bem como fontes pontuais de esgoto que levam à piora da qualidade da água dessa estação.

A estação JE014 (rio Fanado) apresentou maiores medianas para nitrogênio amoniacal total, nitrogênio orgânico, nitrato, nitrogênio total (FIG. 11) indicando influência de fontes difusas, tem contribuição das fontes pontuais relacionadas a atividades agropecuárias, devido às altas taxas de compostos nitrogenados (Souza *et al.*, 2014). Além disso, houve também maiores medianas para fósforo total, *E. Coli* e DQO (FIG. 11) evidenciando a influência do lançamento de efluentes domésticos, sendo demonstrada pelas altas taxas desses compostos, nesta estação, visto que esta encontra-se a jusante da área urbana do município de Minas Novas-MG, sendo efluentes domésticos, o principal contribuinte.

A estação JE016 (rio Gravatá) apresentou medianas maiores para nitrogênio orgânico e condutividade elétrica (FIG. 11), indicando também a influência de diferentes fontes na bacia, com interferências antrópicas, além da presença de íons e substâncias dissolvidas na água. O pH apresentou baixa variabilidade espacial, oscilando de ligeiramente neutro a básico (FIG. 11), dentro das faixas recomendadas pela legislação (entre 6 e 9), havendo diferença significativa apenas entre as estações JE014 (rio Fanado) e JE017 (rio Araçuaí). O oxigênio dissolvido também apresentou baixa variabilidade, variando de 5 a 9 mg/L (FIG. 11), indicando que o ambiente apresenta boas condições para preservação da vida aquática.

As estações JE012 (rio Itamarandiba) e JE013 (rio Araçuaí) apresentaram diferenças significativas em relação à maioria das estações, quando comparadas duas a duas, por exemplo, com as estações JE017 (rio Araçuaí) e JE018 (rio Setubal), mais próximas da foz. Essas estações apresentam melhor qualidade da água, o que pode ser explicado por sua proximidade à cabeceira do rio, trecho sob menor influência antrópica.

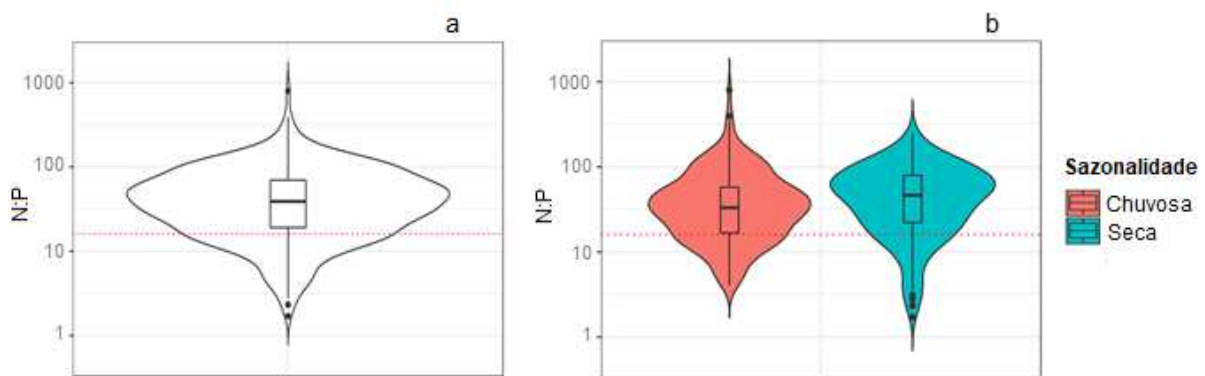
As análises demonstram que o programa de monitoramento realizado representa a variabilidade espacial da qualidade das águas da bacia do rio Araçuaí-MG, havendo pouca sobreposição de informação entre os pontos de monitoramento. As estações JE014, JE016, JE017 e JE018 não apresentaram diferença significativa entre si (FIG. 11). Assim, intervenções

nas sub-bacias dos rios Fanado (JE014), Araçuaí (JE017) e Setubal (JE018) devem ser consideradas prioritárias para conter a degradação do curso d'água.

1.3.1.1 Relação N:P

A Figura 12 apresenta a variação geral da relação NP e a variação sazonal na bacia do rio Araçuaí.

Figura 12. Gráfico violino, com a distribuição e boxplot das proporções N: P na bacia do rio Araçuaí e sua variação sazonal. A linha pontilhada horizontal, em vermelho, representa a razão molar de Redfield (16:1)



A Figura 12a, evidencia o predomínio do nitrogênio em relação ao fósforo na bacia ao longo do período avaliado, com elevados valores para a relação N:P. Os valores da relação N:P aparentemente aumentam no período seco (FIG. 12b e B.17), contudo a sazonalidade apresentou-se estatisticamente significativa apenas na estação JE013, indicando que um menor aporte de nitrogênio para o rio na área de influência dessa estação de monitoramento nos meses secos (FIG. B.16). Esteves e Suzuki (2011) encontraram resultados semelhantes em reservatórios tropicais, com as maiores biomassas fitoplanctônicas observadas no período seco, o que também está relacionado ao maior tempo de residência da água nesse período (BURFORD *et al.*, 2007; JONES e ELLIOTT, 2007; WANG; LIU; ZHENG, 2013). Os dados permanecem quase sempre acima da razão de Redfield, demonstrando valores altos para a relação N:P com maior influência do nitrogênio (FIG. 12a e b). Esses resultados demonstram a importância de se controlar as fontes de nitrogênio na área de estudo.

Resultados similares, foram observados nos estudos de Louro (2011), na qual a Lagoa de Cima apresentou relação N:P > 22:1; de Escherique (2011) na qual o rio Jaguaribe, ambiente estuariano, apresentou relação N:P > 20:1; de Escherique (2011) na qual o ambiente estuarino-lagunar de Cananéia apresentou valores medianos da relação N:P > 23:1; Da Silva (2014) avaliou, no reservatório Marengo, relação média N:P de 30:1; Averhoff (2012) conduziu estudo

em reservatórios do ocidente cubano, onde também se encontra o açude La Juventud, cuja razão média N:P foi de 12:1, variando de 5:1 a 28:1, entre outros.

Vale ressaltar que a razão de Redfield foi proposta para águas oceânicas e, no contexto utilizado, mostra o excesso de formas nitrogenadas em relação ao P. Os lagos tropicais da América Latina são na sua maioria limitados por fósforo (SILVA, 2019). Smith *et al.* (1995) concluíram que a razão N:P de 22:1 representa o limite entre lagos dominados por cianobactérias (N:P < 22:1) e aqueles com baixa ocorrência dessas algas (N:P > 22:1). Havens *et al.* (2003) relataram que altas densidades de cianobactérias produzem problemas no sabor e odor das águas de beber, danificam a estética e matam a biota aquática devido às condições associadas com sua senescência (por exemplo, a baixa concentração de oxigênio dissolvido – OD – e alta concentração de amônia) e/ou produção de toxina. Segundo Klausmeier *et al.* (2004), a razão N:P = 16:1 não é uma razão ótima universal, mas uma média das proporções específicas entre as espécies, de modo que a razão ótima N:P varia entre 8,2 e 45,0.

As variações sazonais nas concentrações de contaminantes da água do fluxo são, em grande parte, determinadas por processos naturais, como precipitação e influências antropogênicas, devido ao rápido crescimento populacional (HUANG *et al.*, 2016). A Figura 12 mostra que a relação N:P permanece, quase sempre, acima da razão de 16:1, em toda a bacia do rio Araçuaí. Tal fato evidencia a ideia de que as concentrações de compostos nitrogenados estão relativamente altas, em desequilíbrio, afetando a proporção e disponibilidade relativa destes nutrientes nas águas naturais da bacia.

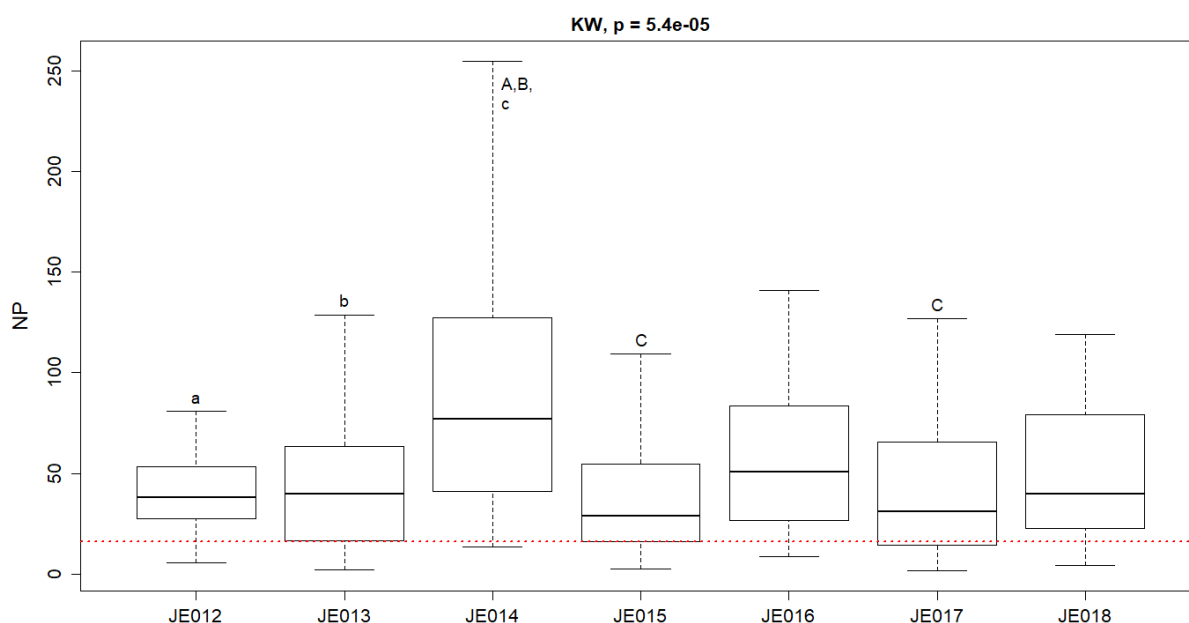
Estudos indicam que ecossistemas aquáticos localizados próximos a culturas de milho, soja e trigo tendem a apresentar alta razão N:P devido a utilização de fertilizantes com altas concentrações de nitrogênio e baixas concentrações de fósforo (DOWNING E MCCAULEY, 1992; KOSTEN *et al.*, 2009). De acordo com Gonçalves (1997), um dos usos do solo na bacia do rio Araçuaí é para plantio de milho, o que pode explicar as altas concentrações de nitrogênio, conforme citado anteriormente.

Elevadas concentrações de nitrogênio podem causar um aumento significativo desse composto nos corpos hídricos devido a sua má utilização, quando ocorre uma ocupação indevida do solo, utilizando grandes quantidades de herbicidas e nutrientes, prejudicando a qualidade da água (FRITZSONS, 1999; CAPOANI *et al.*, 2015; SUTTI *et al.*, 2016; JÚNIOR *et al.*, 2017; CADONÁ *et al.*, 2018; SIMEDO *et al.*, 2018). As altas relações de N:P observadas na bacia indicam a necessidade de manejo de fontes de nitrogênio, incluindo, o controle dos dejetos em áreas agricultáveis, evitando grandes adições de N ao solo e, conseqüentemente, na

água, reduzindo assim, as transferências por escoamento superficial e percolação (CADONÁ *et al.*, 2018).

A Figura 13 apresenta a variabilidade espacial da relação N:P, considerando os pontos de monitoramento na bacia do rio Araçuaí.

Figura 13. Variabilidade espacial da relação N:P e resultados do teste de Kruskal-Wallis para comparação entre estações de monitoramento da bacia hidrográfica do rio Araçuaí. As letras indicam o resultado do teste *Post hoc*, sendo a mesma letra minúscula e maiúscula indicado haver diferença significativa entre as estações de monitoramento, enquanto a linha pontilhada horizontal, em vermelho, representa a razão molar de Redfield (16:1)



As medianas de cada estação apresentaram valores de N:P entre 40 e 50 mol/L (FIG. 13), destacando-se a estação JE014 (rio Fanado) com a maior amplitude dos dados e mediana entre 70 e 100 mol/L. Essa estação ainda apresentou diferença significativa em relação as estações JE012, JE013, JE015 e JE017 (FIG. 12), o que pode estar relacionado à sua localização em área urbanizada. Altas taxas de deposição de N associadas à agricultura, ou outras atividades antrópicas aumentam N em relação a P (Arbuckle; Downing 2001, Boyer *et al.*, 2002, Fenn *et al.*, 2003). Assim, os elevados teores de nitrogênio na estação JE014 (FIG. 13) indicam maior influência de fontes pontuais associadas a atividades agrícolas e lançamento de esgotos domésticos nesse trecho da bacia, indicando a necessidade de intervenções para melhoria da sua qualidade.

5.3.2.1 Teste Mann-Kendall e Sazonalidade

A Tabela 5 apresenta um resumo das análises temporais, para o teste de Mann-Kendall, dos parâmetros de qualidade da água.

Tabela 5. Tendências temporais, sazonalidade e percentual de violações dos parâmetros de qualidade da água analisados e mediana do NDVI por estação de monitoramento da bacia do Araçuaí-MG, no período de 1998 a 2018. Os números em porcentagem indicam o percentual de violação do parâmetro. A letra ‘C’ indica a sazonalidade com maior concentração na estação chuvosa e ‘S’ indica sazonalidade com maior concentração na estação seca. A seta para cima (↑) indica tendência de aumento do parâmetro, a seta para baixo (↓) indica tendência de diminuição. Os resultados entre colchetes referem-se aos resultados obtidos para as áreas incrementais correspondentes

Estações	pH	P Total	E. Coli	N Org	N Amon	Nitrato	N Total	Nt/Pt	Cor	SDT	SST	ST	CE	Turb	DQO	OD	NDVI
JE012	-	2,7%↑	13,5%C	-	-	-	-	-	8%↓	C	8%	C	C	8%C	↑ C	S	↑ 0,68
JE013	C	11%C	14%	↓	-	↑	-	S	18%C	C	11%C	5%C	C	13%C	C	↑ S	0,71 [↑] 0,67
JE014	-	11%↑	76%	-	↑	↑	↑	↑	11%	↑C	8%C	3%↑C	C	8%C	↑ C	S	0,65 C
JE015	-	13%C	29%	-	-	↑	↑	↑	21%C	C	14%C	7%C	↑C	17%C	C	↑ S	0,68C [↓C] 0,64
JE016	-	10%	38%	-	-	↑	↑	-	10%	C	6%C	6%C	↑C	6%C	↑	S	↓C 0,69
JE017	C	14%C	58%↑	↓C	↑	↑	↑	-	32%C	↑C	18%C	11%C	↑C	23%C	C	↑ S	C 0,68 [↓C] 0,59
JE018	-	5%↑	84%	-	-	↑	↑	-	60%↑	↑	19%	↑	C	48%↑	-	S	↓C 0,71

O pH apresentou baixa variabilidade nas estações da área em estudo, ausência de tendência temporal e dentro dos limites legais (Tabela 5). A sazonalidade foi verificada apenas nas estações JE013 e JE017, indicando a baixa variabilidade temporal desse parâmetro (FIG. B.10 e B.14).

O percentual de violação do fósforo total variou de 2 a 14% (Tabela 5) nas estações em estudo, indicando baixa contribuição para a degradação ambiental nessas sub-bacias. Contudo, três estações apresentaram tendência de aumento significativa para esse parâmetro, JE012 (rio Itamarandiba), JE014 (rio Fanado) e JE018 (rio Gravatá), o que pode estar associado ao aumento do lançamento de esgotos sanitários nas estações JE012 e JE014, bem como aumento de processos erosivos na estação JE018, uma vez que essa região apresentou tendência de redução do NDVI (Tabela 5). Luz (2009) afirma que o lançamento de efluentes domésticos representa a principal fonte de fósforo nos corpos d'água, contudo LIU *et al.* (2014), Chen *et al.* (2016) e MELLO *et al.* (2018) verificaram a influência de atividades agrícolas no aumento de fósforo nas águas. Embora os suprimentos de fósforo provenientes do escoamento urbano sejam duas vezes maiores por unidade de área do que da agricultura (VON SPERLING, 2007), a elevada proporção da área dedicada à agricultura geralmente a torna a principal fonte desse nutriente (ONGLEY *et al.*, 2010; AI *et al.*, 2015; POWERS *et al.*, 2016; OCKENDEN *et al.*, 2017).

O fósforo apresentou sazonalidade nas estações JE013, JE015 e JE017, com maiores concentrações no período chuvoso (FIG. B.10, B.12 e B.14). Solos rasos e suscetíveis à erosão, como os argissolos encontrados na maior parte da bacia apresentam elevada capacidade de percolação, mesmo em períodos de altas taxas de escoamento superficial (IGAM, 2010), e podem estar contribuindo para o aporte externo de nutrientes nesses ambientes.

E. Coli e Nitrogênio total apresentaram tendência de aumento na estação JE017 (Tabela 5), indicando aumento do lançamento de esgoto sanitário e da contribuição de fontes difusas relacionadas a atividades agrícolas ao longo de toda a bacia (IGAM, 2010). A estação JE017 foi a que apresentou o terceiro menor percentual de violação (58%) para *E. Coli*, seguido das estações JE014 (76%) e JE018 (84%) (Tabela 5). Os altos índices de *E. Coli* em JE014 podem estar relacionados à tendência de aumento de fósforo total, indicando aumento das fontes de esgotos sanitários. O parâmetro *E. Coli* apresentou sazonalidade somente na estação JE012 (FIG. B.9), com maiores concentrações no período chuvoso, resultado da lixiviação de matéria orgânica e sedimentos para os corpos hídricos (SILVA *et al.*, 2018) nesse período.

O nitrogênio orgânico apresentou tendência de diminuição nas estações JE013 e JE017 (Tabela 5), refletindo a maior preservação do corpo d'água em seu alto e baixo curso, com redução gradativa dos poluentes de origem orgânica nessa região. Considerando que sua origem pode ser natural ou artificial (efluentes domésticos, industriais e agrícolas) (Buzelli *et al.*, 2013), essa diminuição pode estar relacionada à diminuição de despejos e/ou o tratamento de esgotos nas comunidades locais, bem como à redução do uso de fertilizantes nas áreas de influência. Ressalta-se que o nitrogênio orgânico tende a se decompor a partir de sua fonte emissora, resultando em nitrato, o que pode indicar que suas fontes estejam dispersas o suficiente para que ocorra sua decomposição. O nitrogênio orgânico apresentou sazonalidade somente na estação JE017 (FIG. B.14), indicando maiores concentrações no período chuvoso.

O nitrogênio amoniacal não apresentou violação nas estações de monitoramento nem sazonalidade, apresentando tendência significativa de aumento em estações (JE014 e JE017) (Tabela 5). Piveli e Kato (2006) indicam que elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal em rios estão relacionadas a fontes mais próximas de esgotos sanitários, considerando o processo de decomposição do nitrogênio orgânico. Esse resultado apresenta relação direta com a tendência de aumento de P.Total na estação JE014 (Tabela 5).

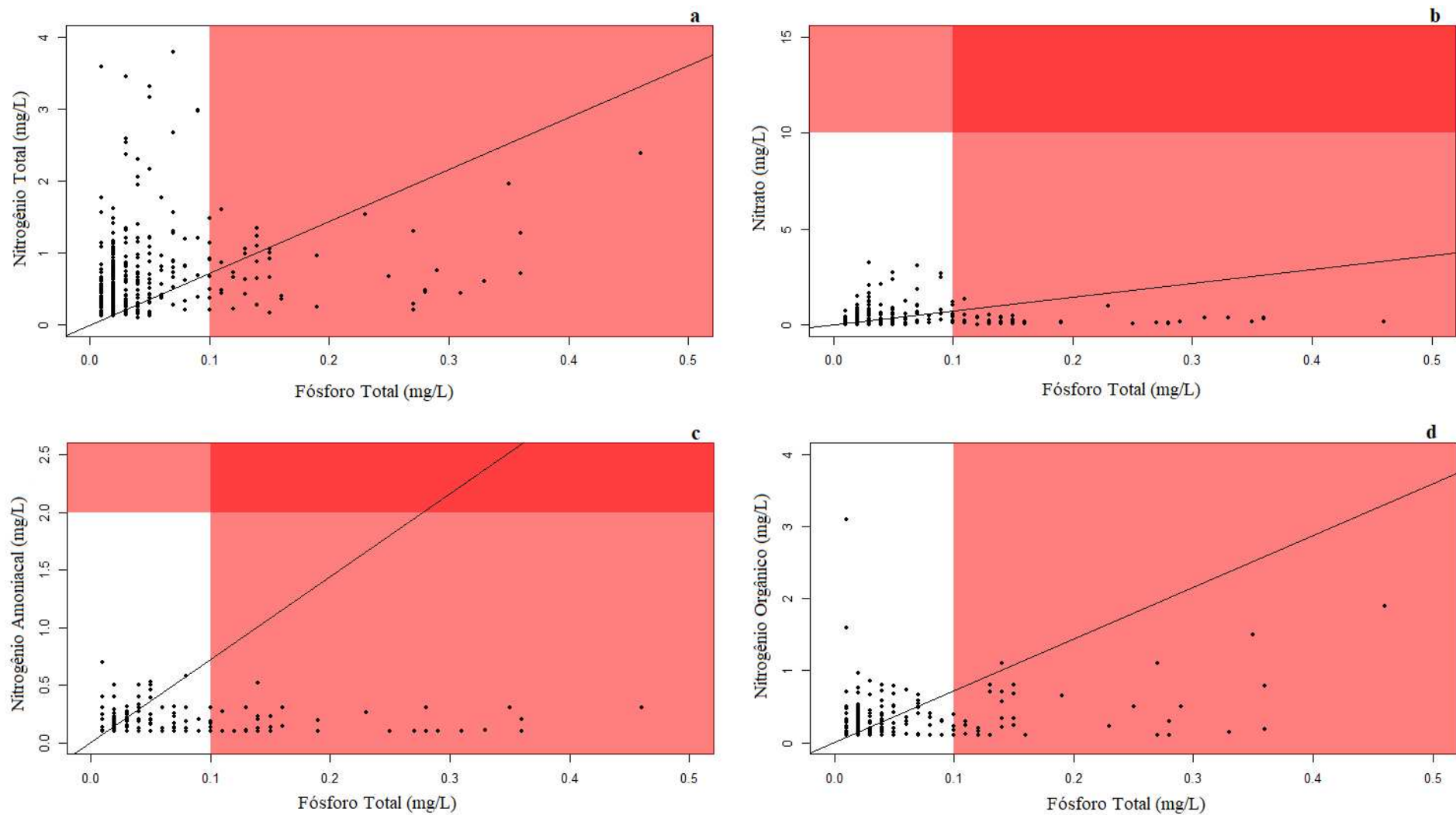
Constatou-se tendência de aumento do nitrato e ausência de sazonalidade em todas as estações (Tabela 5). De acordo com Moura *et al.* (2009) a distinção entre fontes naturais ou antrópicas de nitrato é determinada pela correlação com a amônia, que, na maioria das situações, indica contaminação por esgoto doméstico, o contrário indicando fontes naturais. Assim, considerando que em pelo menos duas delas (JE014 e JE017) houve tendência de aumento para amônia (Tabela 5), nota-se um aumento de contribuições pontuais e difusas na bacia evidenciando contaminação antrópica. A tendência de redução do NDVI nas estações JE015_comp, JE016, JE017_comp e JE018 (Tabela 5), pode ter levado a um maior carreamento do nitrato para os cursos d'água da bacia. O nitrato é considerado o composto nitrogenado mais utilizado na agricultura (TROEH; THOMPSON, 2007). Assim, a tendência de aumento desse parâmetro também pode estar associada a uma maior atividade agrícola na região (FOLEY *et al.* 2005).

O nitrogênio total apresentou tendência de aumento na maioria das estações, exceto JE012 e JE013 (Tabela 5), o que corrobora os resultados dos compostos nitrogenados. Esse parâmetro não apresentou sazonalidade nas estações avaliadas indicando que sua variabilidade não está relacionada ao regime pluviométrico.

A relação Nt/Pt apresentou tendência de aumento nas estações JE014 e JE015 (Tabela 5), indicando aumento proporcionalmente maior da carga de compostos nitrogenados no curso d'água em relação ao P Total, o que pode estar relacionado ao aumento da contribuição de fontes difusas agrícolas e lançamento de esgotos domésticos no período. Constatou-se sazonalidade, com maiores concentrações no período seco, para a estação JE013 (FIG. B.16), que pode estar relacionado ao efeito da concentração da relação N:P, resultante da evaporação da água no período de estiagem (FREITAS *et al.*, 2011).

A proporção das espécies nitrogenadas em relação ao fósforo total mostrou características distintas na bacia do rio Araçuaí, em relação à forma predominante de nitrogênio (FIG. 13).

Figura 14. Comportamento do nitrogênio total (a), nitrato (b), nitrogênio amoniacal total (c) e nitrogênio orgânico (d) em relação ao fósforo total na bacia do rio Araçuaí, de 1997 a 2018. A linha sólida indica a razão de massa de Redfield (7.2) e as faixas em vermelho os limites CONAMA dos respectivos compostos



A Figura 14 apresenta a relação dos diferentes compostos nitrogenados, em relação ao fósforo total, na bacia do rio Araçuaí. Embora seja esperado que o uso predominante da terra, em uma bacia hidrográfica, afete diretamente as relações N:P, as evidências para tais mudanças permanecem menos exploradas em córregos e rios do que nos ecossistemas lacustres (DOWNING; MCCAULEY 1992, VANNI *et al.* 2011, GINGER *et al.* 2017, MARANGER *et al.* 2018, MCDOWELL *et al.* 2019). Os nutrientes, no transporte hidrológico, compreendem diversas formas inorgânicas e orgânicas que podem ser dissolvidas ou suspensas na coluna d'água como partículas, circulando dinamicamente entre essas bacias, à medida que se movem à jusante (NEWBOLD *et al.* 1983, MULHOLLAND *et al.* 2010).

As diferenças entre fontes de nutrientes e atividades antrópicas, que ocorrem próximas às bacias/estações, podem causar desequilíbrios entre suas respectivas relações N: P. A Figura 14a mostra a relação do nitrogênio total com o fósforo total, indicando que, a proporção deste último, permanece, muitas vezes, acima dos limites legais, enquanto para o nitrogênio total, que não apresenta limite legal específico, suas concentrações permanecem, mais constantes, variando de 0 a 2 mg/L. Além disso, as concentrações da relação N:P permanecem, quase sempre, acima da razão de massa de Redfield. Partículas oriundas de processos de erosão, assoreamento e intemperismo, que ocorrem nas margens dos rios da bacia do rio Araçuaí, devem ser relativamente ricas em fósforo total, quando comparado às outras frações de nutrientes, como por exemplo, ao nitrogênio amoniacal (FIG. 14c).

Os corpos hídricos são enriquecidos por nitrogênio por meio da lixiviação devido ao excesso de fertilizantes, utilizados pela agricultura. Com o aumento da perturbação humana, os fluxos totais de compostos nitrogenados nos rios aumentam, principalmente, sob a forma de nitrato (Howarth *et al.*, 1996), o que pode ser observado na Figura 14c. Esta apresenta a relação do nitrato em relação ao fósforo total, evidenciando ser o nitrato o principal composto nitrogenado presente nos rios da bacia, mantendo, com maior frequência, a relação com fósforo acima da razão de massa de Redfield. Tal fato indica boa disponibilidade de nitrogênio inorgânico na bacia, sobretudo na forma desse composto, mostrando como a intervenção antrópica pode alterar as características do meio.

O nitrogênio orgânico (FIG. 14d) apresentaram concentrações baixas em relação a P, indicando menor contribuição de fontes pontuais de esgoto sanitário nas proximidades das estações de monitoramento (WITHERS; JARVIE 2008, FOX *et al.*, 2016). Von Sperling (1996) pontua que a determinação da forma predominante do nitrogênio na água pode fornecer informações sobre o estágio da poluição, sendo a poluição recente associada ao nitrogênio na

forma de nitrito ou de amônia, enquanto a poluição mais remota está associada ao nitrogênio na forma de nitrato. Assim, uma vez que o nitrato é o composto nitrogenado que mais contribui para a contaminação da bacia, a influência da poluição por esgotos sanitários na bacia do rio Araçuaí é tida como remota em relação aos pontos de monitoramento.

Em locais onde não há tratamento de esgoto, a amônia é uma importante forma do nitrogênio nas águas (VON SPERLING, 1995). Devido à migração das zonas rurais para os centros urbanos, a maioria das cidades cresceu muito rapidamente nestas últimas três décadas, em contrapartida este aumento não foi seguido por coleta e tratamento de esgotos eficazes. Como consequência, a maior parte do esgoto doméstico é despejado sem tratamento em corpos de água, acarretando graves problemas de poluição dos sistemas fluviais (MARTINELLI *et al.*, 2006).

De acordo com Alvim (2016) em bacias rurais com atividades agrícolas, o P pode estar presente no escoamento, na forma dissolvida e particulada, entretanto, as concentrações relativas dessas formas no escoamento irão variar com o uso da terra (solo inativo, pastagem e agricultura). Em áreas urbanas, os produtos químicos contendo P e, sobretudo, as cargas veiculadas pelos esgotos (atividades fisiológicas e detergentes), podem contribuir para uma elevação dos teores de P no meio aquático. Biggs *et al.* (2004), estudando a distribuição de N em diferentes bacias localizadas no Estado de Rondônia, constataram que as populações urbanas têm forte impacto sobre as concentrações de nitrogênio total, uma vez que os maiores valores foram observados em bacias hidrográficas urbanizadas quando comparadas às bacias hidrográficas rurais.

A cor apresentou tendência de aumento na estação JE018, o que pode estar relacionado à alta quantidade de sólidos dissolvidos neste trecho da bacia, sendo comprovado pela alta taxa de violação desse parâmetro nessa estação (60%) (Tabela 5). A tendência de redução do NDVI nesse trecho indica redução de áreas com vegetação, o que pode explicar o maior carreamento de sólidos para o rio, alterando sua cor. A tendência de diminuição da cor na estação JE012 evidencia uma relação inversa com o NDVI, indicando redução da carga de sólidos pela maior presença de vegetação. A cor apresentou sazonalidade nas estações JE013, JE015 e JE017 indicando que o efeito das chuvas no carreamento de sólidos é mais expressivo nessas estações (Tabela 5 e FIG. B.10, B.12 e B.14).

Constatou-se tendência de aumento de sólidos dissolvidos nas estações de monitoramento JE014, JE017 e JE018, com maiores concentrações no período chuvoso em JE012, JE013, JE014, JE015 e JE016 (Tabela 5 e FIG. B.9 a B.13). Os STD estão intimamente

associados à condutividade elétrica da água, como pode ser visto na estação JE017, que apresentou tendência de aumento tanto para CE, quanto para os SDT.

Os sólidos suspensos não apresentam tendência temporal nas estações de monitoramento, apresentando sazonalidade em JE013, JE014, JE015, JE016 e JE017 (Tabela 5), demonstrando a influência da pluviosidade na movimentação dos sólidos na bacia (FIG. B.10 a B.14). A turbidez apresentou sazonalidade na estação chuvosa em todas as estações, com exceção da JE018 (FIG. B.9, B.10, B.11, B.12, B.13 e B.14), apresentou ainda, tendência de aumento nesta mesma estação e percentual de violação variando de 6 a 48% (Tabela 5).

Os parâmetros turbidez e sólidos suspensos apresentaram o mesmo comportamento sazonal. O excesso de sólidos na água pode alterar as condições de luminosidade da água, interferindo no metabolismo dos organismos autotróficos submersos, por dificultar a realização da fotossíntese, prejudicando os demais organismos heterotróficos dependentes do oxigênio (BUZELLI *et al.*, 2013). Na estação JE018, observou-se que os sólidos suspensos totais e a turbidez apresentaram considerável percentual de violação, o que pode ter relação com a tendência de redução do NDVI verificada nesses trechos da bacia.

Os sólidos totais apresentaram tendência de elevação nas estações JE014 e JE018 (Tabela 5), o que pode estar relacionado ao adensamento urbano nesses trechos da bacia, uso do solo para culturas de eucalipto (JE014) e culturas diversas (JE018), provocando o aumento da carga de sólidos nessas estações. Essa alteração do uso e ocupação da terra na estação JE018 foi caracterizada pela tendência de redução do NDVI (Tabela 5). Os ST apresentaram sazonalidade nas estações JE013, JE014, JE015, JE016 e JE017 (Tabela 5), com maiores concentrações no período chuvoso (FIG. B.10 a B.14).

A condutividade elétrica apresentou tendência de aumento nas estações JE015, JE016 e JE017, com sazonalidade em todas as estações, refletindo a influência direta da chuva no aumento de íons nas águas (FIG. B.9 a B.15). As altas amplitudes nos valores de condutividade elétrica estão associadas aos aspectos sazonais, com maior carga de poluente no período chuvoso, elevando desta forma os teores de sais e matéria orgânica. O aumento desse parâmetro indica maior exposição do solo e, conseqüente, carreamento de sólidos para os cursos d'água. Os argissolos ocupam mais da metade da área da bacia (IGAM, 2010) apresentando alta condutividade (LOPES, 2016).

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) apresentou tendência de aumento nas estações JE012, JE014 e JE016, indicando que essa tendência pode estar relacionada ao comportamento hidrológico e características dos efluentes nesses cursos d'água. As estações JE012, JE013,

JE014, JE015 e JE017 (FIG. B.9 a B.14), apresentaram maiores concentrações no período chuvoso.

O Oxigênio Dissolvido (OD) apresentou tendência de aumento nas estações JE013, JE015 e JE017, indicando concentrações altas desse composto na água, preservando as condições do ambiente aquático. Todas as estações de monitoramento apresentaram maiores concentrações no período seco (FIG. B.9 a B.15), sendo geralmente meses de inverno, com baixas temperaturas. É sabido que, para menores valores de temperatura da água, há maiores concentrações de OD no meio (Palma-Silva, 1999; Porto *et al.*, 1991; Araújo, 2006), o que pode explicar o fato das maiores concentrações desse parâmetro estarem restritas ao período seco. Além disso, é importante ressaltar que a solubilidade do OD aumenta com a diminuição da temperatura. Geralmente o OD reduz ou desaparece (indicando total degradação), quando a água recebe quantidades de substâncias orgânicas biodegradáveis encontradas no esgoto doméstico, em certos resíduos industriais, entre outros (ARAÚJO, 2006).

A Demanda Bioquímica do Oxigênio (DBO) apresenta limite mínimo de detecção de 2 mg/L e limite legal (CONAMA 357/2005, classe II) de 5mg/L. Um baixo percentual de violação dos padrões ambientais foi verificado para a DBO nas estações de monitoramento do rio Araçuaí, variando de 1,2% (JE013) a 8,1% (JE012) (Tabela 5), sendo que as estações JE014, JE015 e JE017 não apresentaram valores acima do limite de detecção do método. Dessa maneira, pode-se considerar que o aporte de matéria orgânica biodegradável não está causando grandes impactos no oxigênio dissolvido dos cursos d'água da bacia, indicando uma menor influência de fontes de esgotos sanitários ou capacidade de autodepuração do rio.

Os parâmetros cor e turbidez apresentaram os maiores percentuais de violação em relação aos limites estabelecidos na legislação (Tabela 5). Esses parâmetros geralmente estão associados à poluição difusa, potencializada pelo assoreamento dos corpos de água e atividades agrícolas diversas. Assim, os resultados demonstram que a presença da cobertura vegetal é um importante fator de controle do carreamento de compostos orgânicos e inorgânicos (LOPES, 2016).

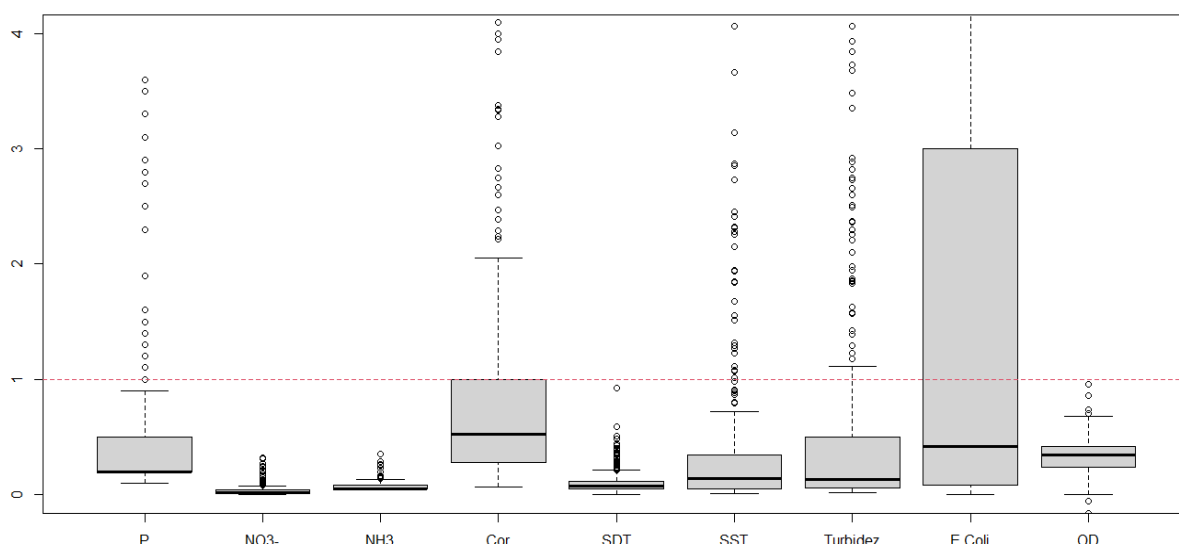
A bacia do rio Araçuaí apresenta estações de monitoramento presentes em áreas com maior influência da urbanização (JE014 e JE017) e outras com áreas predominantemente agrícolas (JE016 e JE018). Dessa maneira, os altos índices de CE, nitrato, nitrogênio amoniacal e total, sólidos e fósforo total, nessas regiões, também podem estar associados à substituição da vegetação por áreas urbanas, como é o caso das bacias dos rios Fanado (JE014) e Araçuaí (JE017). Contudo, a menor influência do fósforo e a baixa representatividade da DBO indicam

uma maior influência da ocupação agrícola, como é o caso das bacias dos rios Gravatá (JE016) e Setubal (JE018).

Os resultados demonstraram que as alterações na ocupação da bacia refletem na qualidade de água dos corpos hídricos que drenam a área. Assim, o conhecimento acerca da geologia local e do uso e ocupação da terra na bacia são informações determinantes na busca das fontes causadoras de impacto na qualidade de água (MOURA *et al.*, 2010).

As concentrações dos parâmetros padronizadas em relação aos padrões legais são apresentadas na Figura 14.

Figura 15. Boxplots dos parâmetros normalizados, na bacia do rio Araçuaí. Os outliers, são representados pelas bolas pretas e indicam que os parâmetros ultrapassam os limites CONAMA (linha vermelha)



A Figura 15 mostra, que no geral, as violações são consideradas *outliers*, exceto para Turbidez, Cor e *E. Coli*. Esses resultados indicam que as violações da maioria dos parâmetros podem ser consideradas eventos isolados. Contudo, a elevada frequência de violação de *E. Coli*, reforça a importância do controle da poluição por esgotos sanitários na bacia. Martins *et al.* 2017 constataram elevadas violações para o parâmetro *E. Coli*, fósforo total e turbidez no rio Setubal (JE018). No presente estudo, a violação para *E.Coli* apresentou maior frequência nos rios Araçuaí (JE017), Fanado (JE014) e Setubal (JE018).

Esses resultados estão associados a lançamentos de esgotos sanitários, sobretudo dos municípios de Minas Novas, Francisco Badaró e Araçuaí (IGAM, 2016). A influência de atividades agropecuárias, laticínios, curtumes, mineração e fabricação de cachaça, principalmente no município de Araçuaí, também devem ser consideradas. Além disso, as cargas difusas, os processos erosivos e assoreamento podem estar contribuindo para impactar a

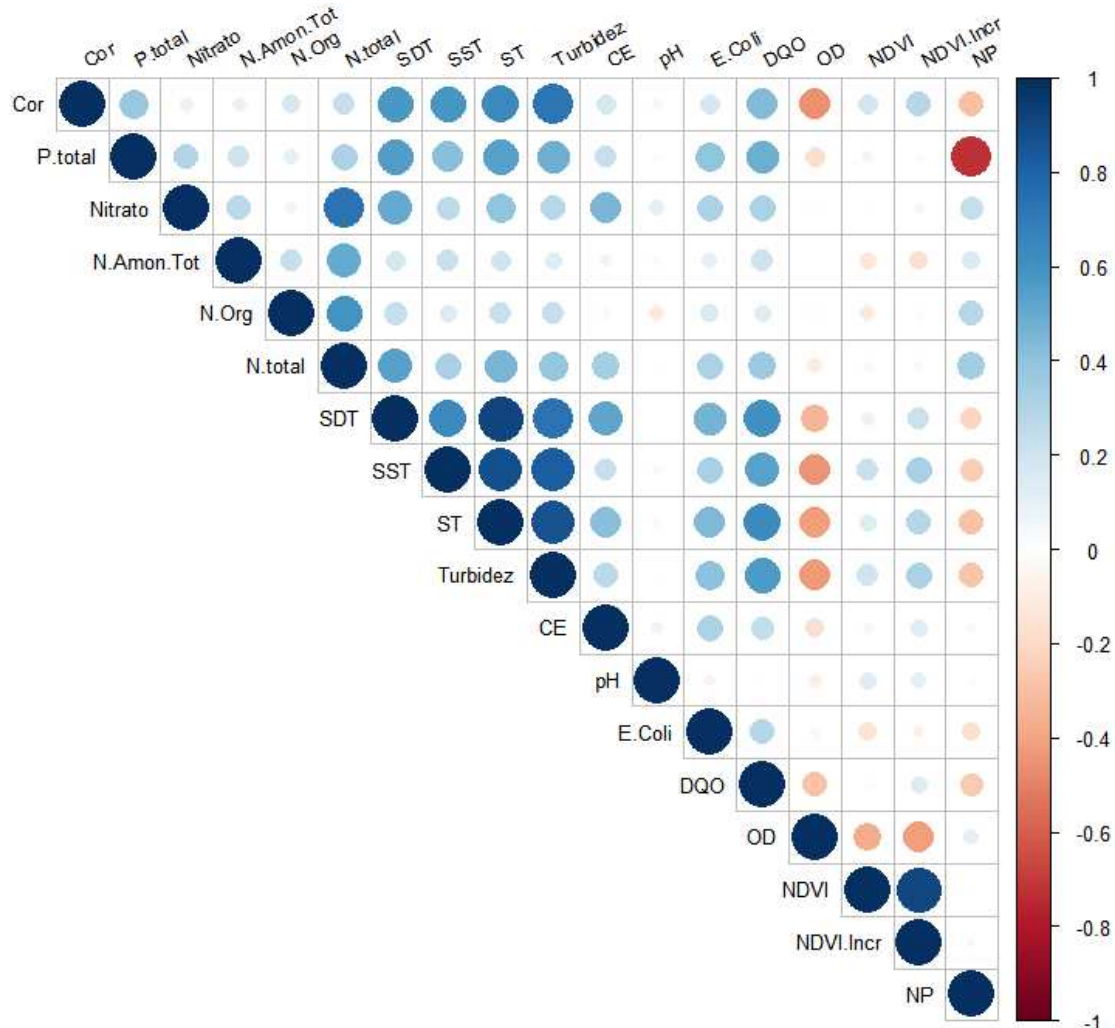
qualidade das águas (IGAM, 2016). Nesse contexto, torna-se necessário um acompanhamento minucioso, para que se possa desenvolver medidas mitigatórias e preventivas para tais impactos relatados nos corpos hídricos da bacia do rio Araçuaí, sendo resultados de possíveis contaminações.

A amônia (NH_3) parece ser mais relevante em termos de proporção, em relação ao limite CONAMA, quando comparada ao nitrato (NO_3^-), apresentando valores mais elevados (FIG. 15). Em relação às violações o fósforo merece maior atenção do que os componentes nitrogenados, apresentando maior quantidade de dados violados, ainda que consideradas como *outliers*. Os demais parâmetros não apresentaram violações expressivas na bacia.

5.3.2.2 Relação entre os parâmetros

A correlação entre os parâmetros monitorados na bacia hidrográfica do rio Araçuaí é apresentada na Figura 16.

Figura 16. Matriz de correlação de Spearman dos parâmetros de qualidade da água e NDVI na bacia hidrográfica do Rio Araçuaí. A cor azul representa correlação positiva e a vermelha negativa. A intensidade da cor e o tamanho do círculo representam a força da correlação



P.total= Fósforo Total; N.Amon.Tot= Nitrogênio Amoniacal Total; N.Org= Nitrogênio Orgânico; N.Total= Nitrogênio Total; SSD= Sólidos Dissolvidos Totais; SST= Sólidos Suspensos Totais; CE= Condutividade Elétrica; DQO= Demanda Química de Oxigênio; OD= Oxigênio Dissolvido; NDVI= Normalized Difference Vegetation Index; NP= relação Nitrogênio/Fósforo

Observa-se que os diversos tipos de sólidos apresentam maiores correlações entre si e em relação à turbidez e à condutividade elétrica (FIG. 16). Esses resultados eram esperados, uma vez que a condutividade elétrica é determinada pela presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions, sendo esperada a correlação com sólidos. Da mesma forma a correlação de sólidos com *E. Coli* (FIG. 16) indica a influência de esgotos sanitários nesses sólidos.

O oxigênio dissolvido apresentou correlação moderada negativa com a cor, os sólidos e a turbidez e fraca negativa com a DQO (FIG. 16), evidenciando que esses parâmetros estão associados a compostos orgânicos biodegradáveis. A relação negativa desses parâmetros,

associada ao oxigênio dissolvido, indica a deterioração da qualidade das águas, nas estações de monitoramento, atreladas ao crescimento populacional.

A relação NP apresentou correlação forte negativa com o P.Total e correlação fraca positiva com nitrogênio total (FIG. 16) indicando que o fósforo apresenta maior influência no cálculo da relação NP. Nas bacias com maior influência urbana, como é o caso das estações JE014 e JE017, as cargas veiculadas pelos esgotos (atividades fisiológicas e detergentes), podem contribuir para uma elevação dos teores medianos de P.Total na bacia do rio Araçuaí, como um todo.

O parâmetro cor apresentou correlação moderada positiva com os sólidos suspensos e sólidos totais ($\rho= 0,52$ e $\rho= 0,58$, respectivamente) na estação JE012 (FIG. C.1) e correlação baixa negativa entre a condutividade elétrica e o oxigênio dissolvido ($\rho= -0,42$ e $\rho= -0,40$, respectivamente) na estação JE013 (FIG. C.2), estações mais próximas à nascente do rio Araçuaí. Na estação JE017 (FIG. C.6), a mais próxima à foz, verificou-se correlação moderada positiva entre sólidos dissolvidos totais e a cor ($\rho= 0,46$), além do nitrogênio total ($\rho= 0,42$), nitrogênio amoniacal total ($\rho= 0,44$) e a DQO ($\rho= 0,49$).

O fósforo total apresenta uma correlação negativa baixa e moderada negativa para a relação NP nas estações JE013 ($\rho= -0,35$) e JE016 ($\rho= -0,51$) (FIG. C.2 e C.5, respectivamente), corroborando nesses casos o predomínio de fontes nitrogenadas. O nitrato, considerado o composto nitrogenado mais abundante na bacia, se mostra mais presente da porção mediana do rio à jusante com correlação positiva moderada com o nitrogênio amoniacal total ($\rho= 0,57$) na estação JE014 (FIG. C.3), o que pode indicar uma maior proximidade das fontes de esgoto sanitários, e com os sólidos dissolvidos totais ($\rho= 0,44$) e condutividade elétrica ($\rho= 0,33$) na estação JE017 (FIG. C.6).

O nitrogênio amoniacal total apresentou correlação moderada positiva com os sólidos dissolvidos e os sólidos totais ($\rho= 0,51$) na estação JE012 (FIG. C.1); correlação moderada negativa com o NDVI ($\rho= -0,47$) na estação JE014 (FIG. C.3) e, ainda, correlação forte positiva com os sólidos suspensos e a turbidez ($\rho= 0,64$) na estação JE016 (FIG. C.5). Assim, verifica-se na estação JE014 um comportamento típico, onde a redução da cobertura vegetal resulta no carreamento de sedimentos para o rio, podendo estar contribuindo para a maior quantidade de sólidos dissolvidos totais observada no resultado mencionado acima.

Os sólidos dissolvidos totais apresentaram correlação forte positiva com a condutividade elétrica ($\rho= 0,63$) e moderada positiva com a *E. Coli* ($\rho= 0,57$), na estação JE012 (FIG. C.1), resultado esperado, uma vez que a condutividade elétrica reflete a concentração de

íons em solução. A presença da *E. Coli* sugere uma maior influência de fontes pontuais associadas à contaminação fecal. A correlação fraca negativa verificada nas estações JE013 e JE017 entre SDT e OD ($\rho = -0,36$ e $\rho = -0,39$, respectivamente) (FIG. C.2 e C.6) indica que a presença de sólidos dissolvidos totais nesses cursos d'água, podem estar relacionados à decomposição da matéria orgânica, influenciando assim, nos baixos valores de oxigênio dissolvido, pois, quando os SDT estão com valores baixos, o OD também fica baixo.

A turbidez apresentou correlação positiva forte com os compostos nitrogenados nitrogênio orgânico ($\rho = 0,72$) na estação JE012 (FIG. C.1) e nitrogênio amoniacal total ($\rho = 0,64$) na estação JE016 (FIG. C.5), sugerindo que os compostos nitrogenados estão sendo carregados juntamente com o solo na área de influência, aumentando a turbidez do rio, nessas estações. A correlação negativa fraca com CE ($\rho = -0,36$) e com a relação NP ($\rho = -0,33$) na estação JE015 (FIG. C.4), podendo indicar efeito da diluição das partículas e da descarga nessa estação.

5.4 NDVI e a qualidade da água

O NDVI incremental apresentou correlação moderada negativa com o oxigênio dissolvido ($\rho = -0,42$) na estação JE017 (FIG. C.6). A maior presença de vegetação pode levar a um maior aporte de matéria orgânica e, conseqüentemente, a um maior consumo de oxigênio dissolvido durante sua decomposição. Os valores obtidos para a correlação, sugerem que o aporte de matéria orgânica vegetal pode estar reduzindo as concentrações de OD (FIG. 16). Dessa maneira os níveis de DBO, ora baixos, ora elevados, podem estar também relacionados às suas concentrações nas estações de monitoramento, bem como os variantes níveis de vazão à sua jusante.

O NDVI e o NDVI.Incr apresentaram, ainda, correlação moderada positiva com a cor, os SST, os ST e a turbidez (FIG. 16), mostrando que os rios da bacia do rio Araçuaí apresentam concentrações significativas de sólidos, uma vez que todos esses parâmetros apresentam correlação direta entre si. Além disso, nota-se que apresentou também, correlação fraca positiva com os parâmetros CE e pH, mostrando que a quantidade de íons nas águas da bacia pode estar crescendo (FIG. 15).

A disponibilidade de água no solo é o principal fator que controla a intensidade da atividade fotossintética de uma vegetação (TERAMOTO *et al.*, 2018). Diante da associação entre o NDVI e a quantidade de água presente no solo, diversos trabalhos demonstraram a aplicação do NDVI para uma ampla gama de estudos hidrológicos e climáticos. Carlson *et al.*

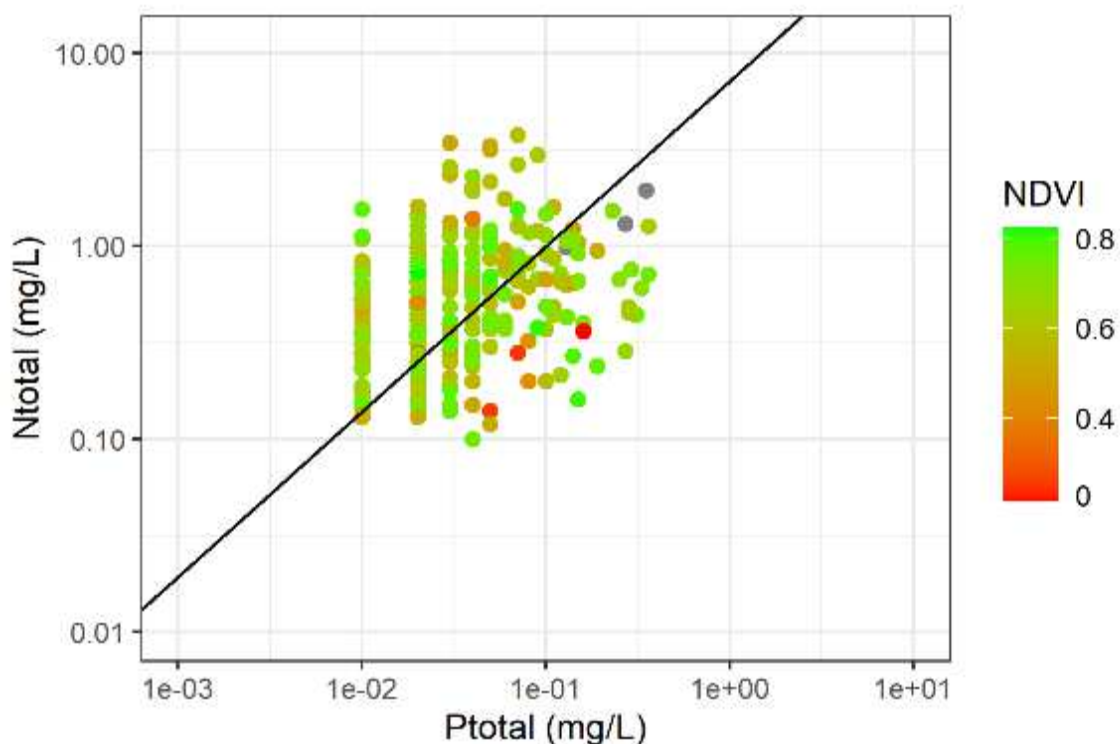
(1990), Farrar *et al.* (1994), Wang *et al.* (2004), Dubois *et al.* (1995) e Chen *et al.* (2014), demonstraram a existência de uma relação linear entre NDVI e umidade do solo, possibilitando entender o movimento da água em superfície e subsuperfície.

Na bacia do rio Araçuaí, o NDVI Incremental apresentou maiores correlações com os parâmetros de qualidade da água, quando comparado ao NDVI da área de influência total de cada ponto de monitoramento (FIG. 16). Isso indica uma tendência de que a relação entre NDVI e os parâmetros de qualidade deva ser avaliada em escala local.

5.4.1 Nitrogênio total/Fósforo total e NDVI

A Figura 17 apresenta a relação dos compostos de nitrogênio total e fósforo total com o NDVI.

Figura 17. Relação entre o nitrogênio e fósforo total com o NDVI na bacia do rio Araçuaí/MG. A linha sólida indica a razão de massa de Redfield (7.2)



A maior parte dos dados, cerca de 65%, apresenta razões N:P acima da razão de massa de Redfield, implicando em uma maior contribuição do nitrogênio total na bacia. Os resultados indicam uma contaminação por fontes pontuais, com concentrações de nitrogênio total elevadas, provenientes de dejetos orgânicos lançados em pontos da bacia. Os valores extremos, mais baixos de NDVI estão associados a uma menor relação N:P (FIG. 17), indicando maior influência do fósforo, reforçando a maior contribuição de fontes difusas na bacia hidrográfica

do rio Araçuaí. O aumento desses nutrientes reflete a influência da área rural na qualidade da água (WALSH *et al.*, 2005; PONTES *et al.*, 2012; MENEZES *et al.*, 2016).

Nesse sentido, nota-se que, na bacia do rio Araçuaí os valores de N:P apresentaram relação direta com o NDVI (FIG. 16). Assim, pode-se considerar que os altos índices pluviométricos na bacia podem contribuir tanto para o aumento do NDVI quanto para um maior carreamento de compostos nitrogenados. Em contrapartida, os menores valores da relação N:P estão associados à baixos valores de NDVI (FIG. 17), indicando uma maior concentração de Fósforo Total nos cursos d'água durante o período seco.

Segundo Carvalho *et al.* (2000) a poluição natural por compostos nitrogenados, em corpos hídricos, pode ser ampliada pela ação do ser humano deixando solos expostos à lixiviação. Assim, a alteração do uso da terra é capaz de proporcionar a degradação e compactação do solo, acentuando o escoamento superficial, condição que leva à intensificação dos processos erosivos, especialmente em áreas vulneráveis, retirando nutrientes do solo e conduzindo-os para dentro dos corpos hídricos (CABRAL *et al.*, 2012).

Ekholm e Lehtoranta (2012) destacam que os solos erosivos são transportados para a água trazendo consigo grandes quantidades de fósforo, favorecendo a eutrofização. Segundo Mansor *et al.* (2006), em estudo desenvolvido na bacia do rio Jaguari, São Paulo, mais de 50% da carga de nutrientes anuais (fósforo e nitrogênio totais) transportada pela sub-bacia eram provenientes de fontes difusas.

Os usos agrícola e urbano são os principais agentes no aporte de fósforo em rios e reservatórios. Toledo e Nicolella (2002) ao estudarem uma microbacia, localizada no município de Guaíra (SP) evidenciaram a influência do fósforo na degradação da qualidade da água, sendo o uso urbano como principal agente causador. Elevadas concentrações desse nutriente na água favorece o crescimento de macrófitas, o que contribui para a intensificação da produção primária, levando ao processo de eutrofização (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013).

Nesse sentido, políticas de mitigação da poluição devem ser implementadas na bacia do rio Araçuaí, tendo em vista a sua importância para a região e seus múltiplos usos. Sugere-se um monitoramento contínuo da qualidade da água, de modo a embasar o gerenciamento desse sistema, além do monitoramento do uso do solo nas bacias, visando também, o melhoramento da qualidade da água, principalmente, para as populações ribeirinhas.

5.5 Modelos de regressão múltipla

A Tabela 6 apresenta os modelos de regressão múltipla gerados, a partir dos dados de qualidade da água.

Tabela 6. Modelos de regressão múltipla gerados a partir da relação dos parâmetros de qualidade das águas da bacia hidrográfica do rio Araçuaí

Modelos	p-valor	R ²
Cor = 0,95 + 0,46.NDVI_Incr - 0,17.Nitrato + 0,41.SDT + 0,37.Turbidez	< 2,2.10 ⁻¹⁶	0,65
Nitrato = - 5,60 - 0,27.Cor + 1,30.N_Total - 0,03.SST + 0,62.SDT + 1,64.pH	< 2,2.10 ⁻¹⁶	0,63
SDT = 3,32 + 0,03.NDVI.Incr + 0,35.Cor + 0,43.N_Total - 0,30.pH	< 2,2.10 ⁻¹⁶	0,57
SST = 1,17 + 0,75.NDVI.Incr - 0,24.Cor + 0,94.Turbidez	< 2,2.10 ⁻¹⁶	0,76
ST = 4,37 + 0,10.NDVI_Incr + 0,1.P_Total + 0,15.N_Total + 0,46.Turbidez - 0,51.pH	< 2,2.10 ⁻¹⁶	0,85
Turbidez = - 1,50 + 0,66.Cor + 0,64.SST - 0,49.NDV_Incr	< 2,2.10 ⁻¹⁶	0,84
P_Total = - 5,46 + 0,17.N_Amon + 0,16.SDT + 0,40.ST	< 2,2.10 ⁻¹⁶	0,30
N_Amon = - 1,68 + 0,37.NDVI_Incr + 0,08.Cor + 0,45.N_Total - 0,16.SDT	3,3.10 ⁻¹⁶	0,30
N_Total = - 2,18 - 0,12.Cor + 0,58.SDT	1,1.10 ⁻¹⁵	0,27
CE = 1,62 - 0,12.NDVI_Incr + 0,55.SDT - 0,07.SST	2,2.10 ⁻¹⁶	0,30
pH = 2,01 - 0,02.ST + 0,01.SST	0,8.10 ⁻²	0,01
E.Coli = - 3,03 - 1,79.NDVI_Incr - 0,76.Cor + 0,40.P_Total + 0,97.SDT + 0,42.N_Total + 0,60.Turbidez + 3,97.OD	6,5.10 ⁻¹⁴	0,28
DQO = 1,74 + 0,17.P_Total + 0,25.SDT + 0,14.SST	< 2,2.10 ⁻¹⁶	0,47
OD = 2,17 - 0,05.NDVI_Incr - 0,03.Cor - 0,01.SST	3,0.10 ⁻¹⁵	0,28
NP = 5,29 + 0,06.SDT - 0,38.ST	9,8.10 ⁻⁵	0,07

A Tabela 6 indica os modelos que apresentam níveis de ajuste variando de fraco a forte, considerando os melhores coeficientes de determinação (R^2) obtidos.

Ajustes fortes, foram obtidos para sólidos suspensos (76%), turbidez (84%) e sólidos totais (85%). Já os ajustes moderados foram obtidos para nitrato (63%), cor (65%) e sólidos dissolvidos (57%), enquanto ajustes fracos para fósforo total (30%), nitrogênio amoniacal total (30%), nitrogênio total (27%), condutividade elétrica (30%), pH (1%), *Escherichia Coli* (28%), demanda química de oxigênio (47%), oxigênio dissolvido (28%) e relação nitrogênio total fósforo total (7%).

Os modelos que utilizaram os sólidos como variável independente apresentaram relação direta com o NDVI incremental, devido a questão relacionada à esala local, indicando mais proximidade do efeito. Lissner (2013) observou relação semelhante em estudo realizado na Lagora Itapeva, litoral norte do Rio Grande do Sul. Uma vez que os trechos da bacia com maior NDVI coincidem com as águas com menores valores de pH, pode-se considerar que a composição desses sólidos é influenciada pela matéria orgânica vegetal. A dissolução, carreamento de compostos do solo e das rochas e a decomposição de matéria orgânica são as indispensáveis causas de fontes naturais de sólidos dispersos na água (BUZELLI & CUNHA-SANTINO, 2013). A decomposição desses compostos, por sua vez, tendem a reduzir o pH pela liberação de ácidos orgânicos (BARRAL, 2018). A relação direta entre sólidos totais e os parâmetros nitrogênio e fósforo, pode ter relação com o processo de decomposição da matéria orgânica e/ou indicar a contribuição de fontes antrópicas. Os modelos indicam a interrelação entre sólidos, cor e turbidez, conforme verificado em diversos trabalhos (CHAGAS, 2015; LOPES *et al.*, 2009; OLIVEIRA E QUEIROZ, 2018; LUIZ *et al.*, 2012).

O modelo da cor indica relação positiva com a turbidez e SDT. A relação com SDT é esperada (LOPES *et al.*, 2009), porém a relação com turbidez pode indicar a representação da cor aparente. A alteração da cor também está relacionada à decomposição da matéria orgânica vegetal (BARRAL, 2018). Outras fontes de sólidos estão relacionadas a processos erosivos, que tendem a aumentar a turbidez e a cor aparente (CARRERAS, 2010; FRITZSONS *et al.*, 2003). Destaca-se a relação negativa com o nitrato, o que reforça o efeito de processos naturais de decomposição recente da matéria orgânica.

O modelo DQO apresenta relação direta com os sólidos dissolvidos e totais e o fósforo total. Esses resultados indicam que a matéria orgânica apresenta fontes tanto antrópicas quanto naturais contribuindo para o aporte desses compostos na bacia.

Calijuri *et al.* (2012), indicam que o OD é um parâmetro fortemente influenciado por fatores ambientais e sensível à poluição, mostrando uma resposta a alguma alteração introduzida no sistema causada por fatores naturais ou por uma fonte de contaminação. Neste estudo o modelo do OD apresentou relação inversa com os sólidos suspensos, a cor e o NDVI Incremental.

O modelo *E.Coli* foi o que apresentou relação com o maior número de parâmetros, apresentando relação direta com fósforo total, sólidos dissolvidos, nitrogênio total, turbidez e oxigênio dissolvido e relação inversa com NDVI Incremental e cor. Esse parâmetro é um bom indicador de poluição urbana, por despejos de esgotos sanitários em porções das sub-bacias, justificando o sinal positivo para turbidez, sólidos, fósforo total e nitrogênio total.

Os modelos ajustados para os parâmetros cor, nitrato, SST, SDT, ST e turbidez indicam que esses parâmetros podem ser satisfatoriamente estimados na bacia do rio Araçuaí. Os resultados indicam ainda que o aumento do NDVI Incremental está associado à redução de *E.Coli*, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido. Em todos os modelos que utilizaram o NDVI, os melhores resultados foram obtidos quando utilizado o NDVI Incremental, indicando que a qualidade da água está mais relacionada a influências locais do que regionais do uso e ocupação (FURLAN, 2016; QUEIROZ, 2017; FONSECA, 2019).

Os desempenhos dos modelos, com a presença do NDVI, ajudam na percepção da dinâmica dos cursos d'água do rio Araçuaí, permitindo um melhor entendimento da variabilidade dos parâmetros de qualidade da água, ao longo de seu curso. Tal fato foi verificado, também, nos estudos de Lopes *et al.* (2014), os quais utilizaram a modelagem dos parâmetros de qualidade da água a partir do sensoriamento remoto. Já Andrade *et al.* (2007) utilizaram indicadores da qualidade da água por meio da análise multivariada, enquanto Mercante *et al.* (2010) utilizaram os modelos de regressão múltipla para estimar a produção de soja, por meio de imagens NDVI. Júnior *et al.* (2007) utilizaram a análise de regressão multivariada para testar a eficiência do tratamento de água em uma estação de tratamento.

Nesse sentido, os modelos de regressão múltipla gerados neste trabalho apresentam grande potencial para entendimento e previsão da qualidade da água ao longo da bacia, podendo contribuir para a adoção de medidas preventivas em seus corpos d'água. Porém a utilização de modelos de regressão múltipla pode causar algumas limitações que podem afetar as conclusões das análises.

6 CONCLUSÃO

Pontos críticos de qualidade da água foram identificados na bacia hidrográfica do rio Araçuaí, como as estações JE014 (rio Fanado) e JE017 (rio Araçuaí), ambas sob maior influência de áreas urbanas. Essas áreas apresentam maiores valores de CE, nitrato, nitrogênio amoniacal e total, sólidos e fósforo, parâmetros associados ao lançamento de efluentes domésticos e industriais. As estações JE016 (rio Gravatá) e JE018 (rio Setubal) mostraram maior influência da ocupação agrícola, indicadas pela baixa representatividade da DBO e maior influência do fósforo nessas regiões.

De acordo com os percentuais de violação observados, *E. Coli* mostrou-se em situação preocupante na bacia (41% de violação), indicando a presença de contaminantes fecais, lançados principalmente por esgotos, em vários pontos, prejudicando a qualidade da água e tornando-a imprópria para o consumo. O fósforo também apresentou quantidade expressiva de violações (11%), indicando a influência de usos agrícolas e urbanos na bacia. A amônia (NH_3) é o composto nitrogenado que merece mais atenção na bacia, quando comparada ao nitrato (NO_3^-).

A relação N:P mostrou-se, quase sempre, acima da razão de Redfield, revelando contaminação por fontes pontuais com concentrações elevadas de nitrogênio total, provavelmente provindas de dejetos orgânicos lançados em pontos específicos da bacia. Os compostos nitrogenados, CE, P.Total, SDT, DQO e OD apresentaram tendência de aumento em pelo menos duas estações de monitoramento, enquanto Cor, N.Org e NDVI apresentaram tendência de diminuição em pelo menos uma estação. A maioria dos parâmetros analisados, apresentou sazonalidade, com maiores concentrações no período chuvoso, com exceção do OD e da relação Nt/Pt que apresentaram maiores concentrações no período seco.

Os modelos de regressão multivariada apresentaram relação significativa fraca (fósforo total, nitrogênio amoniacal total, nitrogênio total, condutividade elétrica, pH, *Escherichia Coli*, demanda química de oxigênio, oxigênio dissolvido e relação nitrogênio total e fósforo total), moderada (nitrato, cor e sólidos dissolvidos) e forte (sólidos suspensos, turbidez e sólidos totais). O NDVI apresentou melhores resultados nas áreas incrementais das estações de monitoramento, indicando que seus efeitos podem estar mais relacionados à escala local.

Os resultados indicam que as áreas mais vegetadas contribuem para melhoria dos parâmetros como *Escherichia Coli*, turbidez, cor, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica.

Tais parâmetros apresentaram relação inversa com o NDVI, indicando que, quando se tem um aumento de áreas vegetadas, há conseqüentemente, a diminuição desses parâmetros.

Os resultados obtidos nesta pesquisa indicam que o uso do sensoriamento remoto atrelado à qualidade da água pode contribuir para o planejamento do uso adequado da terra e, também para a redução de problemas de qualidade da água recorrentes na bacia hidrográfica do rio Araçuaí. Além disso, este estudo também mostrou que a utilização de ferramentas estatísticas, como a análise de regressão, pode ser utilizada para auxiliar em estudos sobre a qualidade ambiental de determinadas bacias mostrando quais parâmetros necessitam de atenção.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Al, L.; SHI, Z. H.; YIN, W.; HUANG, X. Spatial and seasonal patterns in stream water contamination across mountainous watersheds: Linkage with landscape characteristics. *Journal of Hydrology*, v. 523, p. 398–408, 2015.

Agência Nacional das Águas (ANA), 2006. CADERNO DA REGIÃO HIDROGRÁFICA ATLÂNTICO LESTE. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/161/publicacao/161_publicacao03032011024710.pdf>, acesso em: 21-05-2019.

Agência Nacional das Águas (ANA), 2013. Monitoramento da Qualidade da Água em rios e reservatórios. Disponível em: <http://capacitacao.ana.gov.br/conhecerh/browse?type=title&sort_by=1&order=ASC&rpp=20&etal=-1&starts_with=Monitoramento>, acesso em: 21-05-2019.

Agência Nacional das Águas (ANA), 2017. Monitoramento e Diagnóstico da Qualidade das Águas, módulo 2. Disponível em: <https://capacitacao.ead.unesp.br/images/curso_coleta_e_preservacao/coleta/Modulo2_port_2018.pdf>. Acesso em: 21-05-2019.

ALLAN, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 35, p. 257-284.

Alberti, M., Booth, D., Hill, K., Coburn, B., Avolio, C., Coe, S., Spirandelli, D., 2007. The impact of urban patterns on aquatic ecosystems: an empirical analysis on Puget lowland sub-basins. *Landscape Urban Plan.* 80 (4), 345–361

Alföldi, T.T., 1982. Remote sensing for water quality monitoring, *Remote Sensing for Resource Management* (C.I. Iohannsen and J.L. Sanders, editors), Soil Conservation Society of America, Ankeny, Iowa, pp. 377-328.

Almeida-Abreu P.A. 1995. O Supergrupo Espinhaço da Serra do Espinhaço Meridional (Minas Gerais): o Rifte, a Bacia e o Orógeno. *Geonomos* 3(1): 1-18.

Almeida, E. S. Relação entre índice de vegetação derivado do NOAA-AVHRR e precipitação na região amazônica. São José dos Campos. 90 p. (INPE-6390- TDI/606). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1997.

ALMEIDA FILHO, G. S. de. Processos erosivos urbanos (p. 40-63). In: *Ambiente e Sedimentos*. POLETO, C. (Org.). Porto Alegre: ABRH, 2008, 404p.

ALVES, R. I. S.; CARDOSO, O. O.; TONANI, K. A. A.; JULIÃO, F. C.; TREVILATO, T. M. B; SEGURAMUÑOZ, S. I. (2013). Water quality of the Ribeirão Preto Stream, a water course under anthropogenic influence in the southeast of Brazil. *Environmental Monitoring Assessment*, v. 185, p. 1.151-1.161.

Alvim R. B. DINÂMICA DO NITROGÊNIO E FÓSFORO EM ÁGUAS FLUVIAIS DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA COM DIFERENTES USOS DO SOLO NO SUDESTE DO BRASIL. INSTITUTO DE QUÍMICA PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS – GEOQUÍMICA, Universidade Federal Fluminense, 2016.

ANDRADE, E. M.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; DISNEY, W.; ALVES, A. B. SELEÇÃO DOS INDICADORES DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS PELO EMPREGO DA ANÁLISE MULTIVARIADA. *Eng. Agríc., Jaboticabal*, v.27, n.3, p.683-690, set./dez.2007

AQUINO, C.M.S; OLIVEIRA, J.G.B. Estudo da dinâmica do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) no núcleo de São Raimundo Nonato- PI. **GEOUSP - Espaço e Tempo**, São Paulo, Nº 31, pp. 157 - 168, 2012.

Araújo AG, Lima JOA, Mello MP, Litwinski N. 1980. Sedimentos Terciários do Médio Vale do Rio Jequitinhonha e sua possível correlação com o "Grupo Barreiras". Secretaria de Ciências e Tecnologia - Centro Tecnológico de Minas Gerais. Belo Horizonte.

ARAÚJO, A. M. Qualidade das águas estuarinas em Recife (1995/1996). *Ciência e Engenharia*, Uberlândia, v. 9, n. 1, p. 32-39, 2000.

Araújo, A. E.M. Avaliação dos parâmetros físicos, químicos e índice de qualidade da água no Rio Saúde, em razão da precipitação (maio a dezembro de 2004): Estudo de caso. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Alagoas, 2006.

ARAÚJO, L. E. de et al. Bacias hidrográficas e impactos ambientais. revista.uepb.edu.br > Capa > v. 8, n. 1 (2009). UEPB. N1. v8. P 18. 2009.

Arrigo, Kevin R. (2005). «Marine microorganisms and global nutrient cycles». *Nature(em inglês)*. 437 (7057): 349–355. ISSN 1476-4687. doi:10.1038/nature04159

Arbuckle, K. E., and J. A. Downing. 2001. The influence of watershed land use on lake N:P in a predominantly agricultural landscape. *Limnology and Oceanography* 46:970–975.

Augustin, C. H. R. R., Fonseca, B. M., Rocha, L. C. 2011. Mapeamento geomorfológico da Serra do Espinhaço Meridional: primeira aproximação. *Geonomos*, 19(2), 50-69, 2011 www.igc.ufmg.br/geonomos.

AVERHOFF, O.R.L. (2012) *Limnología de embalses en las regiones central y occidental de Cuba*. Tese (Doutorado) – Habana

ÁVILA, J. L. T. e MONTE-MÓR, R. L. M. Urbanização e Impactos Ambientais: uma análise da Relação entre as características dos espaços urbanos e a poluição hídrica na Região do Médio Rio Doce (MG). VII Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica. Fortaleza, novembro de 2007.

BARBOSA, L.G; DORIGON, L.P. Análise temporal da cobertura vegetal no município de Teresina/PI a partir da aplicação de NDVI. **Congresso Brasileiro de Cartografia**, 27, Gramado, RS, 2014.

Barbosa, A. H. S.; Carvalho, R. G.; Camacho, R. G. V. Aplicação do NDVI para a Análise da Distribuição Espacial da Cobertura Vegetal na Região Serrana de Martins e Portalegre – Estado do Rio Grande do Norte. *Revista do Departamento de Geografia*, V. 33 (2017) 128-143.

Barral, U. M. **HIDROLOGIA E FLUXO DE CARBONO EM TURFEIRAS TROPICAIS DE MONTANHA**. Tese de Doutorado – Curso de Pós Graduação em Produção Vegetal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM), 2018, Diamantina – MG.

Barreto, L. V.; Barros, F. M.; Bonomo, P.; Rocha, F. A.; Amorim, J. da S. Eutrofização em rios brasileiros. *Enciclopédia biosfera*, v.9, n.16, p. 2166-2179. 2013.

Barreto, L. V.; Fraga, M. S.; Barros, F. M.; Rocha, F. A.; Amorim, J. S.; Carvalho, S. R.; Bonomo, P.; Silva, D. P.; 2014. Relationship between stream flow and water quality in a river section. *Revista Ambiente & Água*. ISSN:1980-993X DOI:10.4136/1980-993X.

Benedetti, A. C. P; Lippert, D. B.; Pereira, R. S.; Almeida, C. M.; Cardoso, C. D. V.; Hendges, E. R. Uso do produto MOD13Q1 do sensor Modis para análise temporal e mapeamento das florestas nas Serras do Sudeste e Campanha Meridional do Rio Grande do Sul. *Rev. Árvore* vol.37 no.3 Viçosa May/June 2013.

BERTOLDO, D. C.; SCHONS, D. C.; SANTOS, C. R.; VEIGA, T. G.; SZYMANSKI, N. Análise físico-químicas das águas do rio do ouro, em Ouro Verde do Oeste-Paraná. *Rev. Iniciação Científica CESUMAR*. Maringá – PR, v.16, n.2, p. 147-154, jul./dez. 2014.

BERTHOUEX, P.M. & BROWN, L.C., *Statistics for environmental engineers*, second edition 2nd ed. CRC. 2002.

BHAVANI, P.; CHAKRAVARTHI, V.; ROY, P. S.; JOSHI, P. K.; CHANDRASEKAR, K. Long-term agricultural performance and climate variability for drought assessment: a regional study from Telangana and Andhra Pradesh states, India. *Geomatics, Natural Hazards and Risk*, v. 8, n. 2, p. 822–840, 15 dez. 2017.

BIS, B.; ZDANOWICZ, A.; ZALEWSKI M. (2000). Effects of catchment properties on hydrochemistry, habitat complexity and invertebrate community structure in a Lowland River. *Hydrobiology*, v. 422, n. 423, p. 369-387.

BIGGS, T. W.; DUNNE, T.; MARTINELLI, L. A. Natural controls and human impacts on stream nutrient concentrations in a deforested region of the Brazilian Amazon basin. *Biogeochemistry*, v. 68, n. 2, p. 227-257, 2004.

Bispo, D. F. A., 2013. CARACTERIZAÇÃO QUALIQUANTITATIVA DOS RECURSOS HÍDRICOS E DA DINÂMICA DO CARBONO DE TURFEIRAS DAS CABECEIRAS DO RIO ARAÇUAÍ. Dissertação apresentada ao Curso de PósGraduação Stricto Sensu em Produção Vegetal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri.

Boratto, I. M. P.; Gomide, R. L. Aplicação dos índices de vegetação NDVI, SAVI e IAF na caracterização da cobertura vegetativa da região Norte de Minas Gerais. Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE.

BORGES, E. F.; SANO, E. E.; BORGES, E. F.; SANO, E. E. Séries Temporais de EVI do MODIS para o mapeamento de uso e cobertura vegetal do oeste da Bahia. *Boletim de Ciências Geodesicas*, v. 20, n. 3, p. 526±547, 2014.

Boyer, E. W., C. L. Goodale, N. A. Jaworski, and R. W. Howarth. 2002. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry* 57:137–169.

BRANCO, M. B.; AZEVEDO, S. M. F. O.; TUNDISI, J. G. Água e saúde humano. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. (org). Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. 3. ed. São Paulo: Escrituras, 2006, p. 325-365.

Braga, B.; Hespanhol, I.; Conejo, J. G. L.; Barros, M. T. L. de; Veras Junior, M. S.; Porto, M. F. do A.; Nucci, N. L. R.; Juliano, N.M. de A.; Eiger, S.. Introdução à Engenharia Ambiental. 2 ed. São Paulo: Prentice Hall, 2002. 305p.

BRASIL. Lei nº 9.433 de 08 de Janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 09 jan. 1997.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de vigilância em Saúde. Portaria MS nº. 518 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 2004.

BRASIL, Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005. Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional. Publicado no D.O.U.

Bolstad, P.V., Swank, W.T., 1997. Cumulative impacts of land use on water quality in a southern Appalachian watershed. *J. Am. Water Res. Assoc.* 33 (3), 519–533.

Bothwell, M.L. (1985) Phosphorus limitation of lotic periphyton growth rates: An intersite comparison using continuous-flow troughs (Thompson River system, British Columbia). *Limnol. Oceanogr.* 30: 527–542.

BOUCHARD, D. C.; WILLIAMS, M. D. & SURAMPALLI, R. Y., 1992. Nitrate contamination of ground water sources and potential health effects. *Journal of the American Water Works Association*, v. 84, issue 9, p. 85-90, sep. 1992.

Brown, T. C., and P. Froemke. 2012. Nationwide assessment of nonpoint source threats to water quality. *BioScience* 62:136–146.

BU, H., TAN, X., LI, S., ZHANG, Q. Temporal and spatial variations of water quality in the Jinshui River of the South Qinling Mts, China. *Ecotox. Environ. Safe.* 73, 907– 913, 2010a.

BU, H.; MENG, W.; ZHANG, Y.; WAN, J. (2014). Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. *Ecological Indicators*, v. 41, p. 187-197.

- BURFORD, M.A.; JOHNSON, S.A.; COOK, A.J.; PACKER, T.V.; TAYLOR, B.M.; TOWNSLEY, E.R. (2007) Correlations between watershed and reservoir characteristics, and algal blooms in subtropical reservoirs. *Water Research*, v. 41, n. 18, p. 4105-4114.
- Bucchianeri, J. R.; Neto, A. S. S.; Santos, L. P. S.; Santos, P. H. Utilização da regressão linear múltipla para avaliação da qualidade da água: estudo de caso da estação de tratamento Meia Ponte, Goiânia – GO. XXXVI Encontro Nacional de Engenharia de Produção, outubro de 2016.
- BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP). *Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, Taubaté, v. 8, n.1, p. 186-205, 2013. (<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.930>).
- CABRAL, J. B. P. Análise da sedimentação e aplicação de método de previsão para tomada de medidas mitigadoras quanto ao processo de assoreamento no reservatório de Cachoeira Dourada - GO/MG. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná- UFPR, Curitiba, 194 p., 2006.
- Cadoná, E. A., LOURENZI, C. R., SOUZA, E. L., RAMPINELLI, E. C., SANTOS, M. L., SETE, P. B., SOARES, C. R. F. S. CONTAMINAÇÃO POR NITROGÊNIO E FÓSFORO DE ÁGUAS DESTINADAS AO CONSUMO HUMANO EM REGIÃO COM INTENSA ATIVIDADE SUINÍCOLA. São Paulo, UNESP, *Geociências*, v. 37, n. 4, p. 883 - 891, 2018.
- CALIJURI, M. L.; COUTO, E. A.; CAMARGO, R. A et al. Evaluation of the Influence of Natural and Anthropogenic Processes on Water Quality in Karstic Region. *Water, Air & Soil Pollution*, v. 223, n. 5, p. 2157-2168, 2012.
- Capoane, V.; Tiecher, T.; Schaefer, G. L.; Lucas Henrique Ciotti, L. H.; Santos, D. R. Transfer of nitrogen and phosphorus to surface water in a watershed with agriculture and intensive livestock production in Southern Brazil. *Ciência Rural*, Santa Maria, v.45, n.4, p.647-650, abr, 2015. ISSN 0103-8478.
- CAREY, R. O.; MIGLIACCIO, K. W.; LI, Y.; SCHAFFER, B.; KIKER, G. A.; BROWN, M. T. Land use disturbance indicators and water quality variability in the Biscayne Bay Watershed, Florida. *Ecological Indicators*, v. 11, n. 5, p. 1093–1104, 2011.
- CARRERAS, N. M. et al. The use of sediment colour measured by diffuse reflectance spectrometry to determine sediment sources: Application to the Atert River catchment (Luxembourg). *Journal of Hydrology, Luxembourg*, v. 382, p. 49-63, 2010.
- CARLSON, T. N.; PERRY, E. M.; SCHMUGGE, T. J. Remote estimation of soil moisture availability and fractional vegetation cover for agricultural fields. *Agricultural and Forest Meteorology*, v. 52, n. 1-2, 1990. pp. 45-69
- CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. *Química Nova*, São Paulo, v. 23, n. 5, p. 618-622, 2000.
- CARVALHO JÚNIOR, O. A.; SAMPAIO, C. da S.; SILVA, N. C.; COUTO JÚNIOR, A. F.; GOMES, R. A. T.; CARVALHO, A. P. F. de; SHIMABUKURO, Y. E. Classificação de padrões de savana usando assinaturas temporais NDVI do sensor MODIS no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros. *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 26, n. 4, p. 505±517, dez. 2008a.
- CARVALHO JÚNIOR, O. A.; SILVA, N. C.; CARVALHO, A. P. F.; COUTO JÚNIOR, A. F.; SILVA, C. R.; SHIMABUKURO, Y. E.; GUIMARÃES, R. F.; GOMES, R. A. T. Combining Noise-Adjusted Principal Components transform and median filter techniques for denoising MODIS temporal signatures. *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 30, n. 2, p. 147-157, 2012.
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Variáveis de qualidade de água. São Paulo, 2009.
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório de qualidade das águas superficiais. Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade - Apêndice D, 2015.

COUTO JÚNIOR, A. F.; CARVALHO JÚNIOR, O. A.; MARTINS, É. de S.; ENCINAS, J. I. Identificação das Assinaturas Temporais NDVI das Principais Fisionomias da Região do Ecomuseu do Cerrado. *Espaço & Geografia*, v. 10, n. 1, p. 173-189, 2007.

COOK, M. G.; ZUBLENA, J. P.; HODGES, S. C.; NADERMAN, G. C. (1997). How soils influence water quality. 4p. Disponível em: <http://www.soil.ncsu.edu/publications/Soilfacts/AG-439-01/> Acesso em: 11-06-2019.

CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS – CERH-MG, 2002. DELIBERAÇÃO NORMATIVA CERH - MG Nº 06 DE 2002.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL- CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS (COPAM/CERH-MG) 2008. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008.

Costa, H. F. Monitoramento da qualidade da água e do uso e cobertura da terra na bacia de contribuição da represa de São Pedro, Juiz de Fora (MG) no período de 2005 a 2015. Juiz de Fora, 2016.

CORRÊA, F. A. F. Características dos patótipos de E. coli e implicações de E.coli patogênica para aves em achados de abatedouros frigoríficos. Dissertação de mestrado do Programa de Pós Graduação em Ciência Animal da Escola de Veterinária e Zootecnia da Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2012.

CUNHA, D. G.F.; CALIJURI, M. C. Análise probabilística de ocorrência de incompatibilidade da qualidade da água com o enquadramento legal de sistemas aquáticos – estudo de caso do rio Pariqueira-Açu (SP). *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.15, n.4, p.337-346, 2010.

CHAGAS, D. S., 2015. Relação entre concentração de sólidos suspensos e turbidez da água medida com sensor de retroespalhamento óptico. Universidade Federal do Recôncavo da Bahia; Centro de Ciências Agrárias, Ambientais e Biológicas; Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola; Dissertação de Mestrado. Cruz das Almas - BA– 2015.

CHEN, Y.; HUANG, C.; TICEHURST, C.; MERRIN, L.; THEW, P. An evaluation of MODIS daily and 8-day composite products for floodplain and wetland inundation mapping *Wetlands*, 33, p. 823–835, 2013.

CHEN, T.; DE JEU, R.; LIU, Y. Y.; VAN DER WERF, G. R.; DOLMAN, A. J. Using satellite based soil moisture to quantify the water driven variability in NDVI: A case study over mainland Australia. *Remote Sensing of Environment*, v. 140, 2014. pp. 330-338

CHEN, Q.; MEI, K.; DAHLGREN, R. A.; WANG, T.; GONG, J.; ZHANG, M. Impacts of land use and population density on seasonal surface water quality using a modified geographically weighted regression. *Science of the Total Environment*, v. 572, p. 450–466, 2016.

CHEN, X.; ZHOU, W.; PICKETT, S. T. A.; LI, W.; HAN, L. Spatial-Temporal Variations of Water Quality and Its Relationship to Land Use and Land Cover in Beijing, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 13, n. 5, p. 449, 2016.

CHRISTOFARO, Cristiano; LEÃO, Mônica Maria Diniz. Caracterização temporal do arsênio nos cursos d'água da bacia hidrográfica do Rio das Velhas, MG, Brasil, ao longo de uma década (1998-2007). *Ambiente e Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, Universidade de Taubaté, v.4, n. 3, p 54-66, 2009.

CHRISTOFARO, C. *Avaliação probabilística de risco ecológico de metais nas águas superficiais da bacia do rio das Velhas - MG*. Doutorado (tese) - Universidade Federal de Minas Gerais, Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. 2009. 251 f.

Cleveland, William S.; Devlin, Susan J. (1988). "Locally-Weighted Regression: An Approach to Regression Analysis by Local Fitting". *Journal of the American Statistical Association*. **83** (403): 596-610. doi:10.2307/2289282. JSTOR 2289282.

Cruz, P. P. N., 2014. USO DO SENSORIAMENTO REMOTO RADIOMÉTRICO PARA A ESTIMATIVA DA LARGURA DO RIO NA BACIA DO ARAGUAIA. Universidade Federal de Viçosa.

Da SILVA, A.C.B. (2014) Análise da qualidade da água e da comunidade íctia durante o período de estiagem no açude Marengo (Madalena, CE). 92 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Pesca) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Pesca e Recursos Pesqueiros, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

DACACH, N. G. Tratamento primário de esgoto. Rio de Janeiro: Didática e Científica, 1991 apud SEQUINEL, R.; ARRUÁ, M. E. P.; COSTA, W. Um levantamento das concentrações dos íons NO_3^- , PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} presentes nas águas do rio verde e sua correlação com as atividades humanas existentes na área. PUBLICATIO UEPG: ciências exatas e da terra, agrárias e engenharias. Ponta Grossa, v. 17, n. 1, p. 29-37, jan/jun. 2011.

DEERING, D. W. Rangeland reflectance characteristics measured by aircraft and spacecraft sensors. 1978. 338 f. Dissertation (Ph. D) – Texas A&M University, College Station, TX.

Dekker, A. G.; Malthus, T. J.; Wijnen, M. M. Spectral band location for remote sensing of turbid and/or eutrophic waters. Thematic Conference on Remote Sensing, 1, 1992, Emerging Technologies and Systems. Proceedings... Ann Arbor: Environmental Research Institute of Michigan. 1992. p.955-970.

DE ALMEIDA, F. F. M. O cráton do São Francisco. Revista Brasileira de Geociências, v. 7, n. 4, p. 349-364, 2017.

DEMARCHI, J.C.; PIROLI, E.L.; ZIMBACK, C.R.L. Análise temporal do uso do solo e comparação entre os índices de vegetação NDVI e SAVI no município de Santa Cruz do Rio Pardo - SP usando imagens Landsat-5. Ra'ega, v. 21, p. 234-271, 2011.

De Oliveira, F. R.; Menegasse, L. N.; Duarte, U., 2000. HIDROGEOLOGIA DA REGIÃO DE ARAÇUAÍ, NO MÉDIO VALE DO RIO JEQUITINHONHA-MG. 1st Joint World Congress on Groundwater.

Diniz, H.N.; Pereira, P.R.B.; Gutjahr, M.R.; Menegasse, L.N.; Oliveira, F.R.; Duarte, U. 2001. GEOLOGIA, CLIMATOLOGIA E HIDROLOGIA DA BACIA DO RIO ARAÇUAÍ, ESTADO DE MINAS GERAIS - BRASIL. SMA/SP-Brasil; UFMG e USP.

Downing, J. A., and E. McCauley. 1992. The nitrogen:phosphorus relationship in lakes. Limnology and Oceanography 37:936–945.

Duan, S., S. S. Kaushal, P. M. Groffman, L. E. Band, and K. T. Belt. 2012. Phosphorus export across an urban to rural gradient in the Chesapeake Bay watershed. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 117.

DUBOIS, P. C.; VAN ZYL, J.; ENGMAN, T. Measuring soil moisture with imaging radars. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, v. 33, n. 4, 1995. pp. 915-926

DUPASA, R.; DELMASC, M.; DORIOZD, J. M.; GARNIERE, J.; MOATARF, F.; GASCUEL-ODOUXA, C. (2015). Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. Ecological Indicators, v. 48, p. 396-407.

EPA - UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Data Quality Assessment: Statistical Methods for Practitioners. Washington, DC: Office of Environmental Information, 2006. 190 p. Quality management guidance documents – EPA QA/G-9S (Manual de gestão da qualidade).

Eschrique, S. A. Estudo do balanço biogeoquímico dos nutrientes dissolvidos principais como indicador da influência antrópica em sistemas estuarianos no nordeste e sudeste do Brasil. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo, 2011.

ESTEVEES, F.A. & SUZUKI, M.S. (2011) Comunidade fitoplanctônica. In: ESTEVEES, F.A. Fundamentos de Limnologia. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência. capítulo 21, p. 375-445

EUCLYDES et al. Atlas digital das Águas de Minas. 3. ed. 2011. Disponível em: http://www.atlasdasaguas.ufv.br/jequitinhonha/resumo_jequitinhonha.html. Acesso em: 07 mai. 2019.

EKHOLM, P.; J. LEHTORANTA. "Does control of soil erosion inhibit aquatic eutrophication?" Journal of Environmental Management v. 93, n. 1, p.140-146, 2012.

Farr, T. G.; Rosen, P. A.; Caro, E.; Crippen, R.; Duren, R.; Hensley, S.; Seal, D. The shuttle radar topography mission. *Reviews of geophysics*, v. 45, n.2, 2007.

FARRAR, T. J.; NICHOLSON, S. E.; LARE, A. R. The influence of soil type on the relationships between NDVI, rainfall, and soil moisture in semiarid Botswana. II. NDVI response to soil moisture. *Remote Sensing of Environment*, v. 50, n. 2, 1994. pp. 121-133

Fenn, M. E., J. S. Baron, E. B. Allen, H. M. Rueth, K. R. Nydick, L. Geiser, W. D. Bowman, J. O. Sickman, T. Meixner, D. W. Johnson, and P. Neitlich. 2003. Ecological effects of nitrogen deposition in the western United States. *BioScience* 53:404–420.

FERREIRA, V. O., 2007. PAISAGEM, RECURSOS HÍDRICOS E DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO NA BACIA DO RIO JEQUITINHONHA, EM MINAS GERAIS. Universidade Federal de Minas Gerais Instituto de Geociências Departamento de Geografia. Tese de Mestrado.

FERREIRA, L. R.; LACERDA, H. Notas sobre os solos da bacia hidrográfica do Ribeirão João Leite, Anápolis, 2010.

FERREIRA, L. L. N. Variação espacial de atributos do solo, em zona de recarga de nascente, em uma microbacia perene do semiárido. 2016. 107 p. Dissertação (Mestrado em Manejo de Solo e Água) – Universidade Federal Rural do Semiárido, Mossoró, 2016.

FIA, R.; TADEU, H. C.; MENEZES, J. P. C.; FIA, F. R. L.; OLIVEIRA, L. F. C. (2015). Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 20, n. 1.

FIGUEIREDO, S. B. Avaliação da qualidade da água da Sub-bacia do Rio Cuiabá-MT aplicando Análise Multivariada. 2012. 140 f. Tese (Mestrado em Recursos Hídricos). Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2012.

FIGUEIRÊDO, A.C. et.al. Determinação de Índices de Vegetação para a análise da cobertura vegetal em bacia hidrográfica do Agreste pernambucano. In: Anais Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 16, Foz do Iguaçu, PR, 2013, INPE.

Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science* 309 (5734), 570–574.

Fonseca, E. L.; Locatelli, M.; et Filho, E. P. S. NDVI aplicado na detecção de degradação de pastagens cultivadas. *Revue franco-brésilienne de géographie*, Número 35, 2019.

Fox, G. A., R. A. Purvis, and C. J. Penn. 2016. Streambanks: a net source of sediment and phosphorus to streams and rivers. *Journal of Environmental Management* 181:602–614.

Fung, T., & Siu, W. (2000). Environmental quality and its changes, an analysis using NDVI. *International Journal of Remote Sensing*, 21(5), 1011–1024.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICA DE MINAS GERAIS (CETEC). Seleção de locais à construção de Barragens no Vale do Jequitinhonha. Belo Horizonte, 1982a. Relatório Inédito.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICA DE MINAS GERAIS (CETEC). Diagnóstico Ambiental do Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte, 1983. p. 29-30. Série Publicações Técnicas.

FUNDAÇÃO CENTRO TECNOLÓGICA DE MINAS GERAIS (CETEC). Reconhecimento Geomorfológico e Geológico para a seleção de locais favoráveis à construção de pequenas barragens no Vale do Jequitinhonha- MG. Informe Técnico. v. 4, n. 1, agosto. 1982b.

FUNASA, 2014. Fundação Nacional de Saúde. Manual de Controle da Qualidade da Água para Técnicos que Trabalham em ETAS. Brasília, 2014.

Furlan, A. R.; Filipini, R.C.; Reis, J. T. The different types of land use and its influence on water quality parameters. *Ciência e Natura*, Santa Maria v.38 n.3, 2016, Set.- Dez. p. 1319 – 1330 *Revista do Centro de Ciências Naturais e Exatas – UFSM*.

FREIRE, C. C.; OMENA, S. P. F. Princípios de hidrologia ambiental. (Apostila do curso de aperfeiçoamento em gestão de recurso hídricos – Agência Nacional de Águas) Disponível em: http://capacitacao.ana.gov.br/Lists/Editais_Anexos/Attachments/23/03.PHidrologiaAmbGRH-220909.pdf. Acesso em: 17 dez 2019.

Freitas, F. R. S.; Righetto, A. M.; Attayde, J. L. CARGAS DE FÓSFORO TOTAL E MATERIAL EM SUSPENSÃO EM UM RESERVATÓRIO DO SEMI-ÁRIDO BRASILEIRO. *Oecologia Australis* 15(3): 655-665, Setembro, 2011.

Fritzsons, E. AVALIAÇÃO DO IMPACTO DA CONTAMINAÇÃO POR NITROGÊNIO NA BACIA HIDROGRÁFICA CÁRSTICA DE FERVIDA/RIBEIRÃO DAS ONÇAS - COLOMBO/PR. Curso de pós-graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. CURITIBA, 1999.

FRITZSONS, E.; HINDI, E. C.; MANTOVANI, L. E. et al. As alterações da qualidade da água do rio Capivari com o deflúvio: um instrumento de diagnóstico de qualidade ambiental. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v. 8, n. 4, p. 239-248, out/dez 2003.

Gamarra, R. M.; Gamarra, M. C. T.; Carrijo, M. G. G.; Filho, A. C. P. USE OF NDVI IN ANALYSIS OF STRUCTURE VEGETATION AND PROTECTION EFFECTIVENESS OF CONSERVATION UNIT IN THE CERRADO. *Curitiba*, v.37, p. 307- 332 , Ago/2016. ISSN: 2177-2738.

GASPAROTTO, F. A. Avaliação Ecotoxicológica e Microbiológica da água de nascentes urbanas no município de Piracicaba-SP. Universidade de São Paulo. Piracicaba, p. 90. 2011.

GATIBONI, L.C.; SMYTH, T.J.; SCHMITT, D.E.; CASSOL, P.C.; OLIVEIRA, C.M.B. de Soil phosphorus threshold in evaluating risk of environmental transfer to surface waters in Santa Catarina, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 39, n. 4, p. 1225-1234, 2015.

GAUTHIER, Thomas D. Detecting trends using Spearman's Rank Correlation Coefficient. *Environmental Forensics*, v. 2, p. 359-362, 2001.

Gebler, L.; Bertol, I.; B. L. R. de; Ramos, R. R.; Louzada, J. A. S. Transferência superficial de fósforo reativo potencialmente contaminante por chuvas simuladas intensas. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 19, n.4, p.393-399. 2014.

GONÇALVES, R. N. DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DA BACIA DO RIO JEQUITINHONHA. FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE DIRETORIA DE GEOCIÊNCIAS. 1a DIVISÃO DE GEOCIÊNCIAS DO NORDESTE – DIGEO 1/NE .1. Salvador, 1997.

GROPPO, Juliano Daniel. *Estudo de tendências nas series temporais de qualidade de água de rios do estado de São Paulo com diferentes graus de intervenção antrópica*. 2005. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

GUEDES, H. A. S. et al. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, p. 558-563, 2012.

GUIMARÃES, E.N. (2010) Série relatórios metodológicos: PIB dos municípios. Rio de Janeiro: IBGE.

Guilherme, A. P.; Mota, A. B. S.; Mota, D. S.; Machado, N. G.; Biudes, M. S., 2016. USO DE ÍNDICE DE VEGETAÇÃO PARA CARACTERIZAR A MUDANÇA NO USO DO SOLO EM COARI-AM. *Soc. & Nat., Uberlândia*, 28 (2): 301-310, mai/ago/2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1982-451320160209>.

Gurgel, H. C.; Ferreira, N. J. Annual and interannual variability of NDVI in Brazil and its connections with climate. *International Journal of Remote Sensing*, v. 24, n. 18, p. 3595-3609, 2003.

Gurgel, H. C. VARIABILIDADE ESPACIAL E TEMPORAL DO NDVI SOBRE O BRASIL E SUAS CONEXÕES COM O CLIMA. INPE-9655-TDI/848, 2003.

Griffith, J. A., Martinko, E. A., Whistler, J. L., & Price, K. P. (2002). Interrelationships among Landscapes, NDVI, and Stream Water Quality in the U.S. Central Plains. *Ecological Applications*, 12(6), 1702. doi:10.2307/3099933.

Green, M. B.; Finlay. J. C. Patterns of hydrologic control over stream water total nitrogen to total phosphorus ratios. *Biogeochemistry*, v.99, p.15-30, 2010.

Grosso, J. D., 2005. Estudo de tendências nas séries temporais de qualidade de água de rios do estado de São Paulo com diferentes graus de intervenção antrópica. Piracicaba, SP. Escola Superior de Agricultura da USP, 2005.

HAIR, J.F.; ANDERSON, R.E.; TATHAM, R.L.; BLACK, W.C. *Multivariate data analysis*. 5ªed. New Jersey: Prentice Hall, 2005,730p.

Hall, K., and H. Schreier. 1996. Urbanization and agricultural intensification in the lower Fraser River Valley: impacts on water use and quality. *GeoJournal* 40:135-146.

HAN, L., and RUNDQUIST, O' C, 1994, The response of both surface reflectance and the underwater light field to various levels of suspended sediments: preliminary results. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 60, 1463-1471.

HAVENS, K.E.; JAMES, R.T.; EAST, T.L.; SMITH, V.H. (2003) N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. *Environmental Pollution*, v. 122, p. 379-390.

HELSEL, D.R. & HIRSCH, R.M., *Statistical methods in water resources*. Pap/Dsk. Elsevier Science Pub Co. 2002.

Hecky, E., Campbell, P., Hendzel, L.L. (1993) The Stoichiometry of Carbon, Nitrogen, and Phosphorus in Particulate Matter of Lakes and Oceans. *Limnol. Oceanogr.* 38 (4): 709-724.

Heineck CA, Raposo FO, Maluf RF, Jardim SV. 2008. Mapa Geológico da Folha Comercinho, Estado de Minas Gerais, Folha SE-24-V-A-I, escala 1:100.000. In: Projeto Jequitinhonha. Belo Horizonte, CPRM.

HIPPEL, K.W. & MCLEOD, A.I., *Time series modelling of water resources and environmental systems*. Elsevier Science Pub Co. 1994.

Hollander, M.; Wolfe, A. D., 1973. *Nonparametric Statistical Methods*. New York: John Wiley & Sons. Pages 115-120.

HOWARTH, R. W. et al. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry*, v. 35, p. 181– 226, 1996.

HUANG, C.; CHEN, Y.; WU, J.; YU, J. Detecting floodplain inundation frequency using MODIS time-series imagery. In: *Proceedings of Agro-Geoinformatics 2012: The 1st International Conference on Agro-Geoinformatics*, Shanghai, China, 2012.

HUANG, Z; HAN, L; ZENG, L; XIAO, W; TIAN, Y. Effects of land use patterns on stream water quality: a case study of a small-scale watershed in the Three Gorges Reservoir Area, China. *Environ Sci Pollut Res* 23:3943–3955, 2016.

HUETE, A.; DIDAN, K.; MIURA, T.; RODRIGUEZ, E. .; GAO, X.; FERREIRA, L. . Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, v. 83, n. 1±2, p. 195±213, nov. 2002.

IBGE-EMBRAPA. Mapa e Solos do Brasil. Ministério do Meio Ambiente, 2001. Disponível em:<<https://mapas.mma.gov.br/geonetwork/srv/br/metadata.show>> . Acesso em: 22 Mai 2020.

IDE-SISEMA. Infraestrutura de Dados Espaciais - Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Disponível em: <http://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/>. Acesso em: 12 mai 2019.

IGAM. Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio Araçuaí: Relatório Final. Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Maceió. 2010.

INSTITUTO Mineiro de Gestão das Águas. Relatório de Monitoramento das Águas Superficiais da Bacia do Rio Jequitinhonha, 2004. Disponível em: < http://www.ufjf.br/baccan/files/2012/11/Rel_Jequitinhonha_04.pdf> . Acesso em: 11 mai. 2019.

IGAM - INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. Qualidade das Águas Superficiais de Minas Gerais em 2013. Resumo Executivo. Belo Horizonte: IGAM, 2014. Disponível em: <http://www.igam.mg.gov.br/images/stories/qualidade_aguas/2014/resumo-executivo-2013.pdf. Acesso em : 07 mai. 2020.

INSTITUTO Mineiro de Gestão das Águas. Portal Meio Ambiente. MG, 2014. Enquadramento. Disponível em: <<http://www.igam.mg.gov.br/monitoramento-da-qualidade-das-aguas2>>. Acesso em: 08 mai. 2019.

INSTITUTO Mineiro de Gestão das Águas. Boletim anual da qualidade das águas na Bacia Hidrográfica do rio Araçuaí, 2015. Disponível em: < http://200.198.57.118:8080/jspui/bitstream/123456789/403/1/Boletim_anual_2015_JQ2.pdf> Acesso em: 19 abr. 2020.

INSTITUTO Mineiro de Gestão das Águas. Boletim de qualidade da água de Minas Gerais, 2016. Disponível em: < http://www.repositorioigam.meioambiente.mg.gov.br/bitstream/123456789/2471/1/Boletim_JQ2_2016.pdf > . Acesso em: 26 fev. 2021.

INSTITUTO Mineiro de Gestão das Águas. MONITORAMENTO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS NO ESTADO DE MINAS GERAIS, Relatório trimestral, 2º trimestre de 2018. Disponível em: < http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/images/Relatorio_Aguas_Superficiais_2Trimestre_2018_MinasGerais.pdf > Consulta em: 20 jan. 2021.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. Avaliação da Qualidade das Águas Superficiais de Minas Gerais em 2017: Resumo Executivo Anual. Belo Horizonte: Igam, 2018. Disponível em: <<http://200.198.57.118:8080/handle/123456789/2336>>. Acesso em: 11 mai. 2019.

INSTITUTO Mineiro de Gestão das Águas. PROGRAMA ÁGUAS DE MINAS, 2018. Disponível em: <<http://www.igam.mg.gov.br/monitoramento-da-qualidade-das-aguas2>>. Acesso em: 15 mai. 2019.

INSTITUTO Mineiro de Gestão das Águas, 2019. Declaração de situação de escassez hídrica em porção da bacia do rio Araçuaí. Disponível em: < <http://www.igam.mg.gov.br/banco-de-noticias/1-ultimas-noticias/2141-igam-declara-situacao-de-escassez-hidrica-em-porcao-hidrografica-da-bacia-do-rio-aracuai>>. Acesso em: 19 set. 2019.

INSTITUTO Mineiro de Gestão das Águas, 2019. Bacia Hidrográfica do Rio Jequitinhonha. Disponível em: < http://www.igam.mg.gov.br/index2.php?option=com_content&do_pdf=1&id=160#:~:text=A%20Bacia%20Hidrog%C3%A1fica%20do%20Rio.popula%C3%A7%C3%A3o%20estimada%20de%20290.325%20habitantes.> > Acesso em: 03 jan. 2021.

JIANG, Z.; HUETE, A. R.; DIDAN, K.; MIURA, T. Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. Remote Sensing of Environment, v. 112, n. 10, p. 3833-3845, 2008.

JONES, E. B. D.; HELFMAN, G. S.; HARPER, J. O.; BOLSTAD, P. V. (1999). Effects of riparian forest removal on fish assemblages in Southern Appalachian streams. Conservation Biology, v. 13, n. 6, p. 1.454-1.465.

JONES, I.D. & ELLIOTT, J.A. (2007) Modelling the effects of changing retention time on abundance and composition of phytoplankton species in a small lake. Freshwater Biology, v. 52, p. 988-997.

Junior, E. V. Sistema Integrado de Gestão Ambiental. 2ª Edição. Editora Aquariana Ltda, 1998.

Júnior, W. R. S.; Machado, T. T. V.; Meneses, A. C. L. S. M.; Gadelha, C. L.; Silans, A. M. B. P. Modelagem da eficiência do tratamento de água para abastecimento público urbano através de análise de regressão multivariada. XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2007.

JUSTICE, C. O.; VERMOTE, E. F.; TOWNSHEND, J. R. G.; DEFRIES, R. S.; ROY, D. P.; HALL, D. K.; SALOMONSON, V. V.; PRIVETTE, J. L.; RIGGS, G.; STRAHLER, A. H.; LUCHT, W.; MYNENI, R. B.; KNYAZIKHIN, Y.; RUNNING, S. W.; NEMANI, R. R.; WAN, Z.; HUETE, A. R.; VAN LEEUWEN, W.; WOLFE, R. E.; GIGLIO, L.; MULLER, J. P.; LEWIS, P.; BARNSLEY, M. The Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS): land remote sensing for global change research. *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on*, v. 36, n. 4, p. 1228-1249, 1998.

JUSTICE, C. O., TOWNSHEND, J. R. G., VERMOTE, E. F., MASUOKA, E., WOLFE, R. E., SALEOUS, N., ROY, D. P., MORISSETTE, J. T. (2002a). An overview of MODIS Land data processing and product status. *Remote Sens. Environ.* 83: 3 –15.

KANG, J. H.; LEE, S. W.; CHO, K. H.; KI, S. J.; CHA, S. M.; KIM, J. H. (2010). Linking land-use type and stream water quality using spatial data of fecal indicator bacteria and heavy metals in the Yeongsan river basin. *Water Research*, v. 44, p. 4.143-4.157.

Keeney, D., and T. Deluca. 1993. Des Moines River nitrate in relation to watershed agricultural practices: 1945 versus 1980s. *Journal of Environmental Quality* 22:267-272.

KLAUSMEIER, C.A.; LITCHMAN, E.; DAUFRESNE, T.; LEVIN, S.A. (2004) Optimal nitrogen-to-phosphorus stoichiometry of phytoplankton. *Nature*, v. 429, p. 171-174.

Klein, C. & Agne, S. A. A. Fósforo: de nutriente à poluente! *Revista eletrônica em gestão, educação e tecnologia ambiental*, v.8, n.8, p.1713-1721. 2012.

KIM, Ki-Hyun; SUSAYA, J. P.; PARK, C. G.; UHM, Jung-Hoon; HUR, J. Comprehensive monitoring of drinking well water quality in Seoul metropolitan city, Korea. *Environmental Monitoring and Assessment*. v. 185, p. 6353–6378, jan. 2013.

KING, L. C. 1956. Geomorfologia do Brasil Oriental. *Revista Brasileira de Geografia*, São Paulo, 18(2):147-266.

Kosten, S., Huszar, V.L.M., Mazzeo, N., Scheffer, M., Sternberg, L.S.L. & Jeppesen, E. (2009) Lake and watershed characteristics rather than climate influence nutrient limitation in shallow lakes. *Ecological Applications*, 19(7), pp. 1791–1804.

KÖPPEN, W. *Climatologia*. México. Fundo de Cultura Econômica. 1948.

KUCHENBECKER, M., 2018. Evolução geológica dos vales do Jequitinhonha e Mucuri: uma revisão. *Revista Espinhaço*, 2018, 7 (1): 53-64.

Landim P.M.B. 1998. *Análise Estatística de Dados Geológicos*. São Paulo, Fundação Editora da UNESP, 226p

Latorre, M. L.; Anderson, L. O.; Shimabukuro, Y. E.; Júnior, O. A. C., 2003. SENSOR MODIS: CARACTERÍSTICAS GERAIS E APLICAÇÕES. *Espaço & Geografia*, Vol.6, No 1 (2003), 91:121 ISSN: 1516-9375.

LATUF, M. de O. Diagnóstico das águas superficiais do córrego São Pedro, Juiz de Fora-MG. *Geografia*, v.13, n. 1, p.21-55, 2004.

LEE, S. W.; HWANGS, S. J.; LEE, S. B.; HWANGS, H. S.; SUNG, H. C. (2009). Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landscape and Urban Planning*, v. 92, p. 80-89.

Lima, W. de P. *Princípios de manejo de bacias hidrográficas*. Piracicaba: ESALQ. USP, 1976.

LIMA, W.P. Hidrologia Florestal Aplicada ao Manejo de Bacias Hidrográficas. 2.ed. Piracicaba, SP - Departamento de Ciências Florestais, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 2008. p.46-52.

LIMBURG, K. E.; SCHMIDT, R. E. (1990). Patterns of fish spawning in Hudson River tributaries: response to an urban gradient? *Ecology*, v. 71, n. 4, p. 1.238-1.245.

Liesenberg, V.; Ponzoni, F. J.; Galvão, L. S. Analysis of the seasonal dynamics and spectral separability of some savanna physiognomies with vegetation indices derived from MODIS/TERRA AND AQUA. *Rev. Árvore* vol.31 no.2 Viçosa Mar./Apr. 2007.

Liu, A.J., Tong, S.T.Y., Goodrich, J.A., 2000. Land use as a mitigation strategy for the water-quality impacts of global warming: a scenario analysis on two watersheds in the Ohio River Basin. *Environ. Eng. Policy* 2 (2), 65–76.

LIU, Y.; WANG, Y.; SHENG, H.; DONG, F.; ZOU, R.; ZHAO, L.; GUO, H.; ZHU, X.; HE, B. Quantitative evaluation of lake eutrophication responses under alternative water diversion scenarios: A water quality modeling based statistical analysis approach. *Science of The Total Environment*, v. 468–469, p. 219–227, 2014.

Lissner, J. B.; Guasselli, L. A. VARIAÇÃO DO ÍNDICE DE VEGETAÇÃO POR DIFERENÇA NORMALIZADA NA LAGOA ITAPEVA, LITORAL NORTE DO RIO GRANDE DO SUL, BRASIL, A PARTIR DE ANÁLISE DE SÉRIES TEMPORAIS. *Soc. & Nat., Uberlândia*, 25 (2): 427-440, mai/ago/2013.

Loague, K. 1998. The challenge of predicting nonpoint source pollution. *Environmental Science and Technology* 32(5): 130A.

Lopes, G. R.; Távora, B. E.; Santos, R. M.; Koide, S. Estudo sobre correlação entre turbidez e sólidos em suspensão para estimativa da vazão sólida em uma pequena bacia. XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009.

Lopes, D. C., 2013. ANÁLISE DE IMAGENS DE SÉRIES TEMPORAIS NDVI DO SENSOR MODIS NO PARQUE NACIONAL DA SERRA DA CANASTRA. Universidade de Brasília Instituto de Ciências Humanas – IH Departamento de Geografia – GEA.

Lopes, F. B.; Barbosa, C. F. C.; Novo, E. M. L. M.; Andrade, E. M; Chaves, L. C. G. Modelagem da qualidade das águas a partir de sensoriamento remoto hiperespectral. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* v.18, (Suplemento), p.S13–S19, 2014.

Lopes, S. M. INFLUÊNCIA DO USO DA TERRA NA QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS COM USOS DISTINTOS, EM JATAÍ-GO E CANAPOLIS-MG. SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS INSTITUTO DE ESTUDOS SOCIOAMBIENTAIS. 2016.

Louro, M. Q., 2011. RESPOSTAS RELACIONAIS ENTRE NITRATO, ORTOFOSFATO E BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA DA LAGOA DE CIMA (RJ): UMA ABORDAGEM EXPERIMENTAL. Dissertação de mestrado, UENF, Campo dos Goytacazes, 2011.

Lowrance, R., R. Leonard, and J. Sheridan. 1985. Managing riparian ecosystems to control nonpoint pollution. *Journal of Soil and Water Conservation* 40:87-91

LUZ, C. N. Uso e ocupação do solo e os impactos na qualidade dos recursos hídricos superficiais da bacia do rio Ipitanga. 2009. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2009.

Luiz Henrique Amorim Moura, Geraldo Resende Boaventura e Marcelo Pedrosa Pinelli. A QUALIDADE DE ÁGUA COMO INDICADOR DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO: BACIA DO GAMA – DISTRITO FEDERAL. Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, 70910-900 Brasília – DF, Brasil, 2009.

Luiz, A. M. E.; Pinto, M. L. C.; Scheffer, E. W. O. Color and turbidity parameters as indicators of impacts resulting from land use, in the watershed of Taquaral river, São Mateus do Sul – PR. *RA'E GA* 24 (2012), p. 290-310. Curitiba, Departamento de Geografia – UFPR. ISSN: 2177-2738

Manning, D. W. P, Rosemond, A. D., Benstead, J. P., Bumpers, P. M., Kominoski, J. S., 2020. Transport of N and P in U.S. streams and rivers differs with land use and between dissolved and particulate forms.

MARINHO, E.C.S. et.al. Análise de índices de vegetação da diferença normalizada(NDVI), na bacia hidrográfica de São João do Cariri- PB. Congresso Brasileiro de Agrometeorologia, 17, Guarapari- ES, 2011.

Martins, G. L. A disponibilidade e a qualidade da água na promoção do desenvolvimento socioeconômico no município de Jenipapo de Minas – MG. Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri - Programa de Pós-graduação em tecnologia, ambiente e sociedade, 2016.

MELO, E.,T.; SALES, M.,C.,L.; OLIVEIRA, J.,S.,B. Aplicação do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) para análise da degradação ambiental da Microbacia Hidrográfica do Riacho dos Cavalos - Cratêus- CE. In: Rae'ga 23, Curitiba-PR,UFPR, 2011, p.520-533.

MELLO, K.; VALENTE, R. A.; RANDHIR, T. O.; DOS SANTOS, A. C. A.; VETTORAZZI, C. A. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *Catena*, v. 167, p. 130–138, 2018.

Menegasse, L. N.; Oliveira, F. R.; Mourão, M. A. A.; Duarte, U.; Castro, R. E.; DINIZ, A. M. A.; ELMIRO, M. A. T.; PEREIRA, P. B.; DINIZ, H. N., 2003. HIDROQUÍMICA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DO MÉDIO JEQUITINHONHA, MINAS GERAIS, BRASIL. Hidrogeologia. ISSN: 1676-0099. Biblioteca Digital de Periódicos, UFPR.

MENEZES, J.; PRADO, R. B.; SILVA Jr. G. C.; MANSUR, K. L.; OLIVEIRA, E. S. Qualidade da água superficial em microbacias do noroeste fluminense. Caderno de Estudos Geoambientais. Campos dos Goytacazes: Universidade Federal Fluminense. v.03, n.01, p.32- 43, 2012.

MENEZES, J. P. C.; BERTOSSI, A. P. A.; SANTOS, A. R.; NEVES, M. A. (2014). Correlation between land use and groundwater quality. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 19. p. 173-186.

Mercante, E.; Lamparelli, R. A. C.; Uribe-Opazo, M. A.; ROCHA, J. V. 2010. MODELOS DE REGRESSÃO LINEARES PARA ESTIMATIVA DE PRODUTIVIDADE DA SOJA NO OESTE DO PARANÁ, UTILIZANDO DADOS ESPECTRAIS. *Eng. Agríc., Jaboticabal*, v.30, n.3, p.504-517, maio/jun. 2010

MINGOTTI, S. A. Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005. 297p

MINAS GERAIS, Comissão de Desenvolvimento do Vale do Jequitinhonha (CODEVALE). Os setores básicos da atividade humana: Pré-diagnóstico do Vale do Jequitinhonha. Belo Horizonte, 1960. v.2. 180 p.

MONTEIRO, V.P.; PINHEIRO, J.C.V. Critério para implantação de tecnologias de suprimentos de água potável em municípios cearenses afetados pelo alto teor de sal. *Revista de Economia Rural*, v.42, n.2, p.365-387, 2004.

MORAES, D. S. L.; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. *Rev. Saúde Pública*. v. 36, n. 3, p. 370-4, 2002.

MORGANO M. A; SCHATTI A. C; ENRIQUES H. A; MANTOVANI D. M.B. Avaliação físicoquímica de águas minerais comercializadas na região de Campinas, SP. *Ital/Centro de Química. Chapadão Campinas-SP*, 2002.

Moura, L. H. A., Boaventura, G. R., Pinelli, M. P. A QUALIDADE DE ÁGUA COMO INDICADOR DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO: BACIA DO GAMA – DISTRITO FEDERAL. Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, 70910-900 Brasília – DF, Brasil. *Quim. Nova*, Vol. 33, No. 1, 97-103, 2010.

MURRAY, R. K.; DARYL, G. K.; MAYES, P. A.; RODWELL, W. V.; Harper's Biochemistry. New Jersey: Prentice-Hall International Inc., 1997 apud SEQUINEL, R.; ARRUÁ, M. E. P.; COSTA, W. Um levantamento das concentrações dos íons NO_3^- , PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} presentes nas águas do rio verde e sua correlação com as atividades humanas existentes na área. *PUBLICATIO UEPG: ciências exatas e da terra, agrárias e engenharias. Ponta Grossa*, v. 17, n. 1, p. 29-37, jan/jun. 2011.

McDowell, W. H., W. G. McDowell, J. D. Potter, and A. Ramírez. 2019. Nutrient export and elemental stoichiometry in an urban tropical river. *Ecological Applications* 29:e01839.

- NASA, (2002). MODIS web. Disponível em: <https://modis.gsfc.nasa.gov/>. Acesso em 20 março 2020.
- NAGHETTINI, Mauro; PINTO, Éber José A. Hidrologia Estatística. Belo Horizonte: CPRM, 2007. 552 p.
- NEVES, S. C.; ABREU, P. A. A.; FRAGA, L. M. S. Serra do Espinhaço Meridional: Paisagens e Ambientes. Capítulo II: Fisiografia. 2005.
- Noce, C.M., Pedrosa-Soares, A.C., Silva, L.C., Alkmim, F.F., 2007. O EMBASAMENTO ARQUEANO E PALEOPROTEROZÓICO DO ORÓGENO ARAÇUAÍ. GEONOMOS 15(1): 17 - 23, 2007.
- NOGUEIRA, F. F.; COSTA, I. A.; PEREIRA, U. A., 2015. Análise de parâmetros físico-químicos da água e do uso e ocupação do solo na sub-bacia do Córrego da Água Branca no município de Nerópolis – Goiás. UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS ESCOLA DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA. TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO.
- Novo, E. M. L. M. Sensoriamento remoto aplicado à ecologia aquática In: Roland, F.; César, D.; Marinho, M. (ed.). Lições de limnologia. São Carlos: RiMa, 2005. cap.5, p.417-432.
- NOVO, E. M. L. de M. Integração de dados do sistema automático de monitoramento de variáveis ambientais (SIMA) e de imagens orbitais na avaliação do estado trófico do Reservatório da UHE Funil. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Anais XIV, INPE, p. 4797-4808, 2007.
- Nunes, J. F.; Roig, H. L., 2015. ANÁLISE E MAPEAMENTO DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO DA BACIA DO ALTO DO DESCOBERTO, DF/GO, POR MEIO DE CLASSIFICAÇÃO AUTOMÁTICA BASEADA EM REGRAS E LÓGICA NEBULOSA. Revista Árvore, Viçosa-MG, v.39, n.1, p.25-36, 2015.
- Ngoye, E., Machiwa, J.F., 2004. The influence of land use patterns in the Ruvu river watershed on water quality in the river system. Physics and Chemistry of the Earth 29, 1161–1166.
- NYAIRO, W. N.; OWUOR, P. O.; KENGARA, F. O. Effect of anthropogenic activities on the water quality of Amala and Nyangores tributaries of River Mara in Kenya. Environmental Monitoring Assessment. v. 187, issue 11, p. 691, nov. 2015.
- OCKENDEN, M. C.; HOLLAWAY, M. J.; BEVEN, K. J.; COLLINS, A. L.; EVANS, R.; FALLOON, P. D.; HAYGARTH, P. M. Major agricultural changes required to mitigate phosphorus losses under climate change. *Nat. Commun.* v.8, n.161, p. 1-9, 2017.
- OLIVEIRA, F. C.; MATIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; MORAES, S. O. Lixiviação de nitrate em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana de açúcar. Scientia agrícola, Piracicaba, v. 58, n. 1, 2001.
- OLIVEIRA JUNIOR, R. Modelagem espacial dos atributos do solo sob diferentes ocupações em uma microbacia perene de vertente do semiárido. 2016. 102 p. Dissertação (Mestrado em Manejo de Solo e Água) – Universidade Federal Rural do Semiárido, Mossoró, 2016.
- Oliveira, J. R.; Queiroz, T. M. Relação sólidos/turbidez no rio Grande Vermelho - MT: afluyente do rio Paraguai na cabeceira do Pantanal. Anais 7º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, Jardim, MS, 20 a 24 de outubro 2018 Embrapa Informática Agropecuária/INPE, p. 200-209.
- ONGLEY, E. D; XIAOLAN, Z.; TAO, Y. Current status of agricultural and rural non-point source Pollution assessment in China. *Environmental Pollution*, v. 158, n. 5, p. 1159–1168, 2010.
- Paes VJC, Heineck CA, Malouf RF, Leite CAS. 2008. Mapa Geológico da Folha Itaobim, Estado de Minas Gerais, Folha SE-24-V-A-IV, escala 1:100.000. In: Projeto Jequitinhonha. Belo Horizonte, CPRM.
- Palma-Silva, G. M. Diagnóstico ambiental, qualidade da água e índice de depuração do Rio Corumbataí-SP. 1999. 155 f. Dissertação (Mestrado em Manejo Integrado de Recursos) – Centro de estudos ambientais, Universidade Federal Paulista, Rio Claro, 1999.
- Paul, M.J., Meyer, J.L., 2001. Streams in the urban landscape. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 32, 333–365.

Plano Diretor de Recursos Hídricos para os Vales do Jequitinhonha e Pardo. Relatório de diagnóstico; anexo G, aspectos fisiográficos e estudos institucionais. Belo Horizonte, dez. 1997. t. 1

PRANGSMA, G. J., & ROOZEKRANS, J. N. (1989). Using NOAA AVHRR imagery in assessing water quality parameters. *International Journal of Remote Sensing*, 10(4-5), 811–818. doi:10.1080/01431168908903921

Pedrosa Soares, A.C. 1996. O Setor Setentrional da Faixa Araçuaí. In: SBG Congresso Brasileiro de Geologia, 39, Salvador, Excursão E-12:13-49.

PEDROSA SOARES, A. C. 1996. Geologia da Folha de Araçuaí, Minas Gerais. In: Projeto Espinhaço, Secretaria de Estado de Recursos Minerais, Hídricos e Energéticos e Companhia Mineradora de Minas Gerais, Belo Horizonte.

Pedrosa-Soares AC, Campos CP, Noce CM, Silva LC, Novo TA, Roncato J, Medeiros S, Castañeda C, Queiroga GN, Dantas E, Dussin IA, Alkmim FF. 2011b. Late Neoproterozoic-Cambrian granitic magmatism in the Araçuaí orogen (Brazil), the Eastern Brazilian Pegmatite Province and related mineral resources. *Geological Society of London, Special Publications* 350: 25–51.

PEDROSO, F.; BONETTO, C. A.; ZALOCAR, Y. A. Comparative study on phosphorus and nitrogen transport in the Parana, Paraguay and Bermejo rivers. In: TUNDISI, J. G. (Ed.). *Limnologia e manejo de represas*. São Paulo: ACIESP, 1988. v.1, t.1. p. 91-117 (Monografia em limnologia).

PEJMAN, A. H. et al. Evaluation of spatial and seasonal variations in surface water quality using multivariate statistical techniques. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 6, n. 3, p. 467-476, 2009.

PEREIRA, P. R. B. et al., 2000. O zoneamento climático na bacia do rio Jequitinhonha, Estado de Minas Gerais, Brasil. VIII Encuentro de Geógrafos de América Latina. Santiago, Chile: [s.n.]. 2000.

Peterjohn, W., and D. Correl. 1984. Nutrient dynamics in an agricultural catchment: observations on the role of a riparian forest. *Ecology* 65:1466-1475.

PINTO, S. dos A. F. GARCIA. G. J. Experiências de aplicação de geotecnologias e modelos na análise de bacias hidrográficas. *Revista do Departamento de Geografia*, n.17, p. 30-37. 2005.

Pinto, C. E., Menezes, P. H., Martinez, Jean-Michel, Roig, L., H., & Villar, R. A. (2014). Uso de imagens MODIS no monitoramento do fluxo de sedimentos no reservatório de Três Marias. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 18(5), 507-516.

PINTO, M. C. F. Manual medição in loco. Site da CPRM, 2007. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/pgagem/manual_medicoes_T_%20pH_OD.pdf> . Acesso em: 13 mar. 2020.

PISSARRA, T.C.T.; POLITANO, W.; FERRAUDO, A.S (2004). Avaliação de características morfométricas na relação solo-superfície da Bacia Hidrográfica do Córrego Rico, Jaboticabal (SP). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 28, n. 2, p. 297-305.

Piveli, R.P. & Kato, M.T. 2006. Qualidade da água e poluição: aspectos físico-químicos. São Paulo, ABES, 285p.

PIVELI, P. D. R. P. Aula 10 - Oxigênio Dissolvido e Matéria Orgânico em Águas. [S.l.], p. 12. 2010.

PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L.; GROVE, J. M.; BOONE, C. G.; GROFFMAN, P. M.; IRWIN, E.; KAUSHAL, S. S.; MARSHALL, V.; MCGRATH, B. P.; NILON, C. H.; POUYAT, R. V.; SZLAVECZ, K.; TROY, A.; WARREN, P. (2011). Urban ecological systems: scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management*, v. 92, p. 331-362.

Pontes, P. P.; Marques, A. R.; Marques, G. F. Efeito do uso e ocupação do solo na qualidade da água na microbacia do Córrego Banguelo – Contagem. *Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*: v. 7, n.3, 2012.

Ponzoni, F.J. Comportamento espectral da vegetação. In: Meneses, P.R.; Madeira Neto, J.S. *Sensoriamento Remoto: reflectância de alvos naturais*. Brasília, DF: UNB Planaltina Embrapa Cerrados, 2001. 262 p.

PONZONI, Flávio Jorge; SHIMABUKURO, Yosio Edemir. Sensoriamento Remoto no Estudo da Vegetação. 2010. ed. São José dos Campos: Parêntese, 2010. 128 p.

PORTARIA IGAM Nº 28, DE 04 DE JULHO DE 2019. Acesso em: 15 set. 2019. Disponível em: http://www.igam.mg.gov.br/images/stories/2019/Escassez/Declara%C3%A7%C3%B5es_de_Escassez_H%C3%ADdrica/2019/Portaria_IGAM_n_028.2019.pdf

PORTAL da Qualidade das Águas, 2009. Índice de Qualidade das águas. Disponível em: <http://portalpnqa.ana.gov/>. Acesso em: 31 mar. 2020.

Porto, F.A.; Branco, S.M.; Luca, S.J. Caracterização da qualidade da água. In: Porto, R. L. (Org.). Hidrologia Ambiental, São Paulo: EDUS, 1991. p.375-390.

POWERS, S. M.; BRUULSEMA, T. W.; BURT, T. P.; CHAN, N. I.; ELSER, J. J.; HAYGARTH, P. M.; HOWDEN, N. J. K.; JARVIE, H. P.; LYU, Y.; PETERSON, H. M.; SHARPLEY, A. N.; SHEN, J.; WORRALL, F.; ZHANG, F. Long-term accumulation and transport of anthropogenic phosphorus in three river basins. *Nat. Geosci.* v.9, p. 353–356, 2016.

Pufal, M. I. USO DE SENSORIAMENTO REMOTO NA OBTENÇÃO DE PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA EM LAGOS. DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS, Universidade de Brasília, 2001.

Ptacnik, R; Andersen, T.; Tamminen, T., 2010. Performance of the Redfield Ratio and a Family of Nutrient Limitation Indicators as Thresholds for Phytoplankton N vs. P Limitation.

QGIS Development Team (2018). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.

Quevedo, C. M. G. de & Paganini, W. da S. Impactos das atividades humanas sobre a dinâmica do fósforo no meio ambiente e seus reflexos na saúde pública. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 16, n. 8, p. 3529-3539. 2011.

Queiroz, H. A. A. CLASSIFICAÇÃO DA FAIXA LITORÂNEA ATRAVÉS DO ÍNDICE DE VEGETAÇÃO NDVI E SUA CORRELAÇÃO COM A VULNERABILIDADE À EROÇÃO COSTEIRA. Dissertação apresentada à Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.

R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

RABUS, B. *et al.* The shuttle RADAR topography-a new class of digital elevation models acquired by space borne RADAR. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, v. 57, n. 04, p. 241-262, 2003.

RAMOS, R. R. D., et al. 2010. Aplicação do Índice da Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) na Avaliação de Áreas Degradadas e Potenciais para Unidades de Conservação. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS GEODÉSICAS E TECNOLOGIAS DA GEOINFORMAÇÃO, 3., 2010, Caatinga. Anais... . Recife: 2010. p. 001 - 006.

REBOUÇAS, Aldo da C.; Braga, Benedito; Tundisi, José G (Org.). **Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2 ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2002. 703p.

Redfield, CA (1934). "Sobre as proporções de derivados orgânicos na água do mar e sua relação com a composição do plâncton" (PDF). James Johnstone Memorial Volume : 176 .

Renovato, D. C. C.; Sena, C. P. S.; Silva, M. M. F. Análise de parâmetros físico-químicos das águas da barragem pública da cidade de Pau dos Ferros (RN) – pH, cor, turbidez, acidez, alcalinidade, condutividade, cloreto e salinidade. Anais IX Congresso de Iniciação Científica do IFRN, Currais Novos, 05 a 06 de jul. de 2013.

Rezende, A. V. Agricultura e qualidade da água por nitrato. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002. 29 p. (Embrapa Cerrados, Documentos 57).

Ribeiro, C. A. D.; Paiva, Y. G.; Ferreira, D. S.; Xavier, A. C. Banco de dados temporal de imagens NDVI do sensor MODIS para o Espírito Santo. Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril 2007, INPE, p. 6075-6081.

Ritchie, Jerry C.; Zimba, Paul V.; Everitt, James H. Remote Sensing Techniques to Assess Water Quality. American Society for Photogrammetry and Remote Sensing, 2003.

RIVA-MURRAY, K.; BODE, R. W.; PHILLIPS, P. J.; WALL, G. L. (2002). Impact source determination with biomonitoring data in New York State: concordance with environmental data. *Northeastern Naturalist*, v. 9, n. 2, p. 127-162.

Robert, E. G. (2016). Monitoring water turbidity and surface suspended sediment concentration of the Bagre Reservoir (Burkina Faso) using MODIS and field reflectance data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 52, 243-251.

Robertson, D. M., and Roerish, E. D., 1999, Influence of various water quality sampling strategies on load estimates for small streams: *Water Resources Research*, v. 35, no. 12, p. 3747-3759.

Rosembach, R.; Conforte, J. C.; Shimabukuro, Y. E.; Ferreira, N. J. Análise da variabilidade temporal do NDVI/MODIS na Região Sul do Brasil. Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril 2007, INPE, p. 1823-1829.

ROSENDO, J.S; ROSA, R. Análise da detecção de mudanças no uso da terra e cobertura vegetal utilizando a diferença de índices de vegetação. In: Anais Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 13, Florianópolis, SC, p. 4209-4216, 2007.

ROTHWELL, J. J.; DISE, N. B.; TAYLOR, K. G.; ALLOTT, T. E. H.; SHCOLEFIELD, P.; DAVIES, H.; NEAL, C. (2010). A special and seasonal assessment of river water chemistry across North West England. *Sciences of the Total Environment*, v. 408, p. 841-855.

ROUSE JR, J.; HAAS, R. H.; SCHELL, J.A.; DEERING, D. W. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. 1974.

RUDORFF, C. de M. Estudo da composição das águas da Planície Amazônica por meio de dados de sensor Hyperion/EO-1 e de reflectância de campo visando a compreensão da variação temporal dos seus constituintes opticamente ativos. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos, 2006.

RUDORFF, F. T.; SHIMABUKURO, Y. E.; CEBALLOS, J. C. O Sensor MODIS e suas aplicações ambientais no Brasil. São José dos Campos: Parêntese, 2007.

Sakamaki, T., and J. S. Richardson. 2011. Biogeochemical properties of fine particulate organic matter as an indicator of local and catchment impacts on forested streams. *Journal of Applied Ecology* 48:1462–1471.

Sallam, G. A. H & Elsayed, E. A. Estimating relations between temperature, relative humidity as independent variables and selected water quality parameters in Lake Manzala, Egypt. *Ain Shams Engineering Journal*, p. 01-14. 2015.

SANTANA, O. A.; JÚNIOR, O. A. de C.; PIMENTEL, C. M. M.; GOMES, R. A. T.; OLIVEIRA, S. N. Modelagem de espectros temporais NDVI-MODIS, no período de 2000 a 2008, na bacia do Rio Paracatu, Brasil. *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 28, n. 1, p. 47±60, 2010.

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

Santos R.F., Alkmim F.F., Pedrosa-Soares A.C.. 2009. A Formação Salinas, Orógeno Araçuaí, MG: História deformacional e significado tectônico. *Revista Brasileira de Geociências* 39 (1): 81-100. [online] URL: http://www.repositorio.ufop.br/bitstream/123456789/1965/1/ARTIGO_Forma%C3%A7%C3%A3oSalinasOr%C3%B3geno.pdf.

SANTOS, H. C. R. G.; MORAES, M. E. B. Variáveis limnológicas da água e usos do solo: elementos fundamentais para a avaliação de duas microbacias da Bacia Hidrográfica do Rio Almada, Sul da Bahia/Brasil. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE GESTÃO DE ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS, 1., 2012, Rio de Janeiro. Anais...Rio de Janeiro, 2012.

SAAD, A. R.; SEMENSATTO JR, D. L.; AYRES, F. M.; OLIVEIRA, P. E. Índice de Qualidade da Água – IQA do reservatório do Tanque Grande, município de Guarulhos, estado de São Paulo, Brasil: 1990 – 2006. Revista UnG – Geociências, v.6, n.1, p.118-133, 2007.

Saadi A, Pedrosa-Soares AC. 1990. Um graben cenozóico no Médio Jequitinhonha, Minas Gerais. Anais do Workshop sobre neotectônica e sedimentação cenozóica continental no Sudeste Brasileiro, Belo Horizonte: SBG-MG. Bol. 11: 101124.

Saadi A. 1995. A Geomorfologia da Serra do Espinhaço em Minas Gerais e de suas margens. Geonomos, 3(1): 41-63.

Siegel and Castellan, 1988. Non parametric statistics for the behavioural sciences. MacGraw Hill Int., New York. pp 213-214.

Silva, L. M., 2002. ATLAS AMBIENTAL COMO SUBSÍDIO AOS ESTUDOS DE SUSTENTABILIDADE – A BACIA DO ARAÇUAÍ NO VALE DO JEQUITINHONHA. UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA (UNESP), Campus Rio Claro. Instituto de Geociências e Ciências Exatas.

SILVA, E. T. J. B. Utilização dos índices de Vegetação do Sensor MODIS para detecção de Desmatamentos no Cerrado: Investigação de Parâmetros e estratégias. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2004. 146 f.

SILVA, G. L.; AURELIANO, J. T.; LUCENA, S. V. O. Proposição de um índice de qualidade de água bruta para abastecimento público. Revista de Gestão de Água da América Latina, v.9, n.1, p.17-24, 2012.

SILVA, M.C.A.; MONTEGGIA, L.O.; MIRANDA, L.A.; THEWES, M.R. Avaliação da viabilidade de utilização de colifagos como indicadores de poluição fecal: suas relações com parâmetros físicos e químicos e indicadores bacterianos. Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 20, n. 4, p. 645 – 652, 2015.

Silva, M. R., 2018. USO DE SÉRIES TEMPORAIS DO SENSOR MODIS PARA IDENTIFICAR DIFERENTES CULTURAS AGRÍCOLAS. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Brasília, UnB. PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA.

Silva Júnior, O. P.; Carvalho, S. L.; Américo-Pinheiro, J. H. P. Avaliação das concentrações de nitrogênio e fósforo na água do Córrego das Marrecas, município de Dracena –SP. ANAP – Brasil, v. 10, n.19, Revista Científica, 2017. ISSN 1984-3240.

Silva, R. S. B.; Sousa, A. M. L.; Sodré, S. S. V.; Vitorino, M. I. Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do Lixão de Salinópolis, PA. Rev. Ambient. Água vol.13 no.2 Taubaté, 2018. Epub May 07, 2018.

Silva, K. M. Estudo da geoquímica do Fósforo em sedimentos da Laguna de Araruama – RJ, para avaliação do processo de eutrofização. Dissertação de mestrado. Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro – RJ, 2019.

Simedo, M. B. L.; Martins, A. L. M.; Pissarra, T. C. T; Lopes, M. C.; Costa, R. C. A.; Valle-Junior, R. F.; Campanelli, L. C.; Roja, N. E. T; Finoto, E. L. Effect of watershed land use on water quality: a case study in Córrego da Olaria Basin, São Paulo State, Brazil. Brazilian Journal of Biology, 2018. ISSN 1519-6984 (Print)

SIMEONOV, V.; STRATIS, J. A.; SAMARA, C.; ZACHARIADIS, G.; VOUTSA, D.; ANTHEMIDIS, A.; SOFONIOU, M.; KOUIMTZIS, Th. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. *Water Research*, v. 37, p. 4119-4124, 2003.

SINGH, K. P.; MALIK, A.; MOHAN, D.; SINHA, S. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India): A case study. *Water Research*, v. 38, n. 18, p. 3980–3992, 2004.

Sommer, U. (1990) The role of competition for resources in phytoplankton succession. *Plankton ecology: Succession in plankton communities*, p. 57- 106 Springer.

SOUTO, M. A. M.; OKADA, M. M.; OKADA, I. A.; DOVIDAUSKAS, S. A determinação de nitrato em águas por espectrofotometria UV: usos e precauções. *Revista do Instituto Adolfo Lutz*. São Paulo-SP, v. 65, p. 66-69, 2006.

Souza, J. R.; Moraes, M. E. B.; Sonoda, S. L.; Rialli, H. C.; Santos, G. (2014). A Importância da Qualidade da Água e os seus Múltiplos Usos: Caso Rio Almada, Sul da Bahia, Brasil. *REDE - Revista Eletrônica do Prodemá* Journal homepage: www.revistarede.ufc.br ISSN: 1982-5528. Fortaleza, BRA.

SOUZA, R.; FENG, X.; ANTONINO, A.; MONTENEGRO, S.; SOUZA, E.; PORPORATO, A. Vegetation response to rainfall seasonality and interannual variability in tropical dry forests. *Hydrological Processes*, v. 30, n. 20, p. 3583–3595, 30 set. 2016.

SUTTI, B.O.; BORGES, R.P.; GUIMARÃES, L.L. & SCHMIEGELOW, J.M.M. NITROGÊNIO E MATÉRIA ORGÂNICA EM DOIS RIOS COM DIFERENTES GRAUS DE IMPACTOS NO SISTEMA ESTUARINO DE SANTOS (SÃO PAULO, BRASIL). *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.*, 2016, 20(1).

Sharpley, A., and M. Meyer. 1994. Minimizing agricultural nonpoint-source impacts: a symposium overview. *Journal of Environmental Quality* 23(1):1-13.

SHREVE, R. N., BRINK JR, J. A. Indústrias de processos químicos. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1997 apud SEQUINEL, R.; ARRUÁ, M. E. P.; COSTA, W. Um levantamento das concentrações dos íons NO_3^- , PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} presentes nas águas do rio verde e sua correlação com as atividades humanas existentes na área. *PUBLICATIO UEPG: ciências exatas e da terra, agrárias e engenharias*. Ponta Grossa, v. 17, n. 1, p. 29-37, jan/jun. 2011.

Shresta, S.; Kazama, F.; *Environ. Modelling Software* 2007, 22, 464; Singh, K. P.; Malik, A.; Sinha, S.; *Anal. Chim. Acta* 2005, 538, 355.

Schöll WU, Fogaça ACC. 1979. Estratigrafia da Serra do Espinhaço na região de Diamantina. *Proceedings of the 1st Simp. Geol. Minas Gerais* 55-73.

SMITH, V.H.; BIERMAN, V.J.; JONES, B.L.; HAVENS, K.E. (1995) Historical trends in the Lake Okeechobee ecosystem IV. Nitrogen: phosphorus ratios, cyanobacterial dominance, and nitrogen fixation potential. *Archiv für Hydrobiologie*, v. 107, p. 71-88.

Smith, V. H. & Schindler, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution*, v.24, p.201-207. 2009.

SHUMWAY, R.H. & STOFFER, D.S., *Time series analysis and its applications: with R examples* 2nd ed. Springer. 2006.

Sterner, R.W., Andersen, T., Elser, J.J., Hessen, D. O., Hood, J.M., McCauley, E., Urabe, J. (2008) Scale-dependent carbon : nitrogen : phosphorus seston stoichiometry in marine and freshwaters. *Limnol. Oceanogr.* 53(3): 1169–1180.

Sterner, R.W. *Encyclopedia of Inland Waters*, 2009. Nutrient Stoichiometry in Aquatic Ecosystems.

Stelzer, R.S. & Lamberti, G.A. (2001) Effects of N: P ratio and total nutrient concentration on stream periphyton community structure, biomass, and elemental composition. *Limnol. Oceanogr.*, 46(2): 356–367.

Tank, J. L., E. J. Rosi-Marshall, N. A. Griffiths, S. A. Entekin, and M. L. Stephen. 2010. A review of allochthonous organic matter dynamics and metabolism in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 29:118–146.

TEODORO, V. L. I. et al. O conceito de Bacia Hidrográfica e a Importância da Caracterização Morfométrica para o Entendimento da Dinâmica Ambiental Local. *Uniará, Araraquara*, n. 1, p. 11, 2007.

TOMASONI, M.A.; PINTO, J.E.S.; SILVA, H.P. A questão dos recursos hídricos e as perspectivas para o Brasil. *GeoTextos*, v. 5, n. 2, p. 107-127, 2009.

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. *Scientia Agrícola*, v.59, n.1, p.181-186, 2002.

TONELLO, K.C. Análise hidroambiental da bacia hidrográfica da cachoeira das Pombas, Guanhães, MG. 2005. 69p. Tese (Doutorado em Ciências Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

Tong, S.T.Y., Chen, W., 2002. Modeling the relationship between land use and surface water quality. *J. Environ. Manage.* 66 (4), 377–393.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI. T. Limnologia. São Carlos (SP): Oficinas de Texto, 2008.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI. T. Recursos hídricos no século XXI. São Paulo: Oficina de Textos, 2011. p. 328.

TRAN, C. P.; BODE, R. W.; SMITH, A. J.; KLEPPEL, G. S. (2010). Land-use proximity as a basis for assessing stream water quality in New York State (USA). *Ecological Indicators*, v. 10, p. 727-733.

Trindade, A. L. C., 2013. APLICAÇÃO DE TÉCNICAS ESTATÍSTICAS PARA AVALIAÇÃO DE DADOS DE MONITORAMENTO DE QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DA PORÇÃO MINEIRA DA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO. PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO, MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. Escola de Engenharia da UFMG.

Troeh, F.R. & Thompson, L.M. 2007. Solos e fertilidade do solo. 6ª Edição. Tradução: Neto, D.D. & Manuella, D.N. São Paulo: Organização Andrei Editora Ltda, 718p.

UNEP/WHO, 1996. United Nations Environment Programme and the World Health Organization. Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes. Edited by Jamie Bartram and Richard Ballance. ISBN 0 419 22320 7 (Hbk) 0 419 21730 4 (Pbk).

Uusitalo, R., E. Turtola, M. Puustinen, M. Paasonen-Kivekäs, and J. Uusi-Kämpä. 2003. Contribution of particulate phosphorus to runoff phosphorus bioavailability. *Journal of Environmental Quality* 32:2007–2016.

UHLEIN, A. Transição cráton-faixa dobrada: um exemplo do Cráton do São Francisco e da Faixa Araçuaí (Ciclo Brasileiro) no Estado de Minas Gerais: Aspectos estratigráficos e estruturais. IG-USP (Tese de Doutorado). São Paulo. 1991.

VASCO, A. N.; BRITTO, F. B.; PEREIRA, A. P. S.; MÉLLO JÚNIOR, A. V. M.; GARCIA, C. A. B.; NOGUEIRA, L. C. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 118-130, 2011. (doi:10.4136/ambi-agua.178)

VIANA, Déborah Tavares. Construção e tratamento do banco de dados de qualidade da água da UHE Nova Ponte. 2011. 48f. Monografia (Especialização em Saneamento e Meio Ambiente) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

Vidal, M., Duarte, C.M., Agusti, S., Gasol, J.M. & Vaquer, D. (2003) Alkaline phosphatase activities in the central Atlantic Ocean indicate large areas with phosphorus deficiency. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 262: 43–53.

VOET, D., VOET J. G. Biochemistry. New York: John Wiley & Sons, 1990 apud SEQUINEL, R.; ARRÚA, M. E. P.; COSTA, W. Um levantamento das concentrações dos íons NO_3^- , PO_4^{3-} , K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} presentes nas águas do rio verde e sua correlação com as atividades humanas existentes na área. *PUBLICATIO UEPG: ciências exatas e da terra, agrárias e engenharias* -Ponta Grossa, v. 17, n. 1, p. 29-37, jan/jun. 2011.

VON SPERLING, Marcos. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias). v. 1. 4. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2005.

VON SPERLING, M. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. Belo Horizonte: Editora UFMG, v. 7. 2007, 452 p.

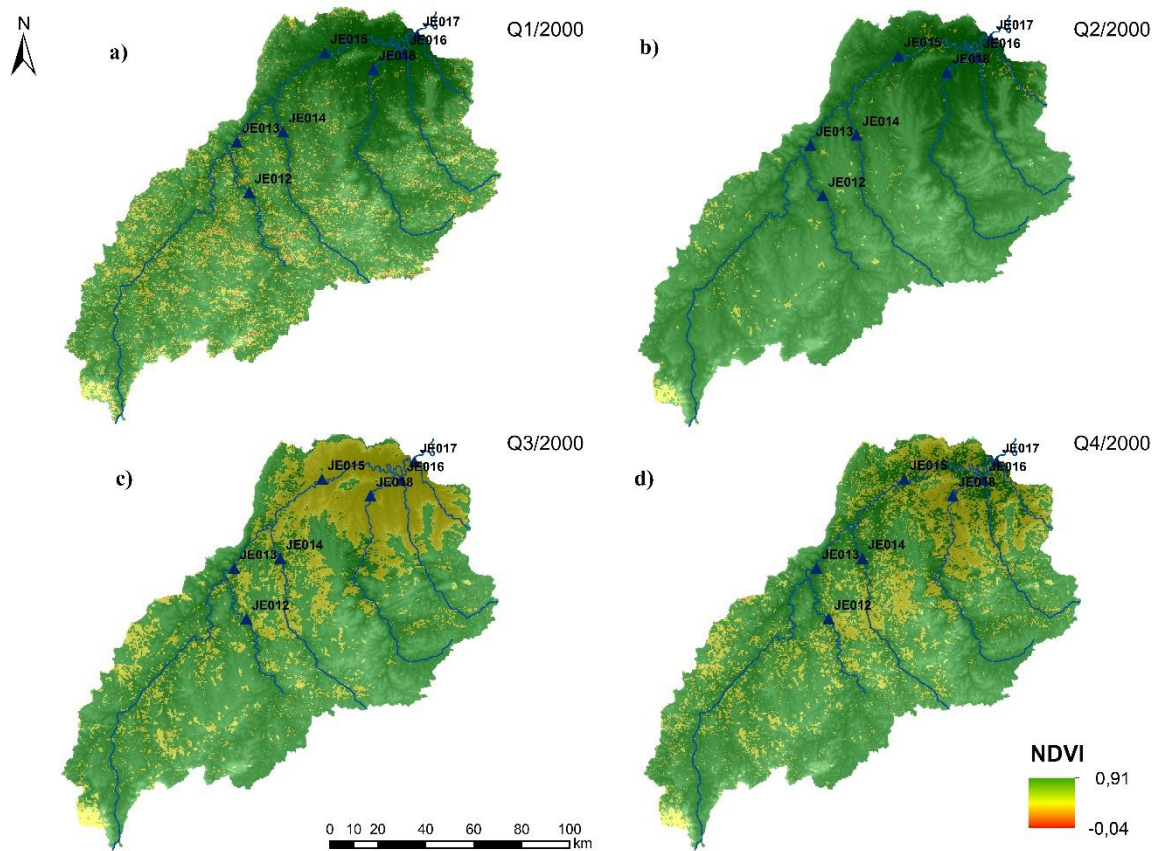
- WALSH, C. J.; ROY, A. H.; FEMINELLA, J. W.; COTTINGHAM, P. D.; GROFFMAN, P. M.; MORNAN, R. P. (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 24, p. 706-723.
- WANG, C.; QI, J.; MORAN, S.; MARSETT, R. Soil moisture estimation in a semiarid rangeland using ERS-2 and TM imagery. *Remote Sensing of Environment*, v. 90, n. 2, 2004. pp. 178-189
- WANG, G.Q., YINGLAN, A., XU, Z.X., ZHANG, S.R. The influence of land use pattern on water quality at multiple spatial scales in a river system. *Hydrol.* 2013.
- Whistler, J. 1996. A phenological approach to land cover characterization using Landsat MSS data for analysis of nonpoint source pollution. KARS Report No. 96- 1. Kansas Applied Remote Sensing Program, University of Kansas, Lawrence, Kansas, USA.
- Withers, P. J. A., and H. P. Jarvie. 2008. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: a review. *Science of The Total Environment* 400:379–395.
- WOODCOCK, T.; MIHUC, T.; ROMANOWICZ, E.; ALLEN, E. (2006). Land-use effects on catchment – and patch – scale habitat and macroinvertebrate response in the Adirondack Uplands American. *Fisheries Society Symposium*, v. 48, p. 395-411.
- Wurtsbaugh, W. A., H. W. Paerl, and W. K. Dodds. 2019. Nutrients, eutrophication and harmful algal blooms along the freshwater to marine continuum. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* 6:e1373.
- Xiao, H., Ji, W., 2007. Relating landscape characteristics to non-point source pollution in mine waste-located watersheds using geospatial techniques. *J. Environ. Manage.* 82, 111–119.
- YU, C., XU, Z., WU, W., ZUO, D. Effect of land use types on stream water quality under seasonal variation and topographic characteristics in the Wei River basin, China. *Ecological Indicators* 60 (2016) 202–212.
- Yu, S., Xu, Z., Wu, W., Zuo, D., 2015. Effect of land use on the seasonal variation of streamwater quality in the Wei River basin, China. *Remote Sens. GIS Hydrol. Water Resour.* 368 (2015), 454–459.
- Zar, JH 2010. *Análise Biostatistical*, 5^a ed. Pearson Prentice Hall: Upper Saddle River, NJ.
- ZHANG, X.; FRIEDL, M. A.; SCHAAF, C. B.; STRAHLER, A. H.; HODGES, J. C. F.; GAO, F.; REED, B. C.; HUETE, A. Monitoring vegetation phenology using MODIS. *Remote Sensing of Environment*, v. 84, n. 3, p. 471–475, 2003.
- ZHOU, P.; HUANG, J.; PONTIUS, R. G.; HONG, H. New insight into the correlations between land use and water quality in a coastal watershed of China: Does point source pollution weaken it? *Science of the Total Environment*. v. 543, p. 591–600, nov. 2015.

APÊNDICES

Apêndice A - Variação Trimestral do NDVI

- 2000

Figura A.1 Variação trimestral do NDVI no ano 2000



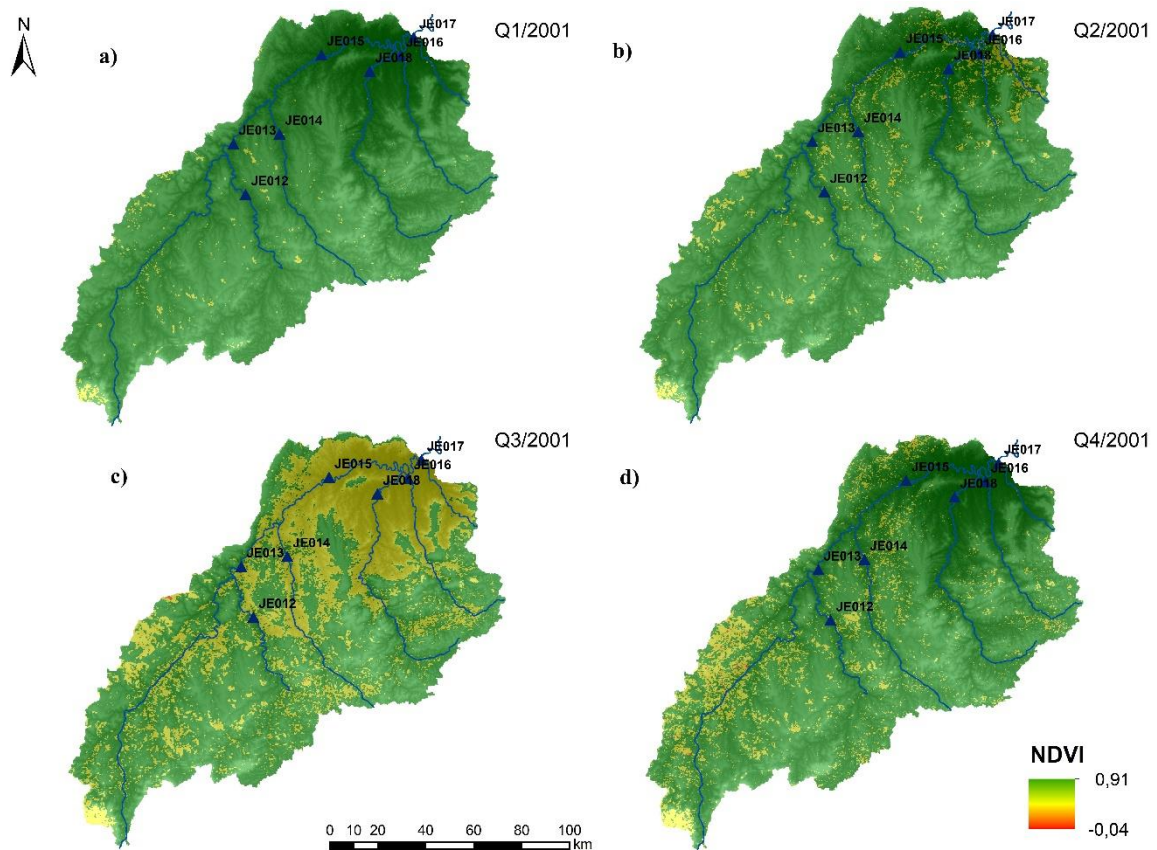
De acordo com a Figura A.1, no primeiro e quarto trimestre de 2000, Q1 (a) e Q4 (d), respectivamente, os quais caracterizam o período chuvoso, a bacia do rio Araçuaí apresentou valores elevados de NDVI, com predominância da classe 0,5 a 0,91, evidenciando a presença de vegetação densa, por conta do vigor vegetativo, conforme a variação sazonal, em grande parte da bacia, nesse período. Além disso, apresentou também grandes variações desse índice (0,2 a 0,5) em toda bacia indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea, sendo que, no primeiro trimestre, essa variação concentrou-se em porções mais ao sul da bacia, enquanto no quarto trimestre, observa-se tal variação em toda a bacia. Nota-se também, a presença da classe de solo exposto, na região sul da bacia, evidenciada pela pequena variação do NDVI (-0,04 a 0,2).

No segundo e terceiro trimestre de 2000, Q2 (b) e Q3 (c), respectivamente, os quais caracterizam o período seco, a bacia apresentou valores altos de NDVI (0,5 a 0,91), evidenciando a presença de vegetação densa, porém, apresentou também, variações mais baixas (0,2 a 0,5) desse índice, na porção noroeste da bacia, principalmente no terceiro semestre, a

qual apresenta uma porção topograficamente mais baixa, indicando presença de vegetação esparsa e gramínea nessa região. Tal característica desse período pode ter sido influenciada pela ação antrópica, visto que, as estações de monitoramento presentes na porção noroeste da bacia, encontram-se próximas de áreas urbanas.

- 2001

Figura A.2: Variação trimestral do NDVI no ano de 2001

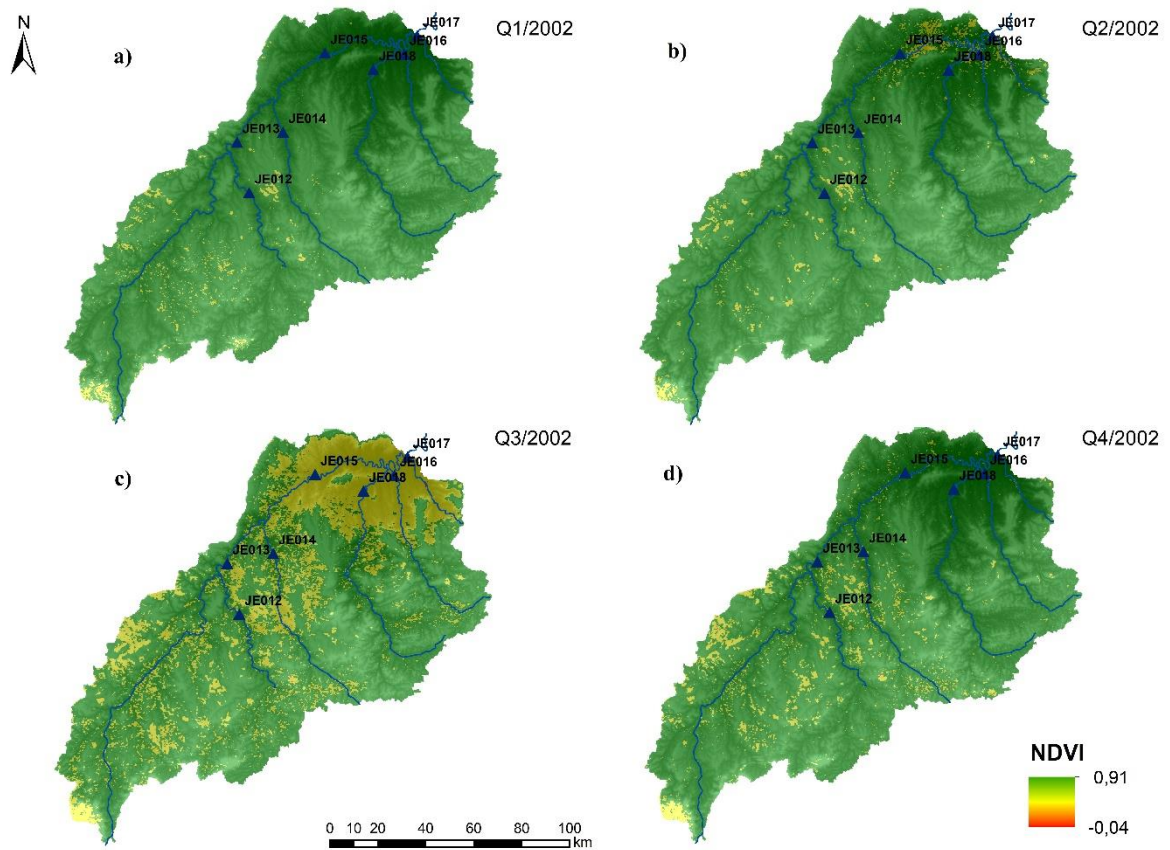


De acordo com a Figura A.2, no primeiro e quarto trimestre de 2001, Q1 (a) e Q4 (d), respectivamente, os quais caracterizam o período chuvoso, a bacia do rio Araçuaí apresentou valores elevados de NDVI, com predominância da classe 0,5 a 0,91, evidenciando a presença de vegetação densa, por conta do vigor vegetativo, conforme a variação sazonal, em grande parte da bacia. Além disso, apresentou também pequenas variações desse índice (0,2 a 0,5) em toda bacia indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea, principalmente no quarto trimestre. Nota-se também, a presença da classe de solo exposto, na região sudoeste da bacia, evidenciada pela pequena variação do NDVI (-0,04 a 0,2), próxima ao rio Araçuaí.

No segundo e terceiro trimestre de 2001, Q2 (b) e Q3 (c), respectivamente, os quais caracterizam o período seco, a bacia apresentou valores altos de NDVI (0,5 a 0,91), evidenciando a presença de vegetação densa, porém, apresentou também, variações mais baixas (0,2 a 0,5) desse índice, principalmente no terceiro trimestre ao longo de toda a bacia. Nota-se também, a presença da classe de solo exposto, no terceiro trimestre, evidenciada pela pequena variação do NDVI (-0,04 a 0,2), na porção noroeste da bacia.

- 2002

Figura A.3: Variação trimestral do NDVI no ano de 2002

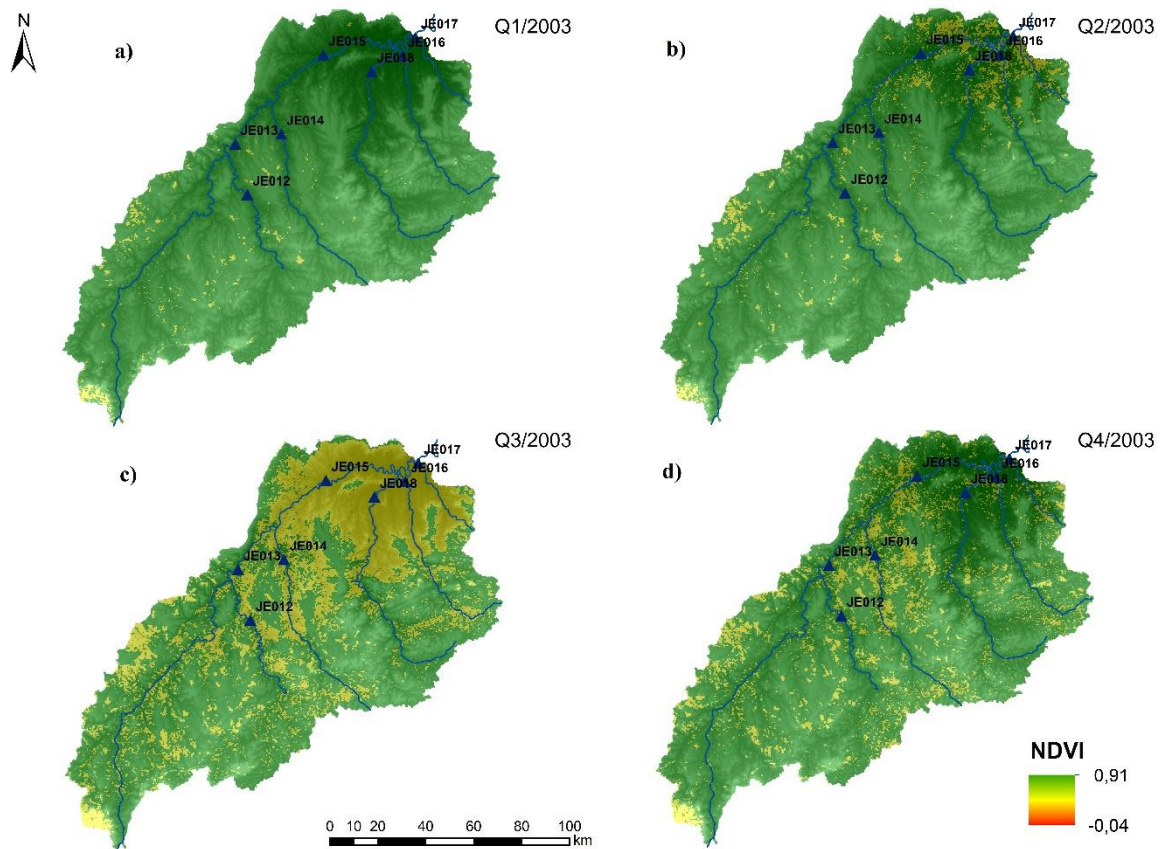


De acordo com a Figura A.3, no primeiro e quarto trimestre de 2002, Q1 (a) e Q4 (d), respectivamente, os quais caracterizam o período chuvoso, a bacia do rio Araçuaí apresentou valores elevados de NDVI, com predominância da classe 0,5 a 0,91, evidenciando a presença de vegetação densa, por conta do vigor vegetativo, conforme a variação sazonal, em toda bacia. Além disso, apresentou também pequenas variações desse índice (0,2 a 0,5), indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea, principalmente no quarto trimestre, com destaque para as regiões noroeste e sudoeste da bacia.

No segundo e terceiro trimestre de 2002, Q2 (b) e Q3 (c), respectivamente, os quais caracterizam o período seco, a bacia apresentou valores altos de NDVI (0,5 a 0,91), evidenciando a presença de vegetação densa, porém, apresentou também, variações mais baixas (0,2 a 0,5) desse índice, principalmente no terceiro trimestre ao longo de toda a bacia, indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea.

- 2003

Figura A.4: Variação trimestral do NDVI no ano de 2003

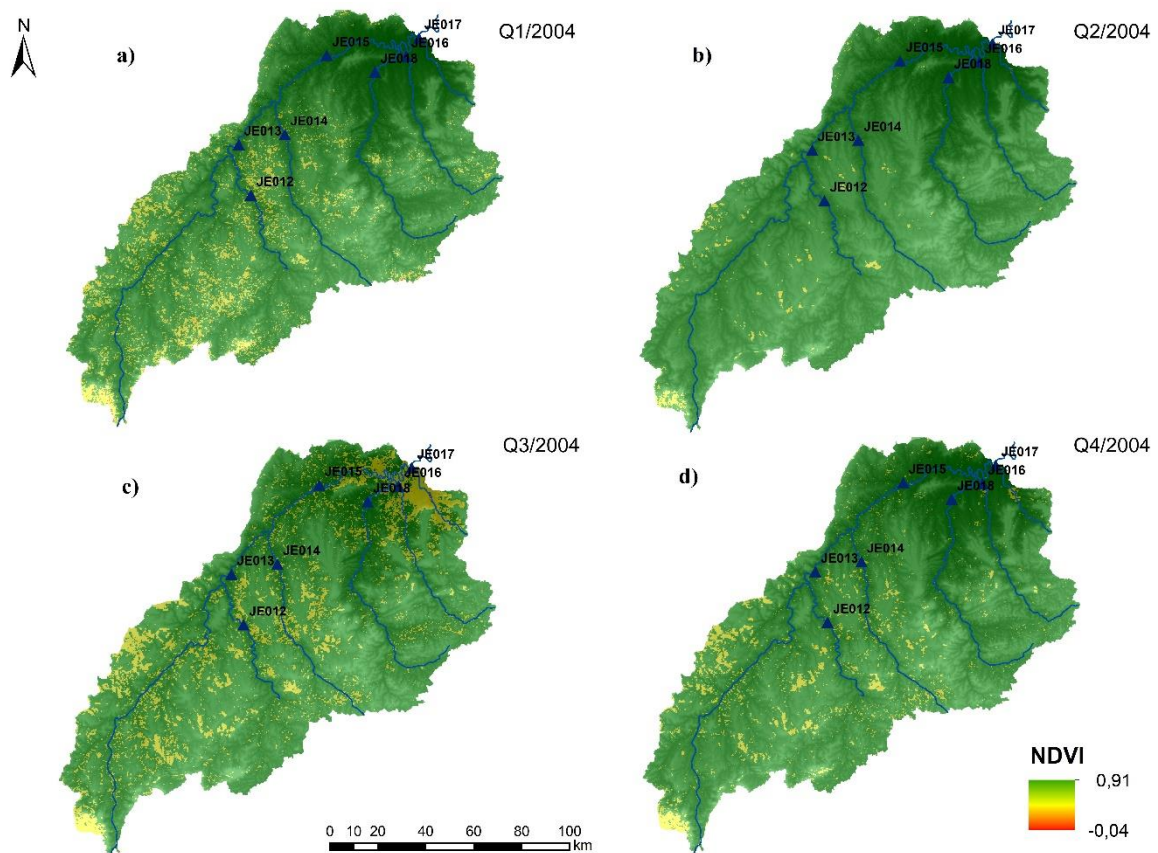


De acordo com a Figura A.4, no primeiro e quarto trimestre de 2003, Q1 (a) e Q4 (d), respectivamente, os quais caracterizam o período chuvoso, a bacia do rio Araçuaí apresentou valores elevados de NDVI, com predominância da classe 0,5 a 0,91, evidenciando a presença de vegetação densa, por conta do vigor vegetativo, conforme a variação sazonal, em toda bacia. Além disso, apresentou também pequenas variações desse índice (0,2 a 0,5), indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea, principalmente no quarto trimestre, com destaque para as regiões noroeste e sudoeste da bacia.

No segundo e terceiro trimestre de 2003, Q2 (b) e Q3 (c), respectivamente, os quais caracterizam o período seco, a bacia apresentou valores altos de NDVI (0,5 a 0,91), evidenciando a presença de vegetação densa, porém, apresentou também, variações mais baixas (0,2 a 0,5) desse índice, principalmente no terceiro trimestre, ao longo de toda a bacia, indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea.

- 2004

Figura A.5: Variação trimestral do NDVI no ano de 2004

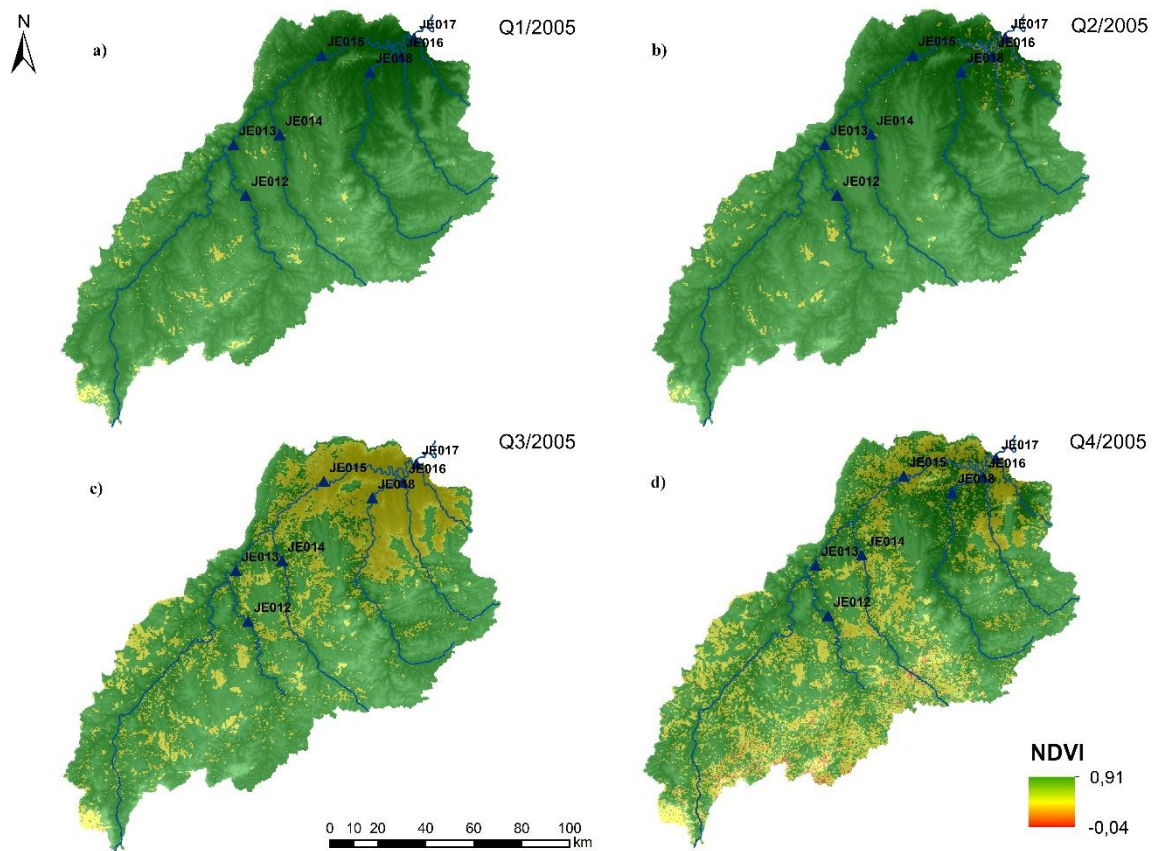


De acordo com a Figura A.5, no primeiro e quarto trimestre de 2004, Q1 (a) e Q4 (d), respectivamente, os quais caracterizam o período chuvoso, a bacia do rio Araçuaí apresentou valores elevados de NDVI, com predominância da classe 0,5 a 0,91, evidenciando a presença de vegetação densa, por conta do vigor vegetativo, conforme a variação sazonal, em toda bacia. Além disso, apresentou também pequenas variações desse índice (0,2 a 0,5), indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea, com destaque para as regiões noroeste e sudoeste da bacia.

No segundo e terceiro trimestre de 2004, Q2 (b) e Q3 (c), respectivamente, os quais caracterizam o período seco, a bacia apresentou valores altos de NDVI (0,5 a 0,91), evidenciando a presença de vegetação densa, porém, apresentou também, variações mais baixas (0,2 a 0,5) desse índice, principalmente no terceiro trimestre, em pontos específicos da bacia, indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea.

- 2005

Figura A.6: Variação trimestral do NDVI no ano de 2005



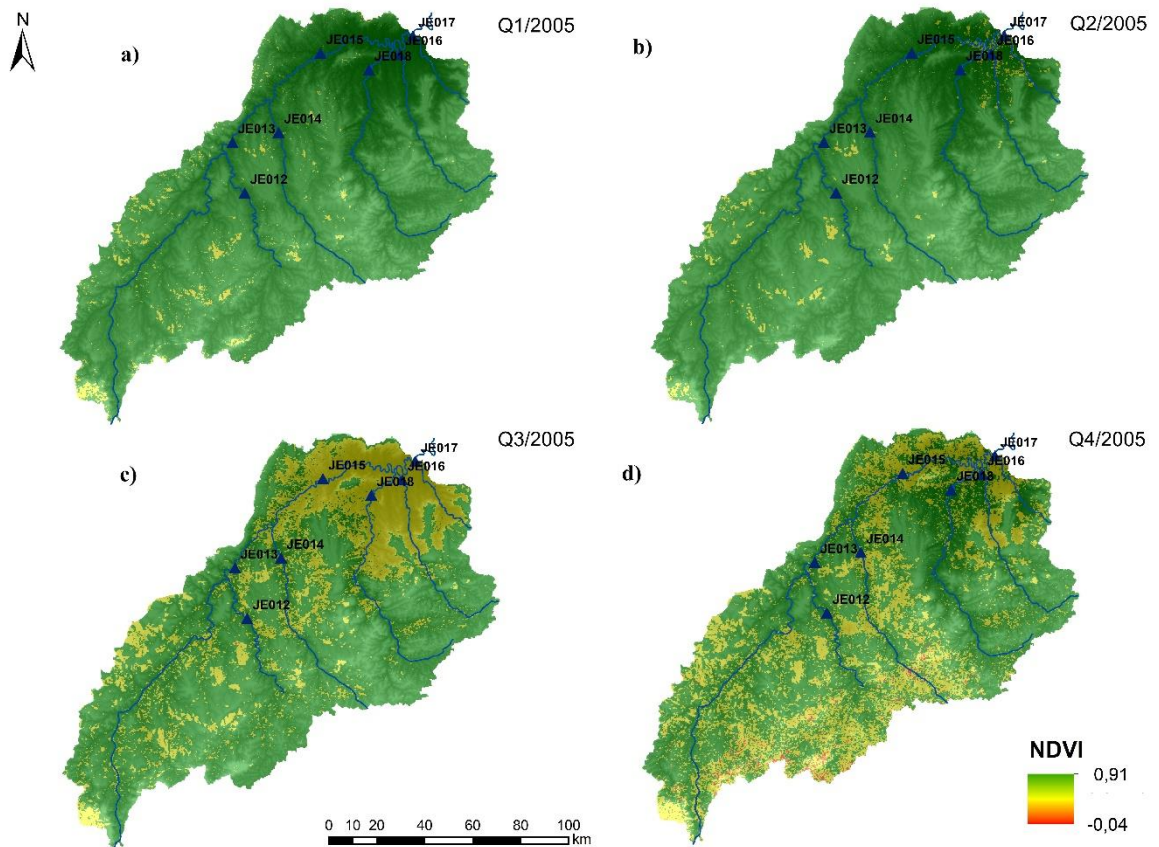
De acordo com a Figura A.6, no primeiro e quarto trimestre de 2005, Q1 (a) e Q4 (d), respectivamente, os quais caracterizam o período chuvoso, a bacia do rio Araçuaí apresentou valores elevados de NDVI, com predominância da classe 0,5 a 0,91, evidenciando a presença de vegetação densa, por conta do vigor vegetativo, conforme a variação sazonal, em toda bacia. Além disso, apresentou também pequenas variações desse índice (0,2 a 0,5), indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea, principalmente no quarto trimestre. Notou-se

também a presença da classe de solo exposto (-0,04 a 0,2), no quarto trimestre, nas porções localizadas mais ao sul da bacia e, algumas delas, próximas aos cursos d'água.

No segundo e terceiro trimestre de 2005, Q2 (b) e Q3 (c), respectivamente, os quais caracterizam o período seco, a bacia apresentou valores altos de NDVI (0,5 a 0,91), evidenciando a presença de vegetação densa, principalmente no segundo trimestre. Porém, apresentou também, variações mais baixas (0,2 a 0,5) desse índice, principalmente no terceiro trimestre, em pontos específicos da bacia, indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea.

- 2006

Figura A.7: Variação trimestral do NDVI no ano de 2006



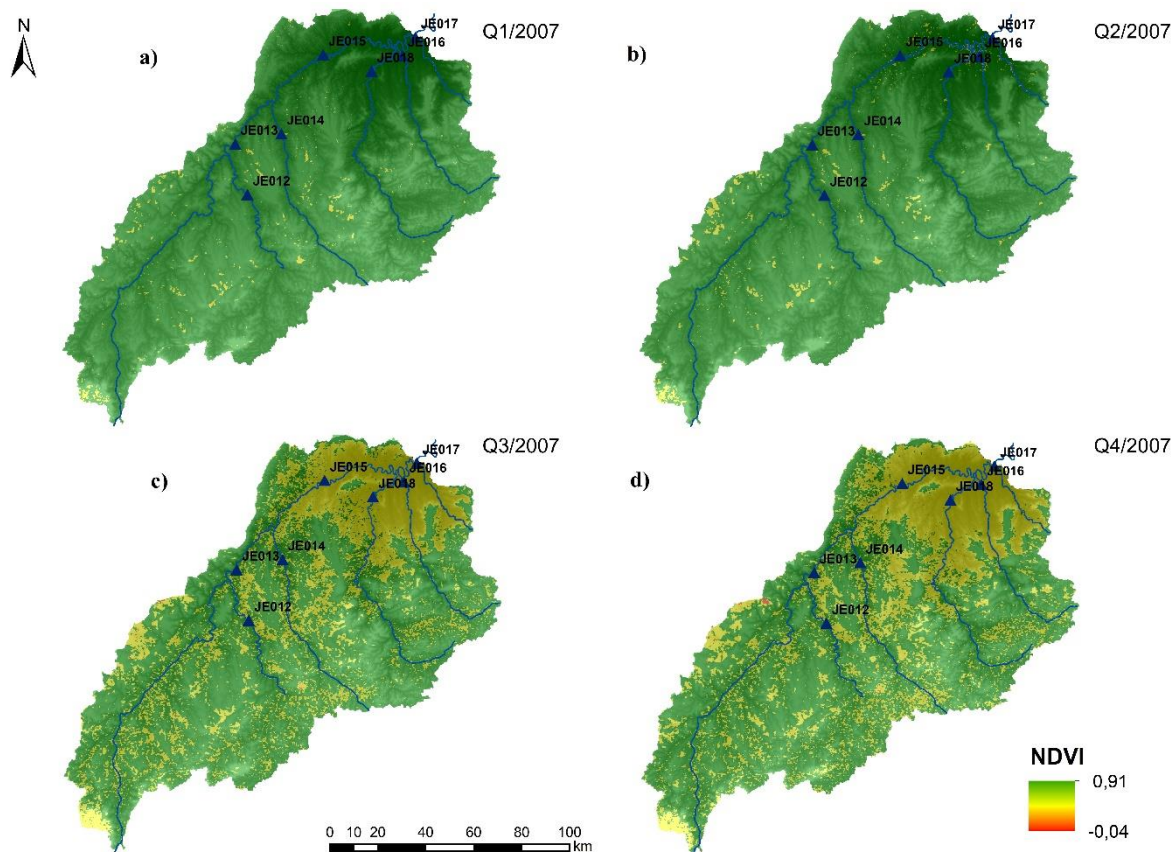
De acordo com a Figura A.7, no primeiro e quarto trimestre de 2006, Q1 (a) e Q4 (d), respectivamente, os quais caracterizam o período chuvoso, a bacia do rio Araçuaí apresentou valores elevados de NDVI, com predominância da classe 0,5 a 0,91, evidenciando a presença de vegetação densa, por conta do vigor vegetativo, conforme a variação sazonal, em toda bacia.

Além disso, apresentou também pequenas variações desse índice (0,2 a 0,5), indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea, nas porções noroeste e sudoeste da bacia.

No segundo e terceiro trimestre de 2006, Q2 (b) e Q3 (c), respectivamente, os quais caracterizam o período seco, a bacia apresentou valores altos de NDVI (0,5 a 0,91), evidenciando a presença de vegetação densa, principalmente no segundo trimestre. Porém, apresentou também, variações mais baixas (0,2 a 0,5) desse índice, principalmente no terceiro trimestre, na região nordeste da bacia, indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea.

- 2007

Figura A.8: Variação trimestral do NDVI no ano de 2007



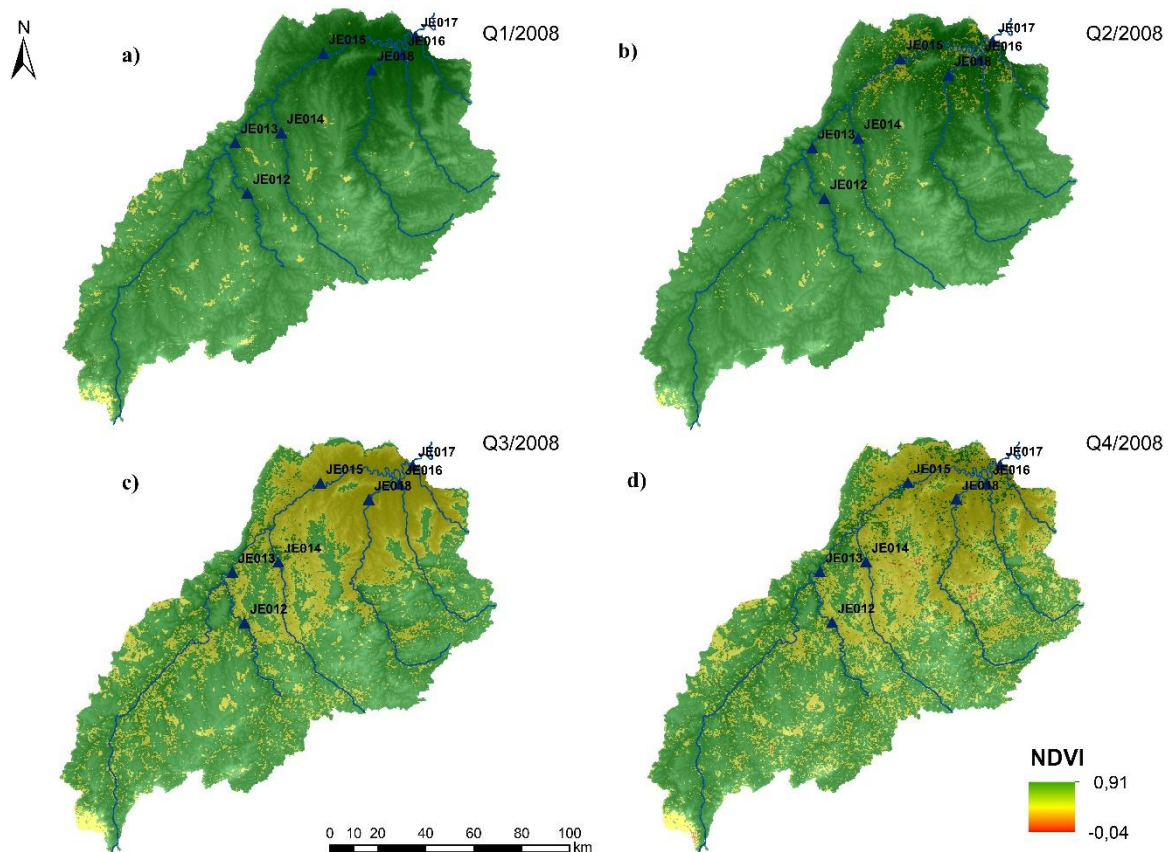
De acordo com a Figura A.8, no primeiro e quarto trimestre de 2007, Q1 (a) e Q4 (d), respectivamente, os quais caracterizam o período chuvoso, a bacia do rio Araçuaí apresentou valores elevados de NDVI, com predominância da classe 0,5 a 0,91, evidenciando a presença de vegetação densa, por conta do vigor vegetativo, conforme a variação sazonal, em toda bacia, principalmente no primeiro trimestre. Além disso, apresentou também pequenas variações

desse índice (0,2 a 0,5), indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea, principalmente no quarto trimestre. Notou-se também a presença da classe de solo exposto (-0,04 a 0,2), no quarto trimestre, na porção localizada à noroeste da bacia.

No segundo e terceiro trimestre de 2007, Q2 (b) e Q3 (c), respectivamente, os quais caracterizam o período seco, a bacia apresentou valores altos de NDVI (0,5 a 0,91), evidenciando a presença de vegetação densa, principalmente no segundo trimestre. Porém, apresentou também, variações mais baixas (0,2 a 0,5) desse índice, principalmente no terceiro trimestre, em pontos específicos da bacia, indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea.

- 2008

Figura A.9: Variação trimestral do NDVI no ano de 2008



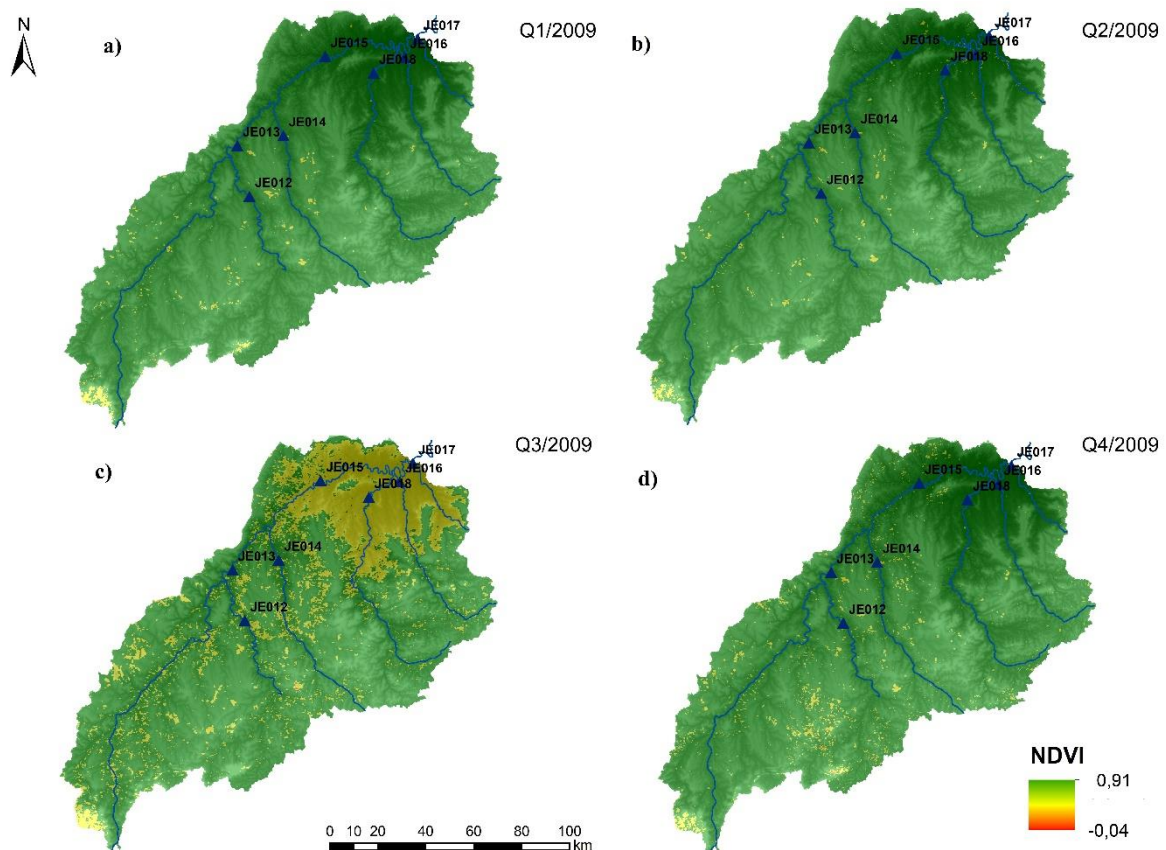
De acordo com a Figura A.9, no primeiro e quarto trimestre de 2008, Q1 (a) e Q4 (d), respectivamente, os quais caracterizam o período chuvoso, a bacia do rio Araçuaí apresentou valores elevados de NDVI, com predominância da classe 0,5 a 0,91, evidenciando a presença de vegetação densa em toda bacia, por conta do vigor vegetativo, conforme a variação sazonal,

principalmente no primeiro trimestre. Além disso, apresentou também pequenas variações desse índice (0,2 a 0,5), indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea, principalmente no quarto trimestre. Notou-se também a presença da classe de solo exposto (-0,04 a 0,2), no quarto trimestre, na região central da bacia e, algumas delas, próximas aos cursos d'água.

No segundo e terceiro trimestre de 2008, Q2 (b) e Q3 (c), respectivamente, os quais caracterizam o período seco, a bacia apresentou valores altos de NDVI (0,5 a 0,91), evidenciando a presença de vegetação densa, principalmente no segundo trimestre. Porém, apresentou também, variações mais baixas (0,2 a 0,5) desse índice, principalmente no terceiro trimestre, em toda a bacia, com destaque para a região nordeste, indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea.

- 2009

Figura A.10: Variação trimestral do NDVI no ano de 2009



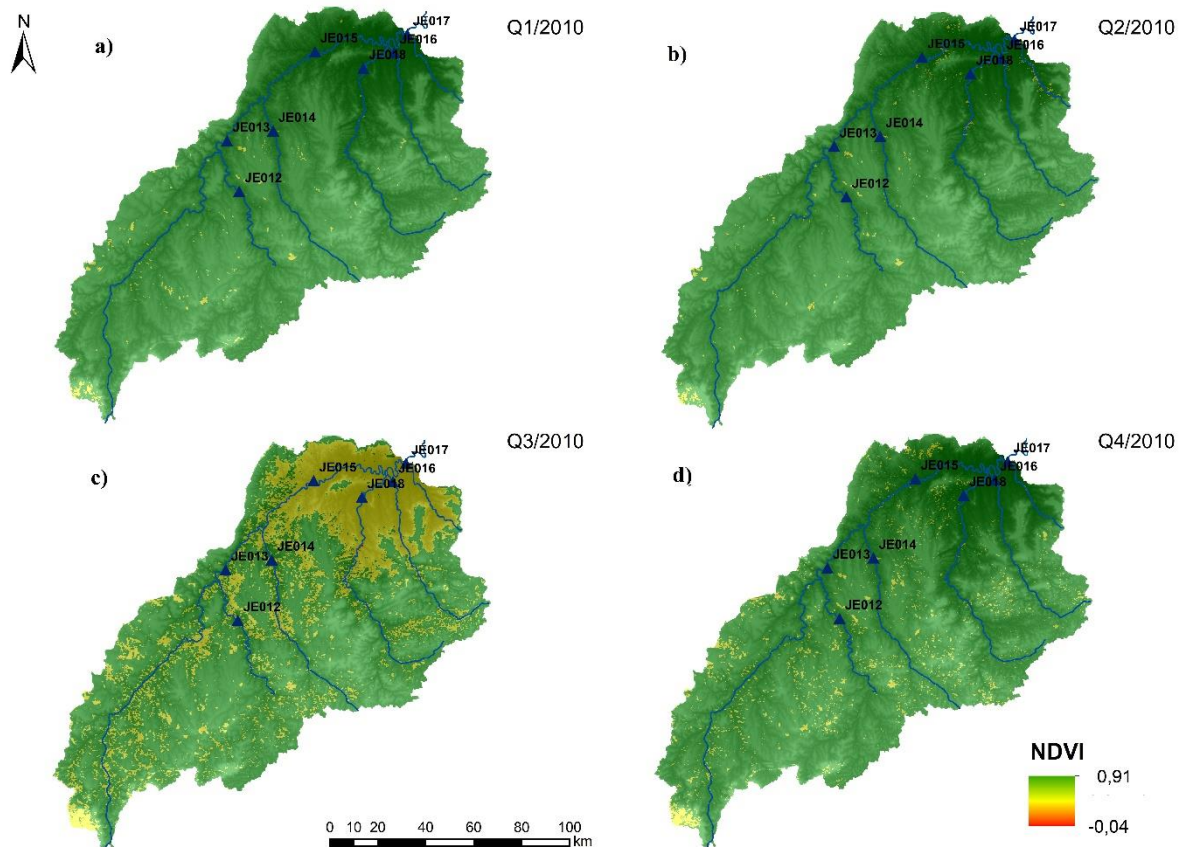
De acordo com a Figura A.10, no primeiro e quarto trimestre de 2009, Q1 e Q4, respectivamente, os quais caracterizam o período chuvoso, a bacia do rio Araçuaí apresentou

valores elevados de NDVI, com predominância da classe 0,5 a 0,91, evidenciando a presença de vegetação densa, por conta do vigor vegetativo, conforme a variação sazonal, em toda bacia. Além disso, apresentou também pequenas variações desse índice (0,2 a 0,5), indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea, em pontos específicos da bacia.

No segundo e terceiro trimestre de 2009, Q2 e Q3, respectivamente, os quais caracterizam o período seco, a bacia apresentou valores altos de NDVI (0,5 a 0,91), evidenciando a presença de vegetação densa, principalmente no segundo trimestre. Porém, apresentou também, variações mais baixas (0,2 a 0,5) desse índice, principalmente no terceiro trimestre, em pontos específicos da bacia, com destaque para a região nordeste, indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea.

- 2010

Figura A.11: Variação trimestral do NDVI no ano de 2010



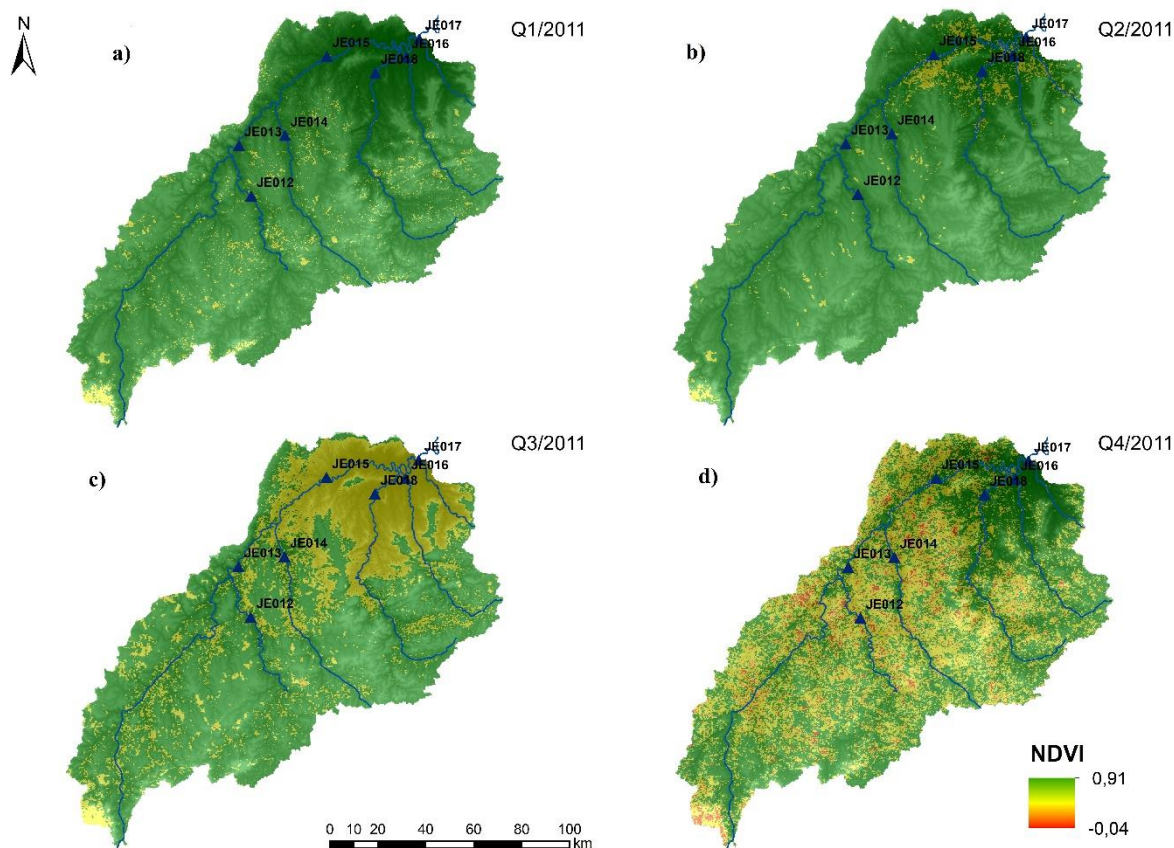
De acordo com a Figura A.11, no primeiro e quarto trimestre de 2010, Q1 (a) e Q4 (d), respectivamente, os quais caracterizam o período chuvoso, a bacia do rio Araçuaí apresentou valores elevados de NDVI, com predominância da classe 0,5 a 0,91, evidenciando a presença

de vegetação densa, por conta do vigor vegetativo, conforme a variação sazonal, em toda bacia. Além disso, apresentou também pequenas variações desse índice (0,2 a 0,5), indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea, com pequenas variações no quarto trimestre.

No segundo e terceiro trimestre de 2010, Q2 (b) e Q3 (c), respectivamente, os quais caracterizam o período seco, a bacia apresentou valores altos de NDVI (0,5 a 0,91), evidenciando a presença de vegetação densa, principalmente no segundo trimestre. Porém, apresentou também, variações mais baixas (0,2 a 0,5) desse índice, principalmente no terceiro trimestre, em toda a bacia, com destaque para a região nordeste, indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea.

- **2011**

Figura A.12: Variação trimestral do NDVI no ano de 2011



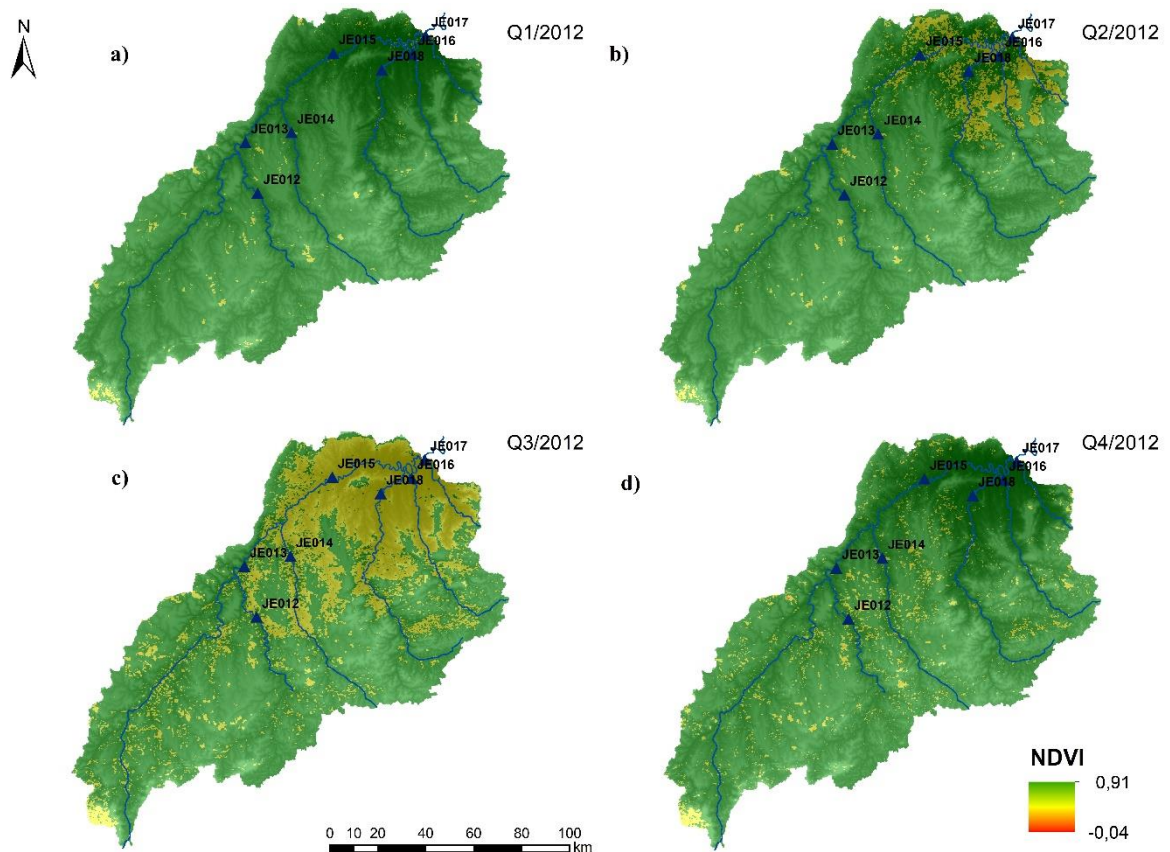
De acordo com a Figura A.12, no primeiro e quarto trimestre de 2011, Q1 (a) e Q4 (d), respectivamente, os quais caracterizam o período chuvoso, a bacia do rio Araçuaí apresentou valores elevados de NDVI, com predominância da classe 0,5 a 0,91, evidenciando a presença de vegetação densa, por conta do vigor vegetativo, conforme a variação sazonal, em toda bacia, principalmente no primeiro trimestre. Além disso, apresentou também pequenas variações

desse índice (0,2 a 0,5), indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea, principalmente no quarto trimestre. Notou-se também a presença da classe de solo exposto (-0,04 a 0,2), no quarto trimestre, em toda a extensão da bacia, e, algumas delas, próximas aos cursos d'água.

No segundo e terceiro trimestre de 2011, Q2 (b) e Q3 (c), respectivamente, os quais caracterizam o período seco, a bacia apresentou valores altos de NDVI (0,5 a 0,91), evidenciando a presença de vegetação densa, principalmente no segundo trimestre. Porém, apresentou também, variações mais baixas (0,2 a 0,5) desse índice, principalmente no terceiro trimestre, em pontos específicos da bacia, indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea.

- 2012

Figura A.13: Variação trimestral do NDVI no ano de 2012



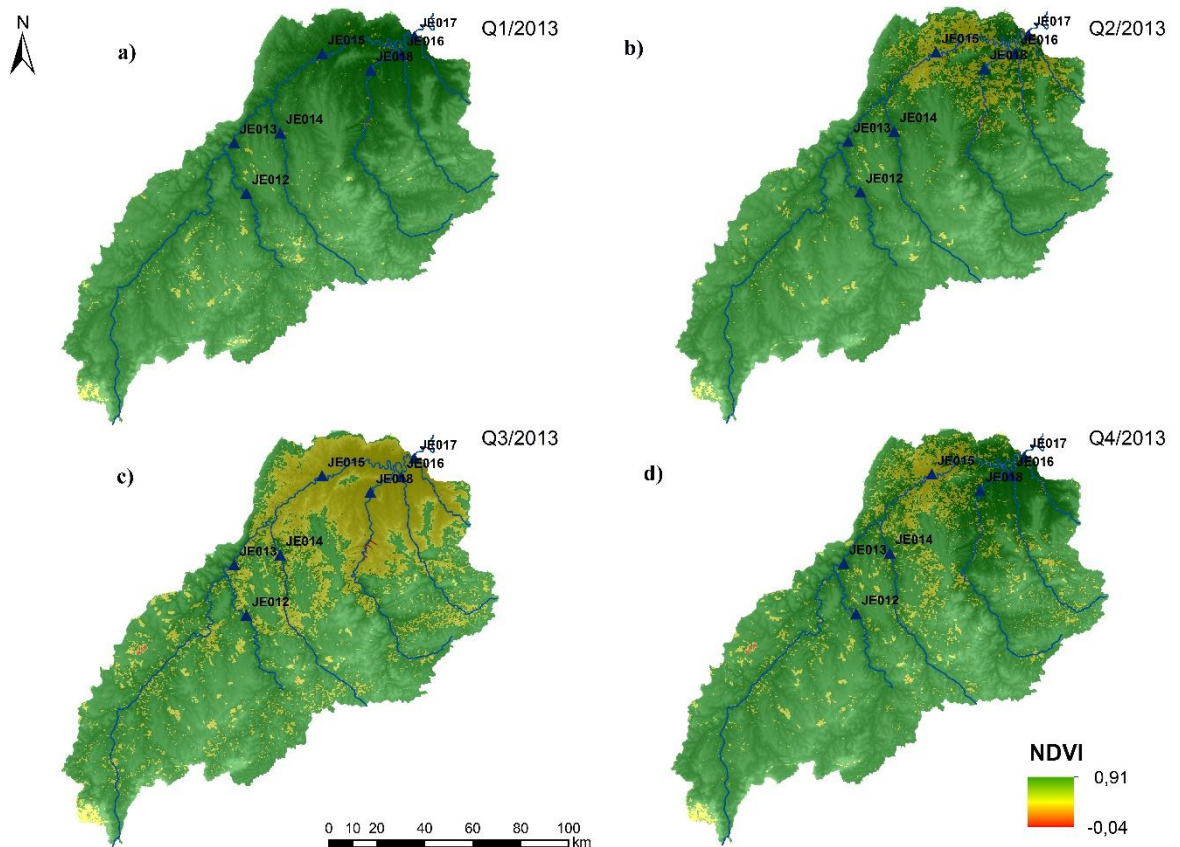
De acordo com a Figura A.13, no primeiro e quarto trimestre de 2012, Q1 (a) e Q4 (d), respectivamente, os quais caracterizam o período chuvoso, a bacia do rio Araçuaí apresentou valores elevados de NDVI, com predominância da classe 0,5 a 0,91, evidenciando a presença

de vegetação densa, por conta do vigor vegetativo, conforme a variação sazonal, em toda bacia. Além disso, apresentou também pequenas variações desse índice (0,2 a 0,5), indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea, principalmente no quarto trimestre.

No segundo e terceiro trimestre de 2012, Q2 (b) e Q3 (c), respectivamente, os quais caracterizam o período seco, a bacia apresentou valores altos de NDVI (0,5 a 0,91), evidenciando a presença de vegetação densa, principalmente no segundo trimestre. Porém, apresentou também, variações mais baixas (0,2 a 0,5) desse índice, principalmente no terceiro trimestre, em pontos específicos da bacia, com destaque para a região nordeste, indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea.

- 2013

Figura A.14: Variação trimestral do NDVI no ano de 2013

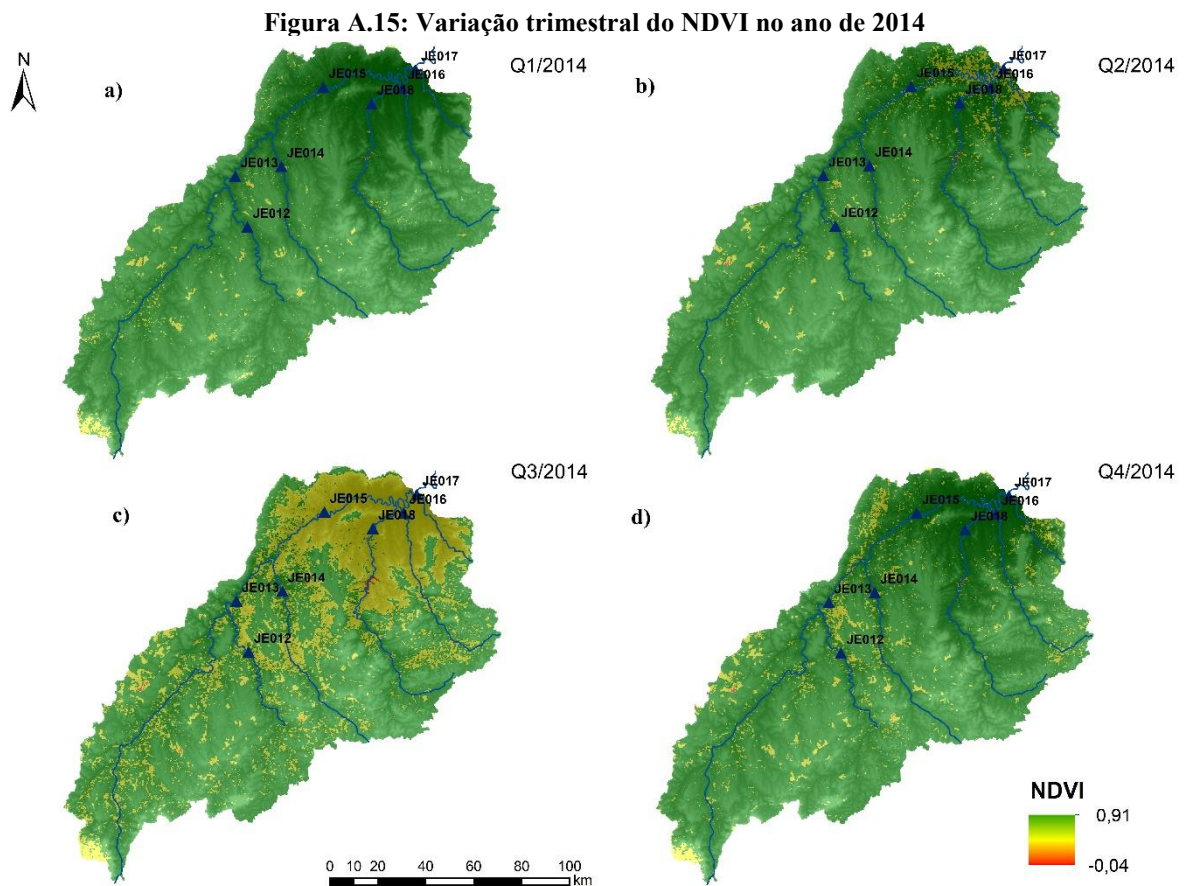


De acordo com a Figura A.14, no primeiro e quarto trimestre de 2013, Q1 (a) e Q4 (d), respectivamente, os quais caracterizam o período chuvoso, a bacia do rio Araçuaí apresentou valores elevados de NDVI, com predominância da classe 0,5 a 0,91, evidenciando a presença de vegetação densa, por conta do vigor vegetativo, conforme a variação sazonal, em toda bacia,

principalmente no primeiro trimestre. Além disso, apresentou também pequenas variações desse índice (0,2 a 0,5), indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea, principalmente no quarto trimestre. Notou-se também a presença da classe de solo exposto (-0,04 a 0,2), no quarto trimestre, na porção localizada a noroeste da bacia.

No segundo e terceiro trimestre de 2013, Q2 (b) e Q3 (c), respectivamente, os quais caracterizam o período seco, a bacia apresentou valores altos de NDVI (0,5 a 0,91), evidenciando a presença de vegetação densa, principalmente no segundo trimestre. Porém, apresentou também, variações mais baixas (0,2 a 0,5) desse índice, principalmente no terceiro trimestre, em pontos específicos da bacia, indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea. Além disso, houve presença da classe de solo exposto (-0,04 a 0,2), no terceiro trimestre, na porção noroeste e no curso d'água do rio Setubal (estação JE018).

• 2014

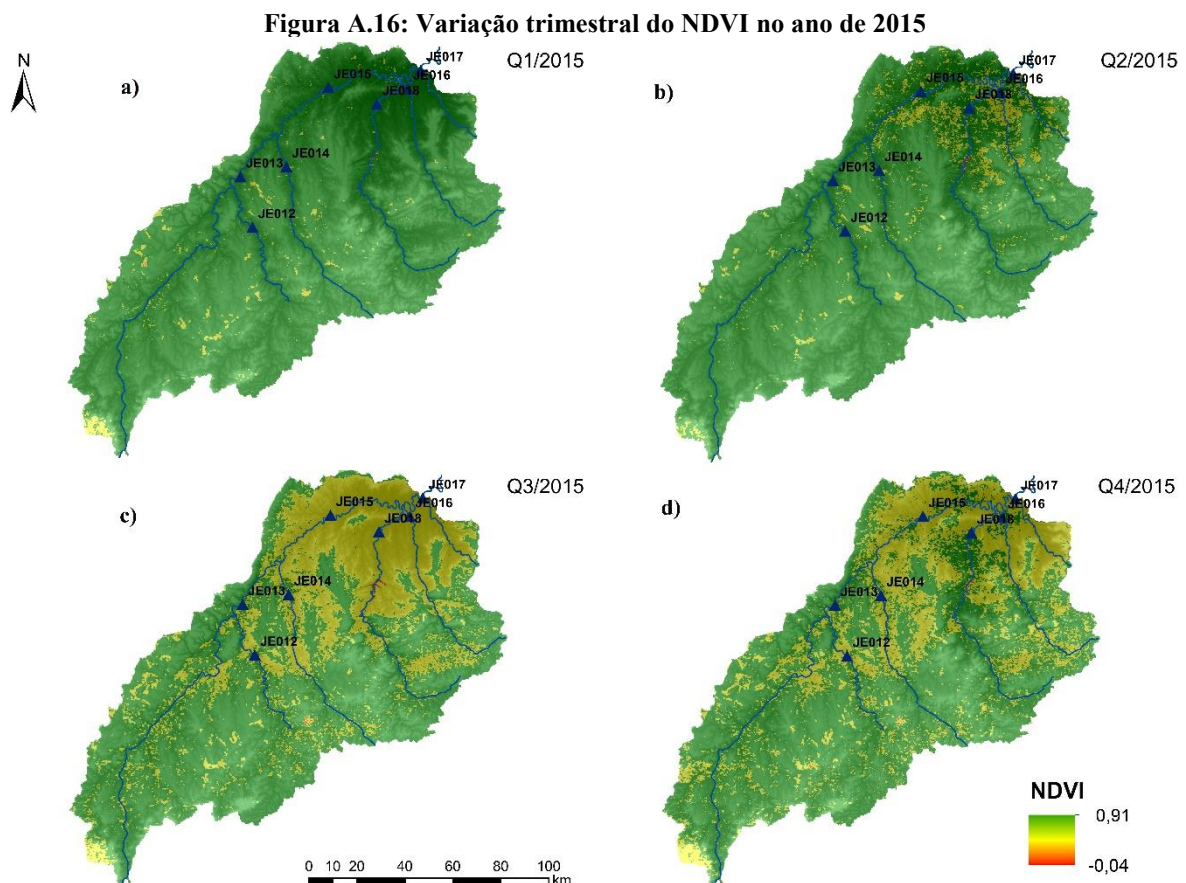


De acordo com a Figura A.15, no primeiro e quarto trimestre de 2014, Q1 (a) e Q4 (d), respectivamente, os quais caracterizam o período chuvoso, a bacia do rio Araçuá apresentou valores elevados de NDVI, com predominância da classe 0,5 a 0,91, evidenciando a presença de vegetação densa, por conta do vigor vegetativo, conforme a variação sazonal, em toda bacia.

Além disso, apresentou também pequenas variações desse índice (0,2 a 0,5), indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea, principalmente no quarto trimestre, em porções específicas da bacia. Notou-se também uma pequena evidência da presença da classe de solo exposto (-0,04 a 0,2), no quarto trimestre, na porção localizada a noroeste da bacia.

No segundo e terceiro trimestre de 2014, Q2 (b) e Q3 (c), respectivamente, os quais caracterizam o período seco, a bacia apresentou valores altos de NDVI (0,5 a 0,91), evidenciando a presença de vegetação densa, principalmente no segundo trimestre. Porém, apresentou também, variações mais baixas (0,2 a 0,5) desse índice, principalmente no terceiro trimestre, indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea. Além disso, nesses dois trimestres, houve a presença da classe de solo exposto (-0,04 a 0,2), na porção noroeste da bacia e no curso d'água do rio Setubal (JE018), no terceiro trimestre.

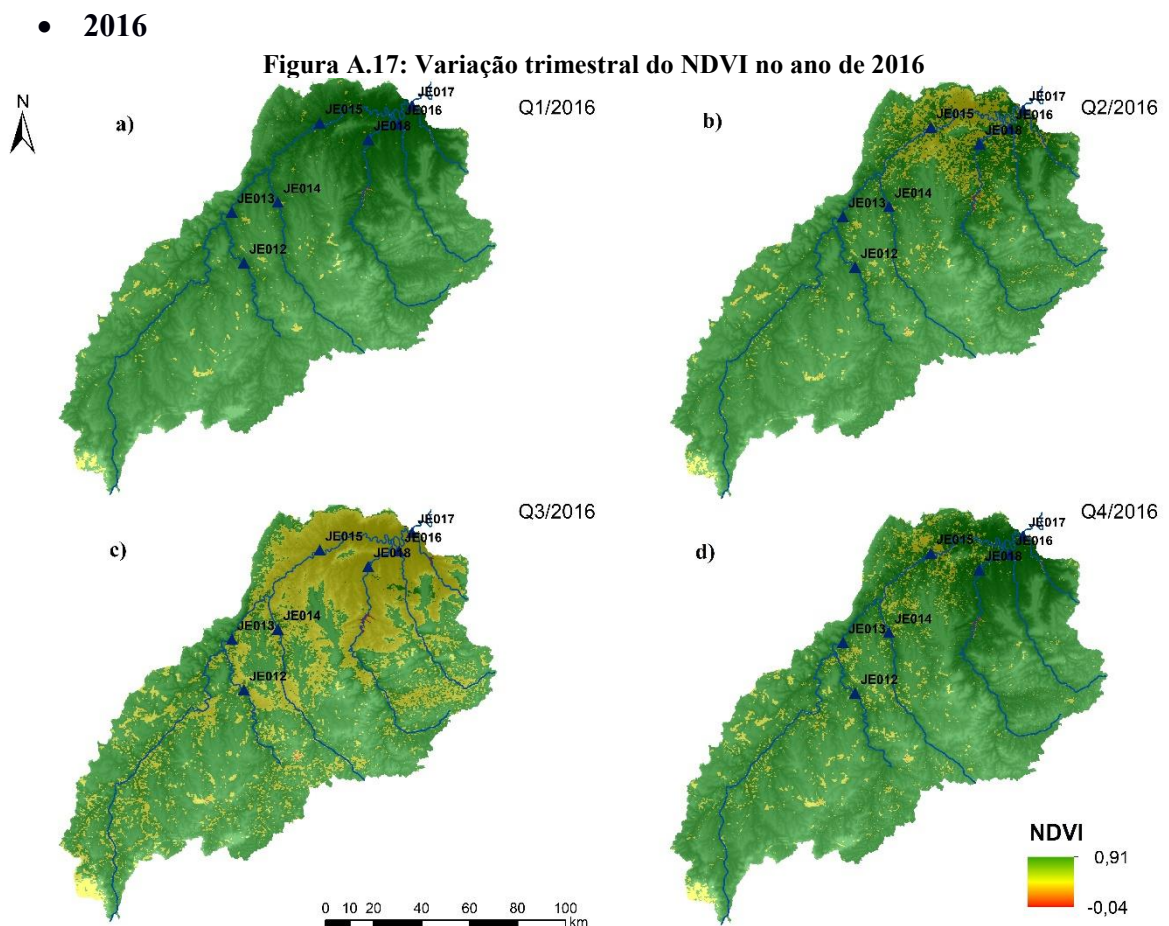
• 2015



De acordo com a Figura A.16, no primeiro e quarto trimestre de 2015, Q1 (a) e Q4 (d), respectivamente, os quais caracterizam o período chuvoso, a bacia do rio Araçuaí apresentou valores elevados de NDVI, com predominância da classe 0,5 a 0,91, evidenciando a presença de vegetação densa em toda bacia, por conta do vigor vegetativo, conforme a variação sazonal,

principalmente no primeiro trimestre. Além disso, apresentou também pequenas variações desse índice (0,2 a 0,5), indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea, principalmente no quarto trimestre, na porção nordeste da bacia.

No segundo e terceiro trimestre de 2015, Q2 (b) e Q3 (c), respectivamente, os quais caracterizam o período seco, a bacia apresentou valores altos de NDVI (0,5 a 0,91), evidenciando a presença de vegetação densa, principalmente no segundo trimestre. Porém, apresentou também, variações mais baixas (0,2 a 0,5) desse índice, principalmente no terceiro trimestre, em pontos específicos da bacia, indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea. Além disso, houve também a presença da classe de solo exposto (-0,04 a 0,2), no curso d'água do rio Setubal (estação JE018) e em uma pequena porção da região sul da bacia.

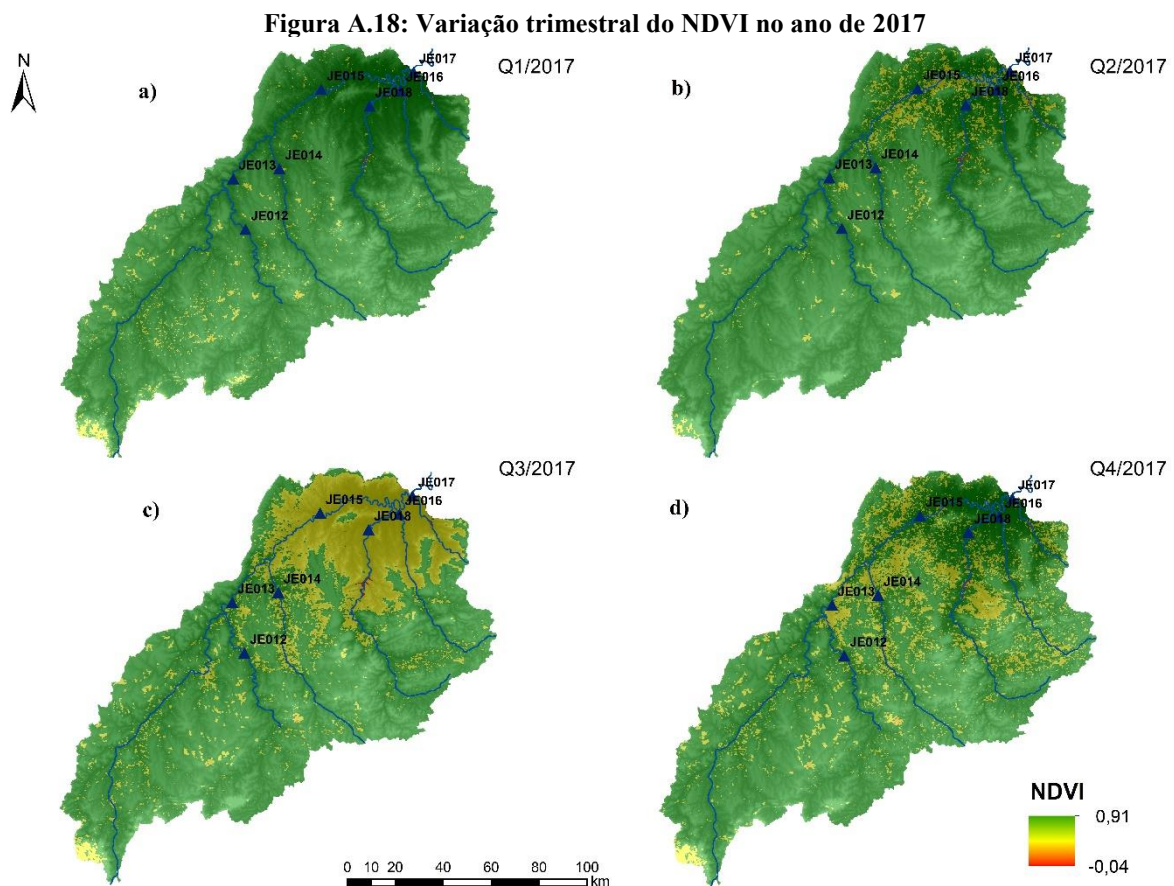


De acordo com a Figura A.17, no primeiro e quarto trimestre de 2016, Q1 (a) e Q4 (d), respectivamente, os quais caracterizam o período chuvoso, a bacia do rio Araçuaí apresentou valores elevados de NDVI, com predominância da classe 0,5 a 0,91, evidenciando a presença de vegetação densa, por conta do vigor vegetativo, conforme a variação sazonal, em toda bacia.

Além disso, apresentou também pequenas variações desse índice (0,2 a 0,5), indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea, principalmente no quarto trimestre, em pontos específicos da bacia.

No segundo e terceiro trimestre de 2016, Q2 (b) e Q3 (c), respectivamente, os quais caracterizam o período seco, a bacia apresentou valores altos de NDVI (0,5 a 0,91), evidenciando a presença de vegetação densa, principalmente no segundo trimestre. Porém, apresentou também, variações mais baixas (0,2 a 0,5) desse índice, principalmente no terceiro trimestre, em pontos específicos da bacia, indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea. Além disso, houve também a presença da classe de solo exposto (-0,04 a 0,2), no curso d'água do rio Setubal (estação JE018) e em uma pequena porção da região sul da bacia.

- 2017



De acordo com a figura A.18, no primeiro e quarto trimestre de 2017, Q1 (a) e Q4 (d), respectivamente, os quais caracterizam o período chuvoso, a bacia do rio Araçuaí apresentou valores elevados de NDVI, com predominância da classe 0,5 a 0,91, evidenciando a presença de vegetação densa, por conta do vigor vegetativo, conforme a variação sazonal, em toda bacia.

Além disso, apresentou também pequenas variações desse índice (0,2 a 0,5), indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea, principalmente no quarto trimestre, em pontos específicos da bacia.

No segundo e terceiro trimestre de 2017, Q2 (b) e Q3 (c), respectivamente, os quais caracterizam o período seco, a bacia apresentou valores altos de NDVI (0,5 a 0,91), evidenciando a presença de vegetação densa, principalmente no segundo trimestre. Porém, apresentou também, variações mais baixas (0,2 a 0,5) desse índice, principalmente no terceiro trimestre, em pontos específicos da bacia, indicando presença de uma vegetação mais esparsa e gramínea. Além disso, houve também a presença da classe de solo exposto (-0,04 a 0,2), no curso d'água do rio Setubal (estação JE018).

Normalidade dos dados

- **Cor**

Shapiro-Wilk normality test

data: as.numeric(bacia.rg\$Cor)

W = 0.61735, p-value < **2.2e-16**

- **P.Total**

Shapiro-Wilk normality test

data: as.numeric(bacia.rg\$P.total)

W = 0.61192, p-value < **2.2e-16**

- **Nitrato**

Shapiro-Wilk normality test

data: as.numeric(bacia.rg\$Nitrato)

W = 0.61192, p-value < **2.2e-16**

- **N.Amon.Tot**

Shapiro-Wilk normality test

data:

as.numeric(bacia.rg\$N.Amon.Tot)

W = 0.61192, p-value < **2.2e-16**

- **N.Org**

Shapiro-Wilk normality test

data: as.numeric(bacia.rg\$N.Org)

W = 0.89131, p-value = **2.951e-11**

- **N.Total**

Shapiro-Wilk normality test

data: as.numeric(bacia.rg\$N.total)

W = 0.73685, p-value < **2.2e-16**

- **SDT**

Shapiro-Wilk normality test

data: as.numeric(bacia.rg\$SDT)

W = 0.64284, p-value < **2.2e-16**

- **SST**

Shapiro-Wilk normality test

data: as.numeric(bacia.rg\$SST)

W = 0.37325, p-value < **2.2e-16**

- **ST**

Shapiro-Wilk normality test

data: as.numeric(bacia.rg\$ST)

W = 0.47322, p-value < **2.2e-16**

- **Turbidez**

Shapiro-Wilk normality test

data: as.numeric(bacia.rg\$Turbidez)

W = 0.45535, p-value < **2.2e-16**

- **CE**

Shapiro-Wilk normality test

data: as.numeric(bacia.rg\$CE)

W = 0.74073, p-value < **2.2e-16**

- **pH**

Shapiro-Wilk normality test

data: as.numeric(bacia.rg\$pH)

W = 0.98809, p-value = **0.07432**

- **E.Coli**

Shapiro-Wilk normality test

data: as.numeric(bacia.rg\$E.Coli)

W = 0.49368, p-value < **2.2e-16**

- **DOQ**

Shapiro-Wilk normality test

data: as.numeric(bacia.rg\$DOQ)

W = 0.81209, p-value = **2.871e-15**

- **OD**

Shapiro-Wilk normality test

data: as.numeric(bacia.rg\$OD)

W = 0.98356, p-value = **0.01436**

- **NDVI**

Shapiro-Wilk normality test

data: as.numeric(bacia.rg\$NDVI)

W = 0.94328, **p-value = 2.262e-07**

- **NDVI.Incr**

Shapiro-Wilk normality test

data: as.numeric(bacia.rg\$NDVI.Incr)

W = 0.93355, **p-value = 3.14e-08**

- **NP**

Shapiro-Wilk normality test

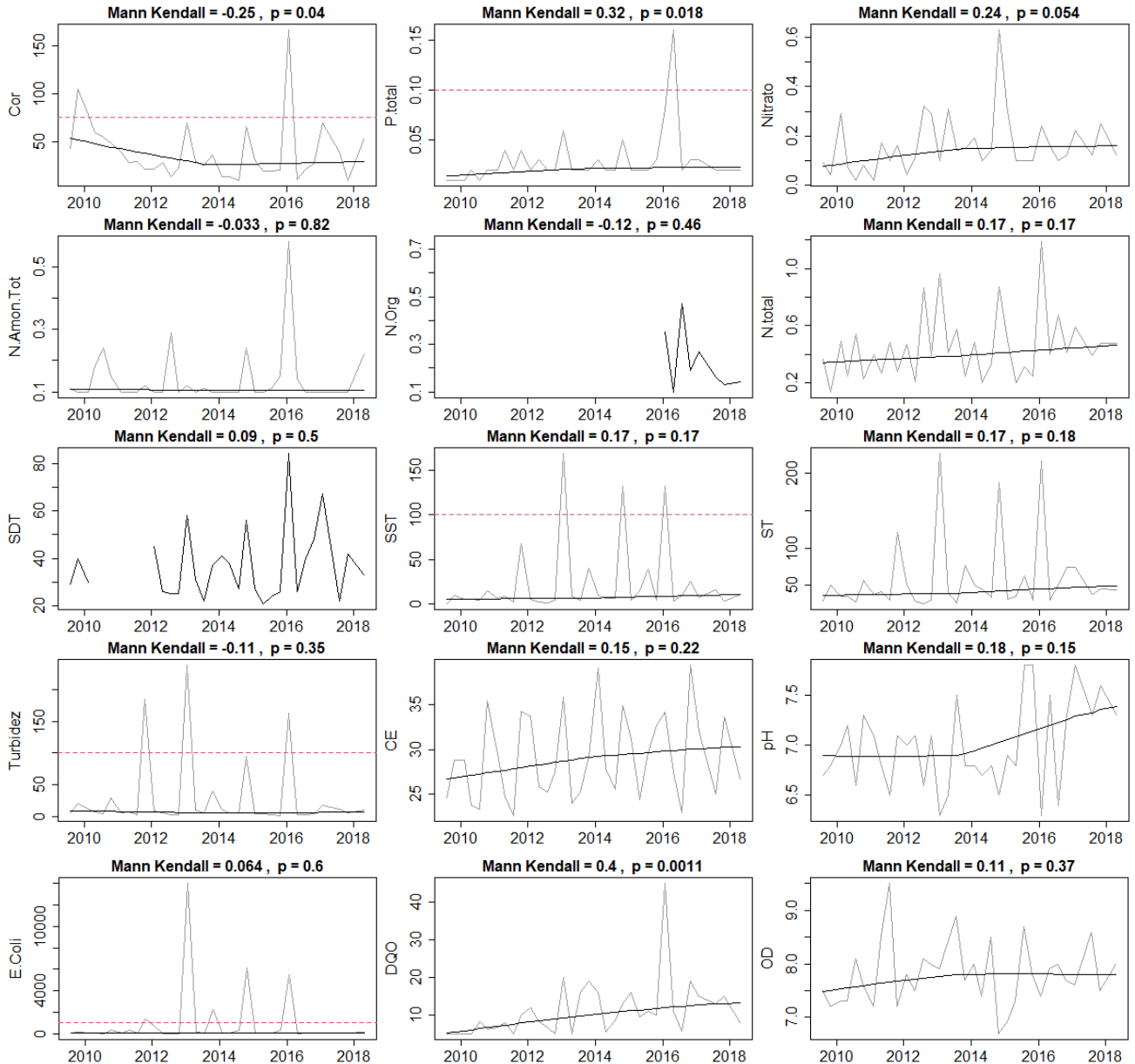
data: as.numeric(bacia.rg\$NP)

W = 0.87665, **p-value = 4.016e-12**

Apêndice B - Análises temporais
Teste Mann Kendall
Parâmetros de Qualidade da Água por Estação

- JE012

Figura B.1: Variação dos teores dos parâmetros de qualidade de água, na estação JE012, de 2010 a 2018 e resultados do teste de Mann-Kendall



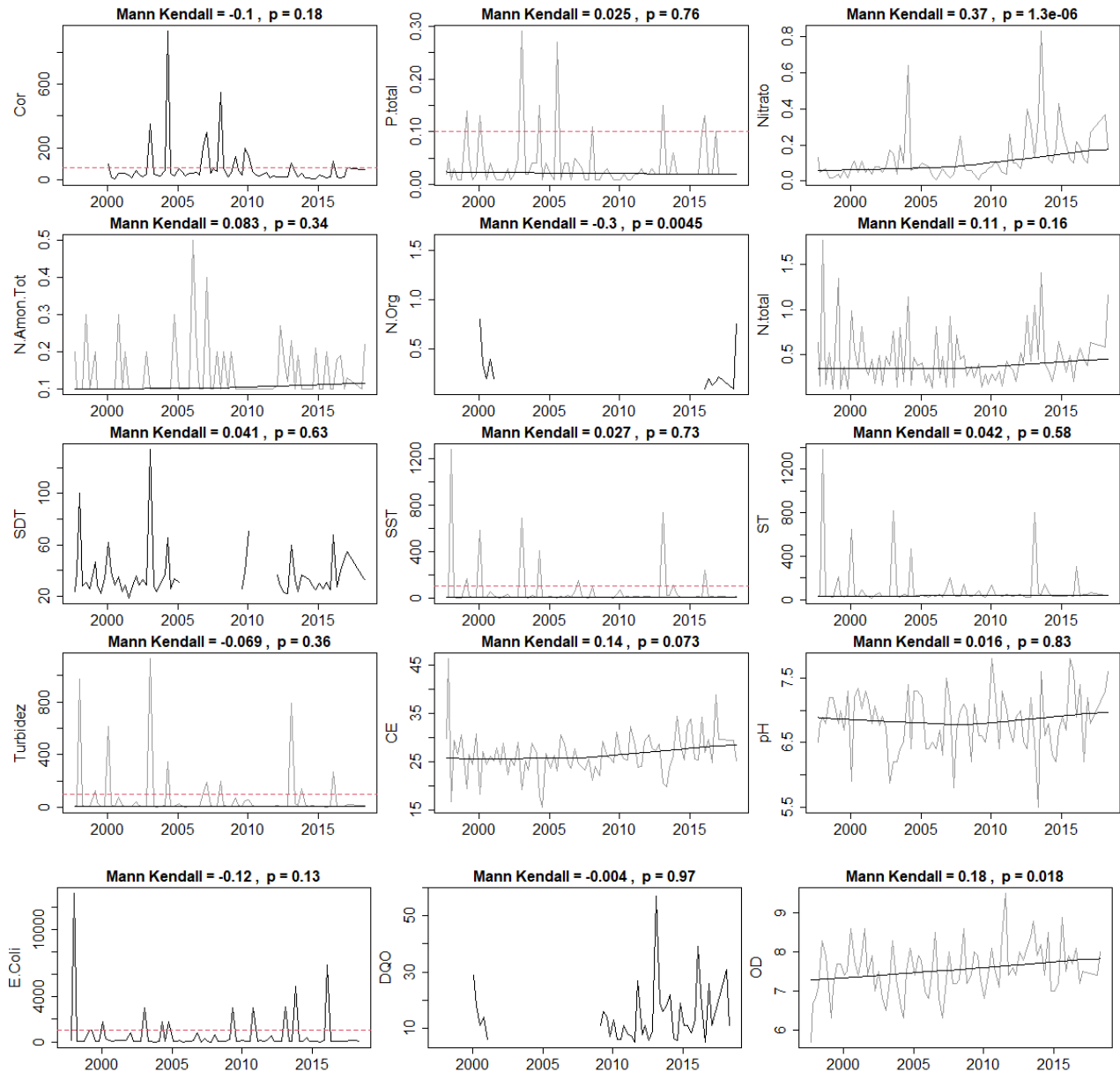
A cor apresentou tendência de redução significativa (MK= -0,25), enquanto o Fósforo total apresentou tendência de aumento significativa (MK= 0,32). Os demais parâmetros não apresentaram tendência significativa.

Além disso, cor, fósforo total, SST e turbidez apresentam oscilações, excedendo seus limites legais em 8%, 2.7%, 8% e 8% das amostras, enquanto o nitrogênio amoniacal total,

nitrito, SDT, ST, condutividade elétrica e pH, mantiveram suas oscilações abaixo dos limites estabelecidos, e, o nitrogênio orgânico apresentou valores acima do limite.

- JE013

Figura B.2: Variação dos teores dos parâmetros de qualidade de água, na estação JE013, de 2000 a 2015 e resultados do teste de Mann-Kendall



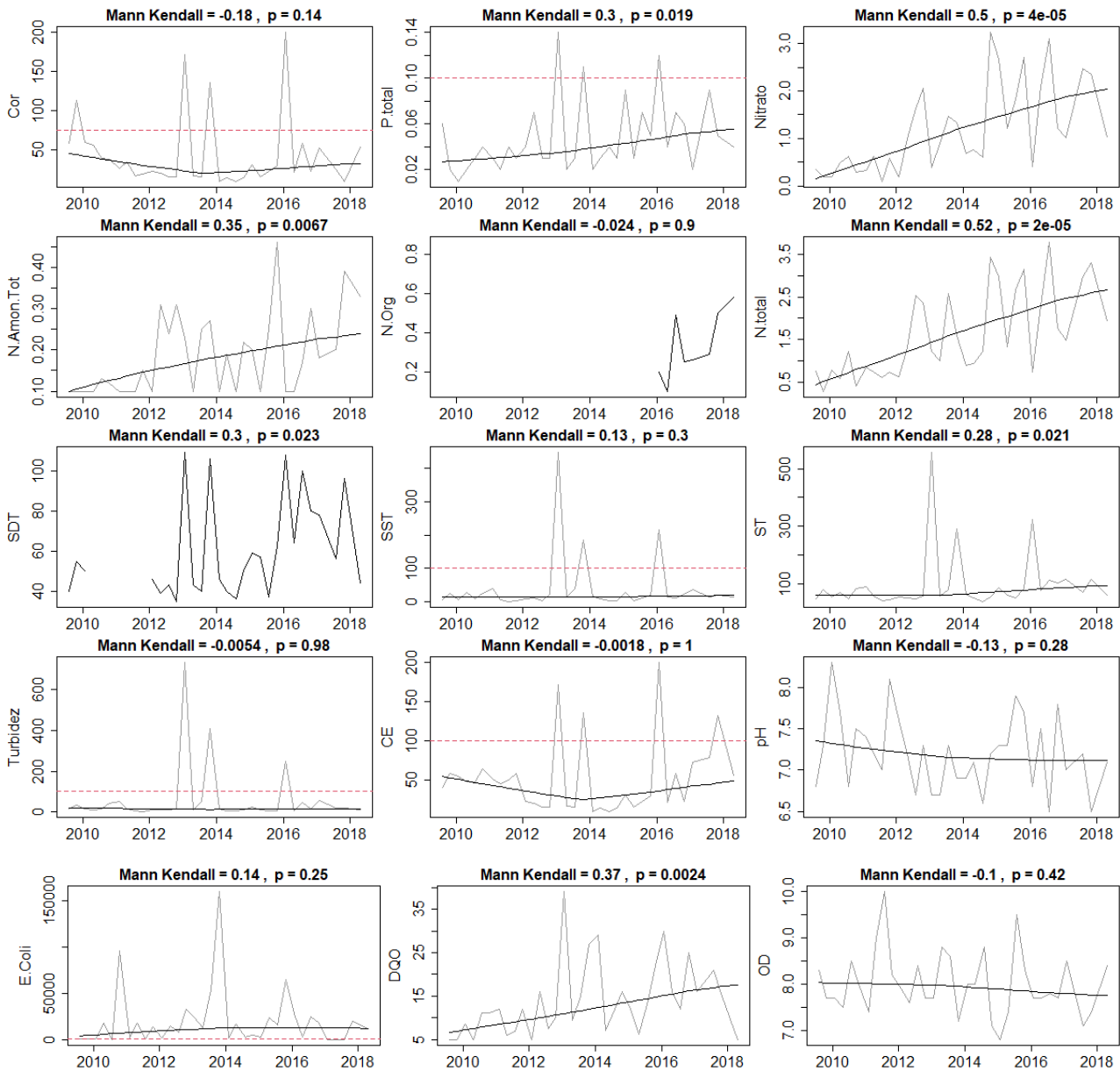
O nitrato apresentou tendência de aumento significativa (MK= 0,37), enquanto o nitrogênio orgânico apresentou tendência de redução significativa (MK= -0,3). Os demais parâmetros não apresentaram tendência significativa.

Além disso, cor, fósforo total, SST, ST e turbidez apresentam oscilações, excedendo seus limites legais em 18%, 11%, 11%, 5% e 13% das amostras, enquanto o nitrogênio amoniacal total, nitrato, SDT, nitrogênio orgânico, condutividade elétrica e pH, mantiveram suas

oscilações abaixo dos limites estabelecidos, e, o nitrogênio orgânico apresentou valores acima do limite.

- JE014

Figura B.3: Variação dos teores dos parâmetros de qualidade de água, na estação JE014, de 2010 a 2018 e resultados do teste de Mann-Kendall



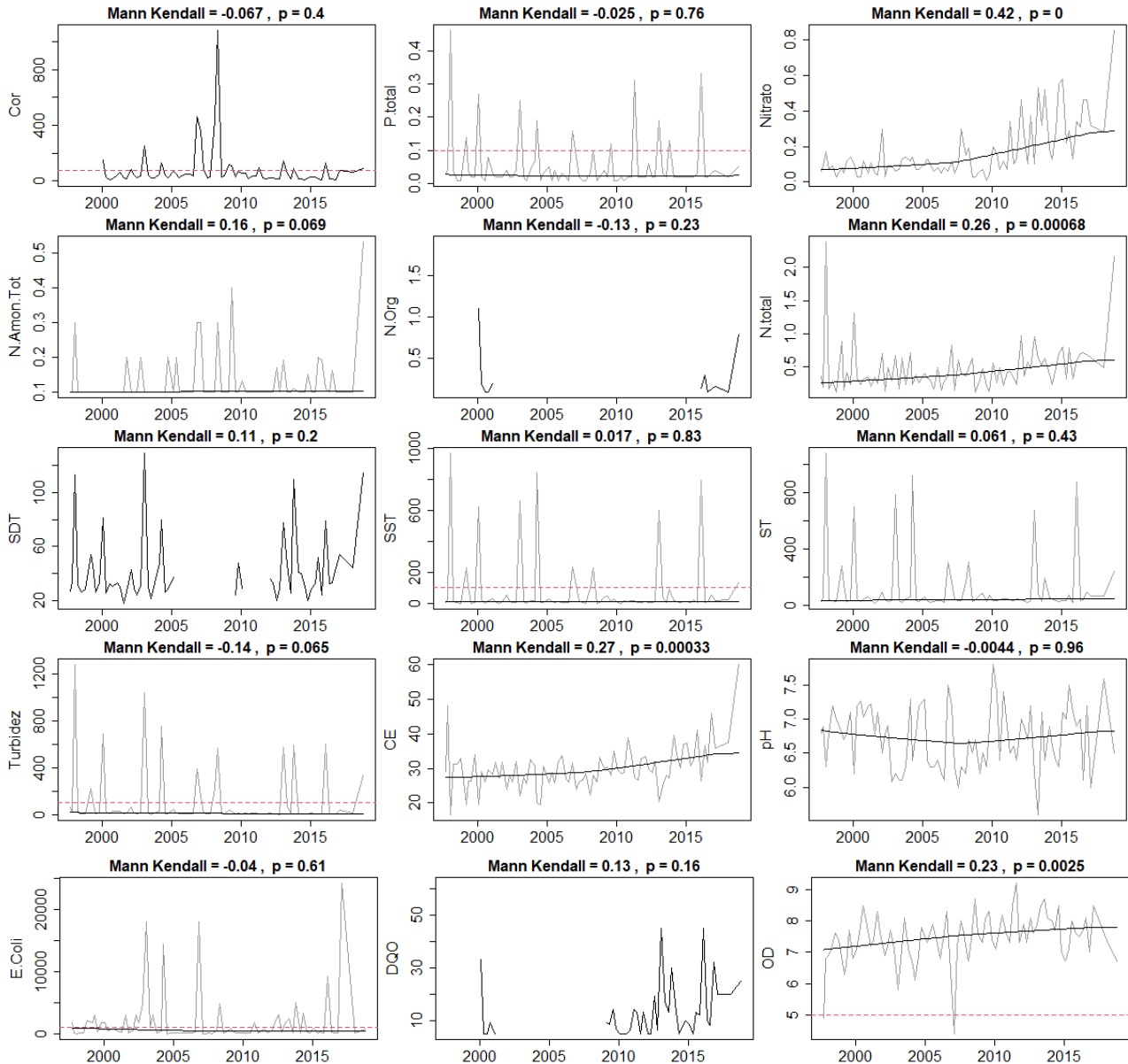
Os parâmetros fósforo total, nitrato, nitrogênio amoniacal total, nitrogênio total, SDT e ST apresentaram tendência de aumento significativa, sendo o valor de MK para os parâmetros citados acima 0,3; 0,5; 0,35; 0,52; 0,3 e 0,28, respectivamente. Os demais parâmetros não apresentaram tendência significativa.

Além disso, cor, fósforo total, SST, ST, turbidez e condutividade elétrica apresentam oscilações, excedendo seus limites legais em 11%, 11%, 8%, 3%, 8% e 11% das amostras, enquanto o nitrogênio amoniacal total, nitrato, SDT, pH e nitrogênio orgânico, mantiveram suas

oscilações abaixo dos limites estabelecidos, e, o nitrogênio orgânico apresentou valores acima do limite.

- JE015

Figura B.4: Variação dos teores dos parâmetros de qualidade de água, na estação JE015, de 2000 a 2015 e resultados do teste de Mann-Kendall

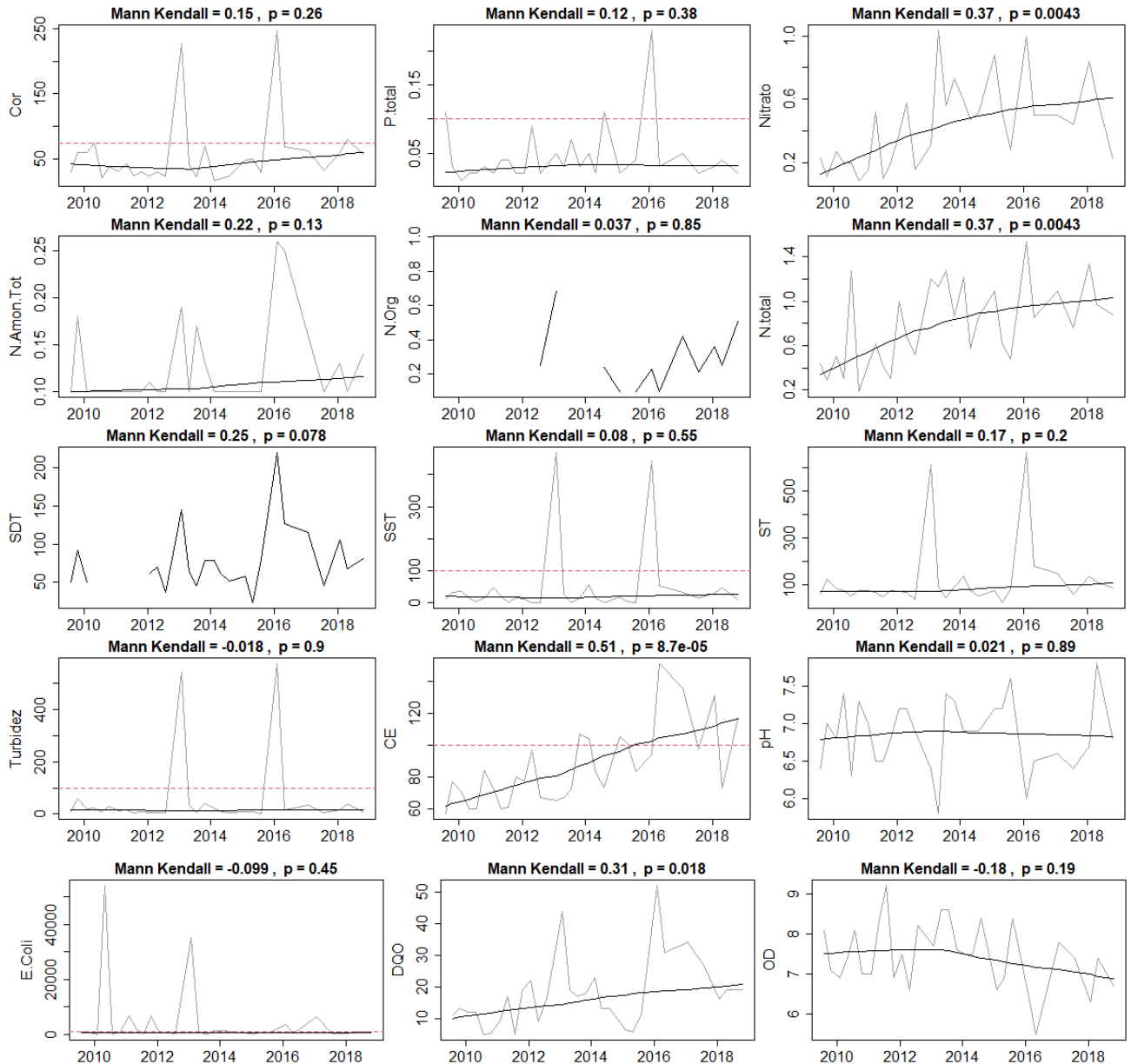


Os parâmetros nitrato, nitrogênio total e condutividade elétrica apresentaram tendência de aumento significativa (MK= 0,42; 0,26 e 0,27, respectivamente) na estação JE015. Os demais parâmetros não apresentaram tendência significativa.

Além disso, cor, fósforo total, SST, ST e turbidez apresentam oscilações, excedendo seus limites legais em 21%, 13%, 14%, 7% e 17% das amostras, enquanto o nitrogênio amoniacal total, nitrato, SDT, nitrogênio orgânico, pH e condutividade elétrica mantiveram suas oscilações abaixo dos limites estabelecidos, e, o nitrogênio orgânico apresentou valores acima do limite.

- JE016

Figura B.5: Variação dos teores dos parâmetros de qualidade de água, na estação JE016, de 2010 a 2018 e resultados do teste de Mann-Kendall



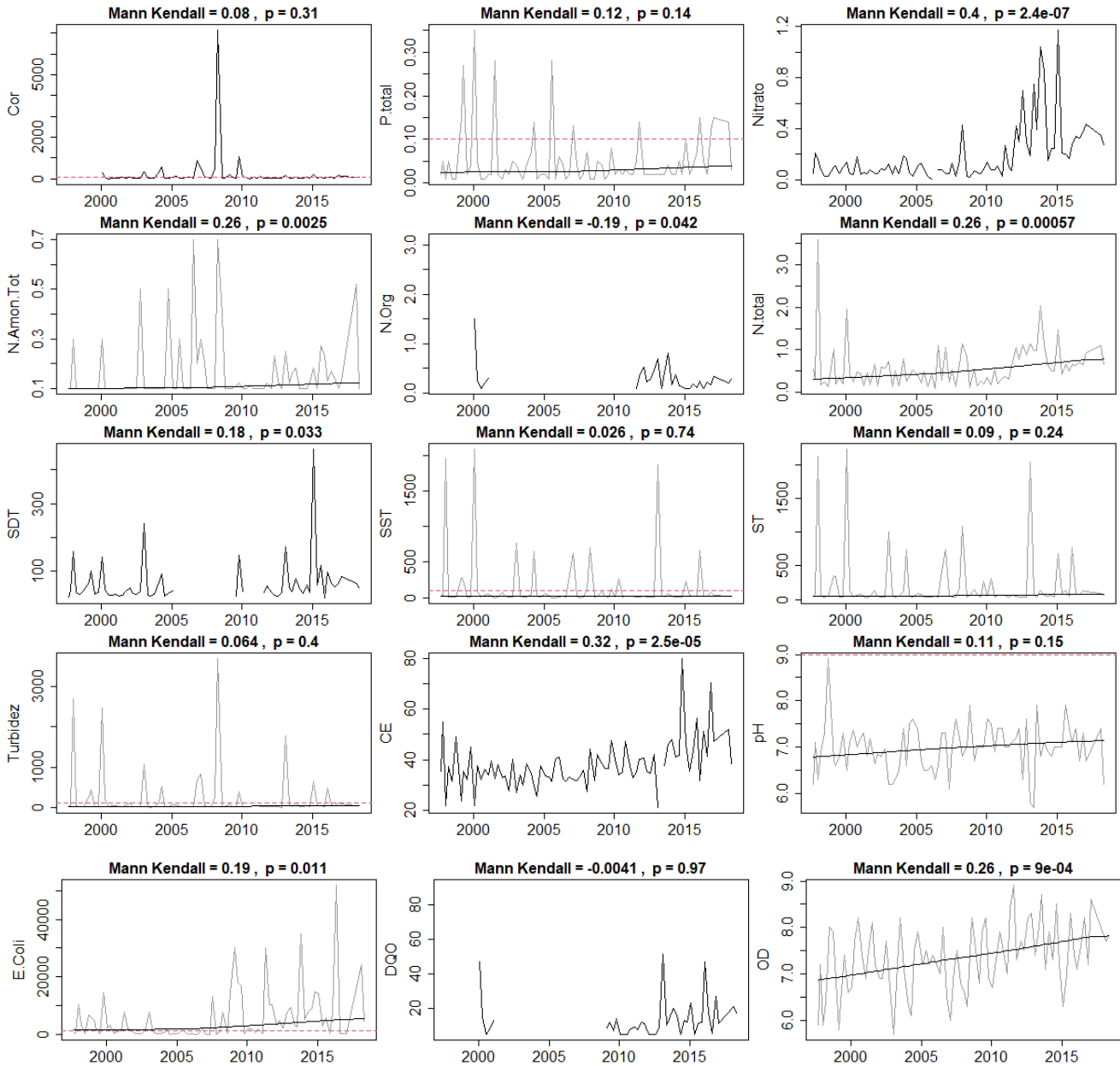
Os parâmetros nitrato, nitrogênio total e condutividade elétrica apresentaram tendência de aumento significativa (MK= 0,37; 0,37 e 0,51) na estação JE016. Os demais parâmetros não apresentaram tendência significativa.

Além disso, cor, fósforo total, SST, ST, turbidez e condutividade elétrica apresentam oscilações, excedendo seus limites legais em 10%, 10%, 6%, 6%, 6% e 26% das amostras, enquanto o nitrogênio amoniacal total, nitrato, SDT, pH e nitrogênio orgânico mantiveram suas

oscilações abaixo dos limites estabelecidos, e, o nitrogênio orgânico apresentou valores acima do limite.

- JE017

Figura B.6: Variação dos teores dos parâmetros de qualidade de água, na estação JE017, de 2000 a 2015 e resultados do teste de Mann-Kendall



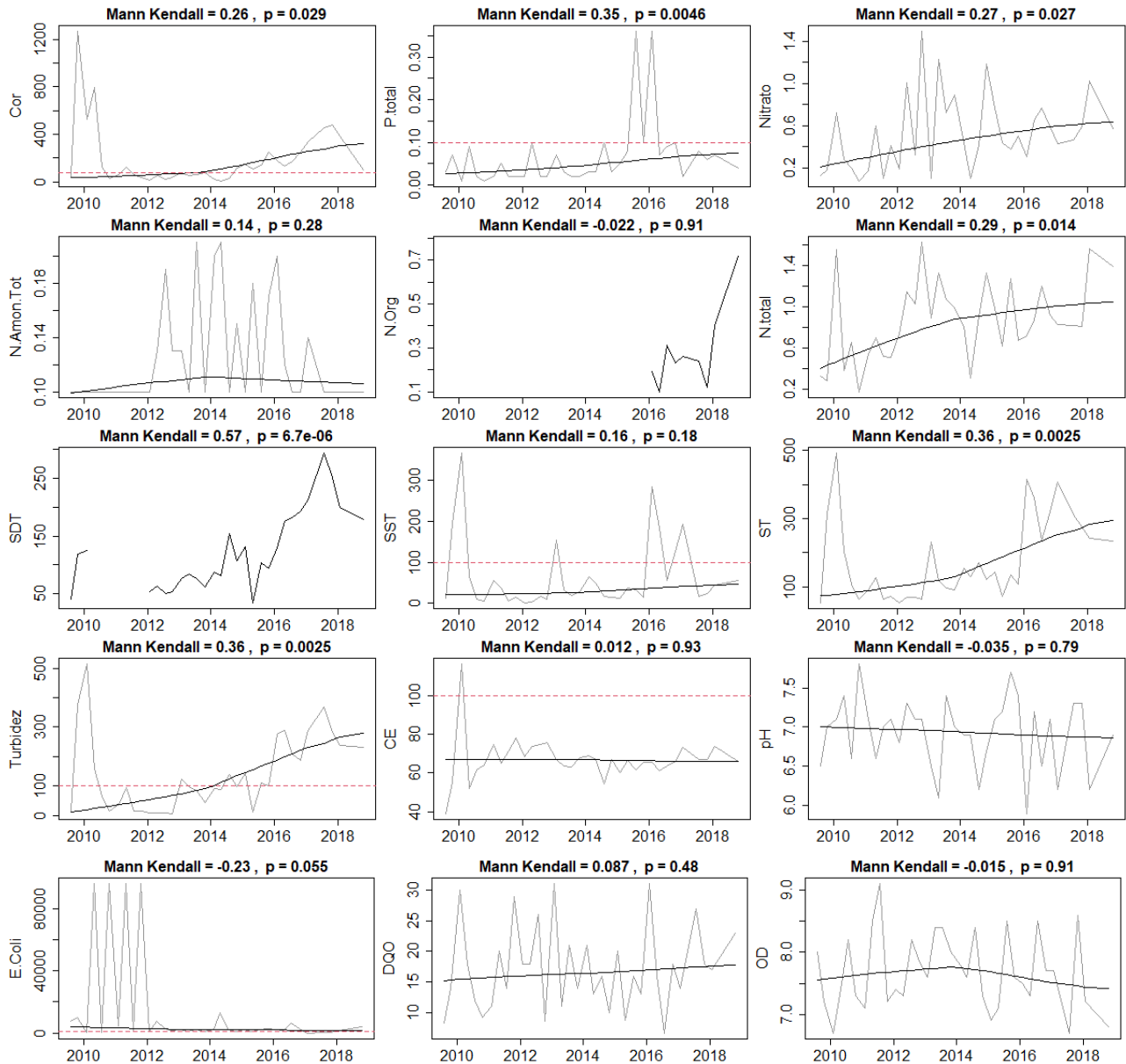
O nitrato, nitrogênio amoniacal total, SDT e a condutividade elétrica apresentaram tendência de aumento significativa (MK= 0,4; 0,26; 0,26; 0,18 e 0,32, respectivamente), enquanto o nitrogênio orgânico apresentou tendência de redução significativa (MK= -0,19). Os demais parâmetros não apresentaram tendência significativa.

Além disso, cor, fósforo total, SST, ST e turbidez apresentam oscilações, excedendo seus limites legais em 32%, 14%, 18%, 11% e 23% das amostras, enquanto o nitrogênio amoniacal total, nitrato,

SDT, nitrogênio orgânico, pH e condutividade elétrica mantiveram suas oscilações abaixo dos limites estabelecidos, e, o nitrogênio orgânico apresentou valores acima do limite.

- JE018

Figura B.7: Variação dos teores dos parâmetros de qualidade de água, na estação JE017, de 2010 a 2018 e resultados do teste de Mann-Kendall

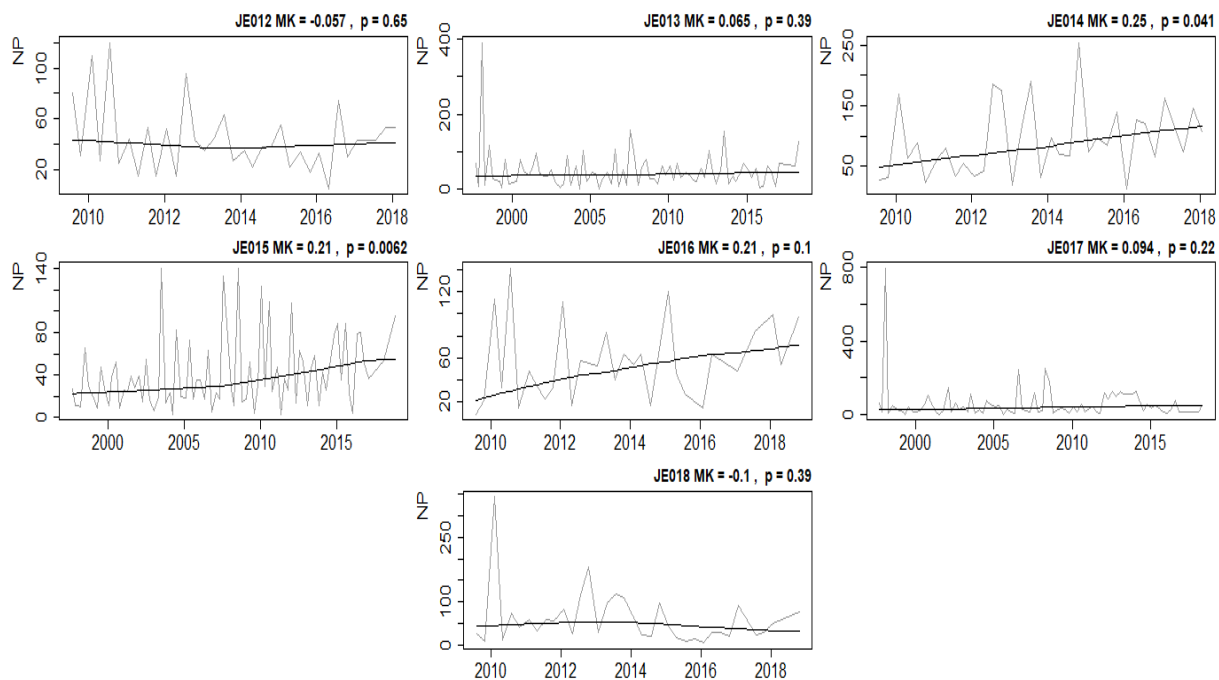


Os parâmetros de cor, fósforo total, nitrato, nitrogênio total, SDT, ST e turbidez apresentaram tendência de aumento significativa (MK= 0,26; 0,35; 0,27; 0,29; 0,57; 0,36 e 0,36) na estação JE018. Os demais parâmetros não apresentaram tendência significativa.

Além disso, cor, fósforo total, SST, turbidez e condutividade elétrica apresentam oscilações, excedendo seus limites legais em 60%, 5%, 19%, 48%, e 3% das amostras, enquanto o nitrogênio amoniacal total, nitrato, SDT, ST e nitrogênio orgânico mantiveram suas oscilações abaixo dos limites estabelecidos, e, o nitrogênio orgânico apresentou valores acima do limite.

Relação Nt/Pt nas estações de monitoramento

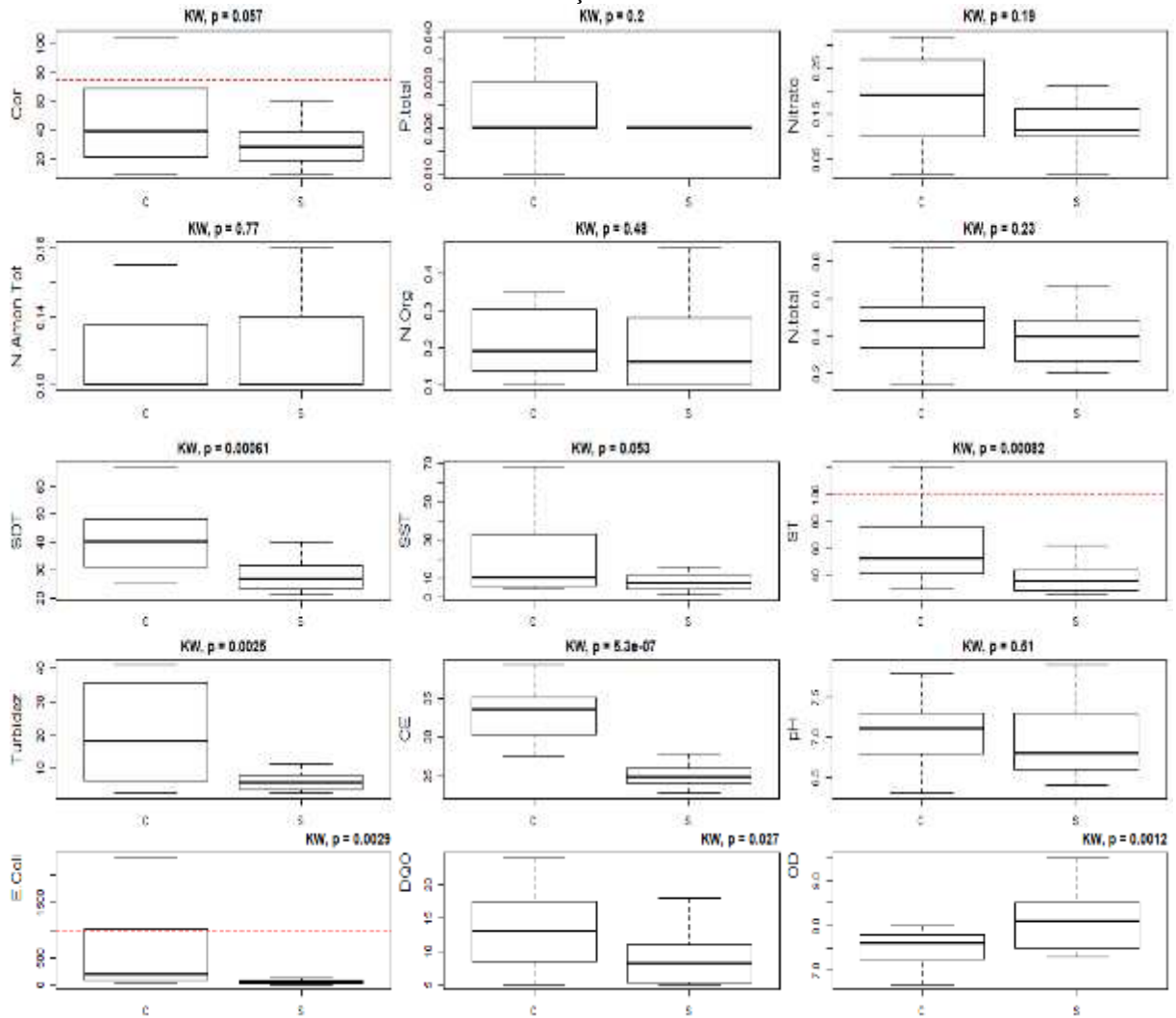
Figura B.8: Variação dos teores da relação Nt/Pt, nas estações de monitoramento, de 2000 a 2018 e resultados do teste de Mann-Kendall



Análise temporal de sazonalidade
Parâmetros de Qualidade da Água

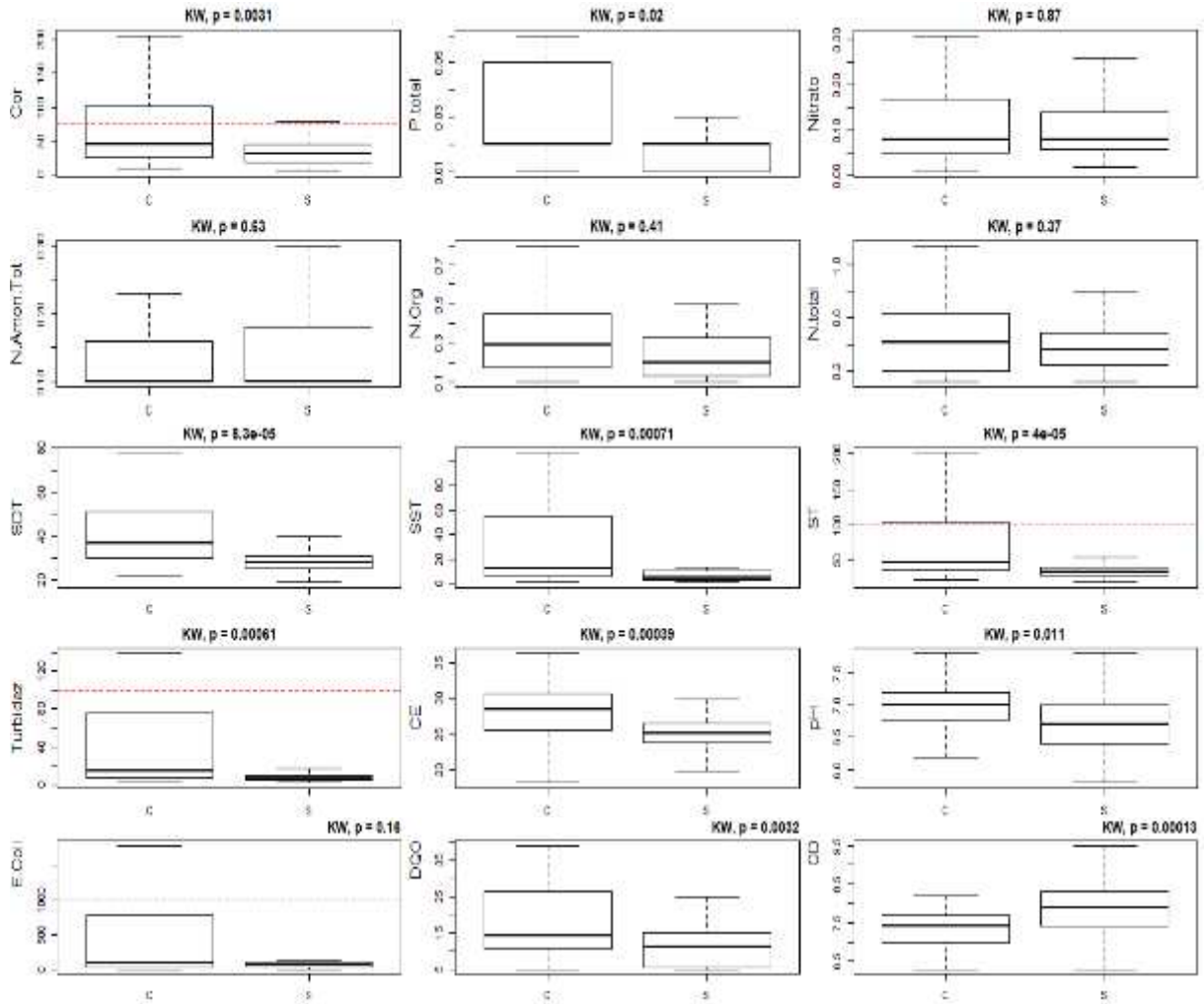
- JE012

Figura B.9: Parâmetros físico-químicos para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na estação JE012



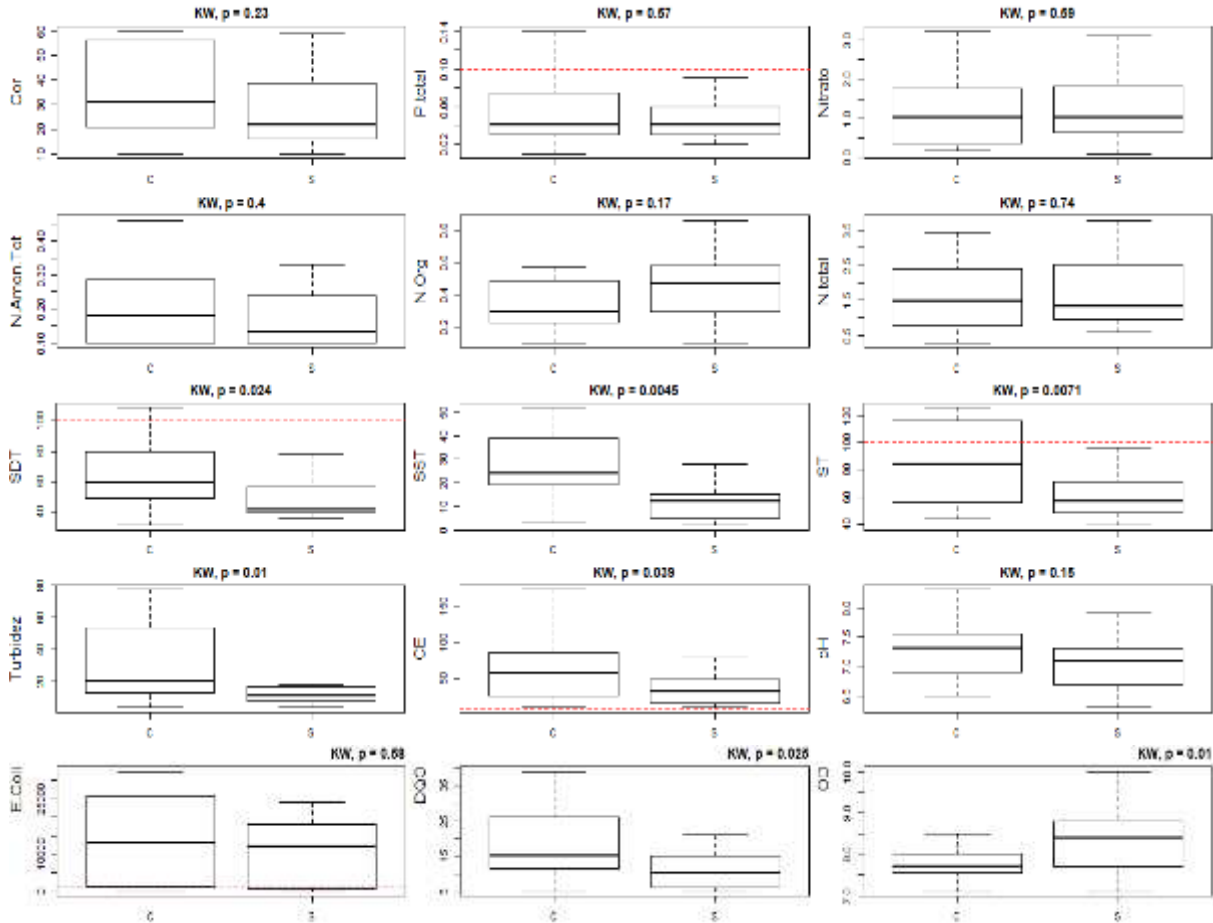
- JE013

Figura B.10: Parâmetros físico-químicos para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na estação JE013



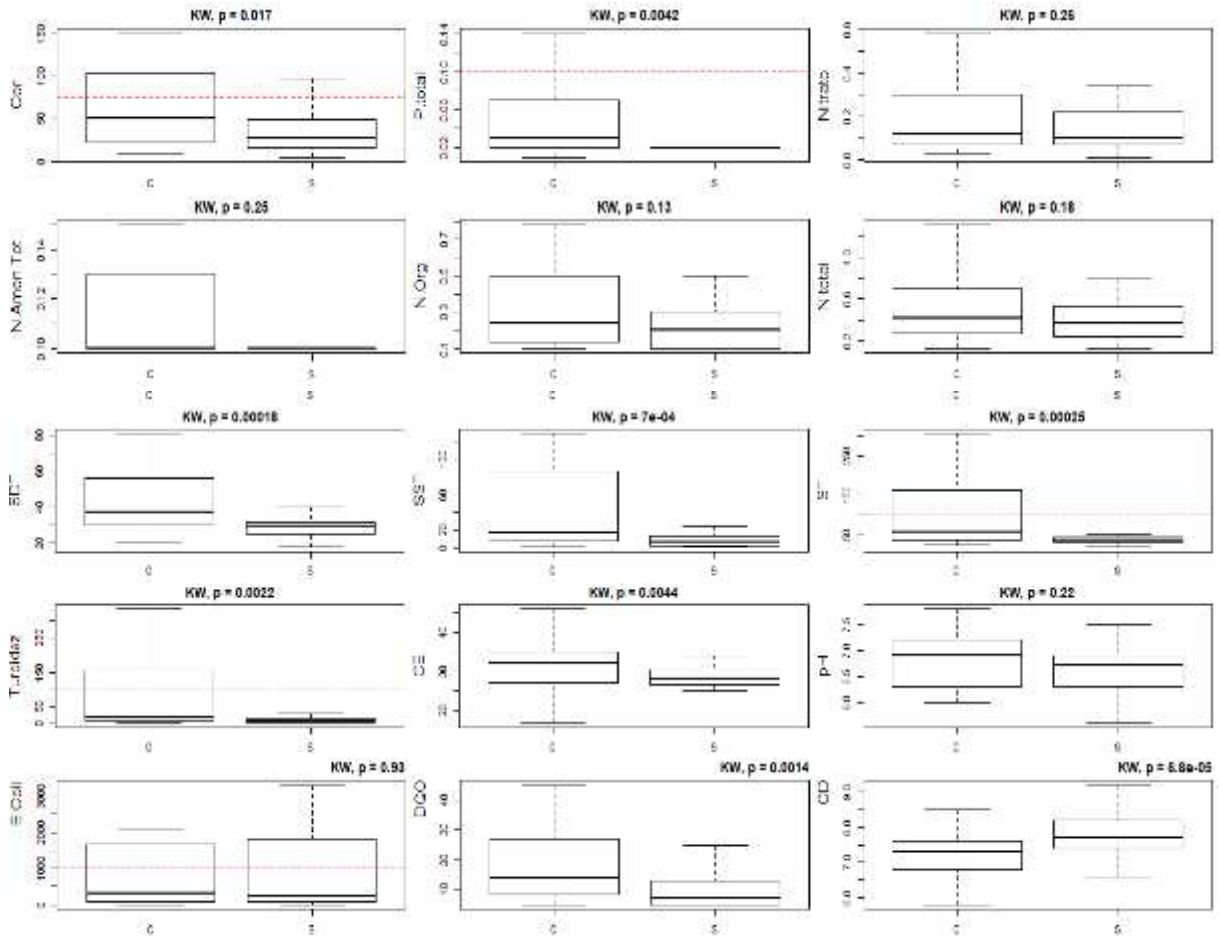
- JE014

Figura B.11: Parâmetros físico-químicos para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na estação JE014



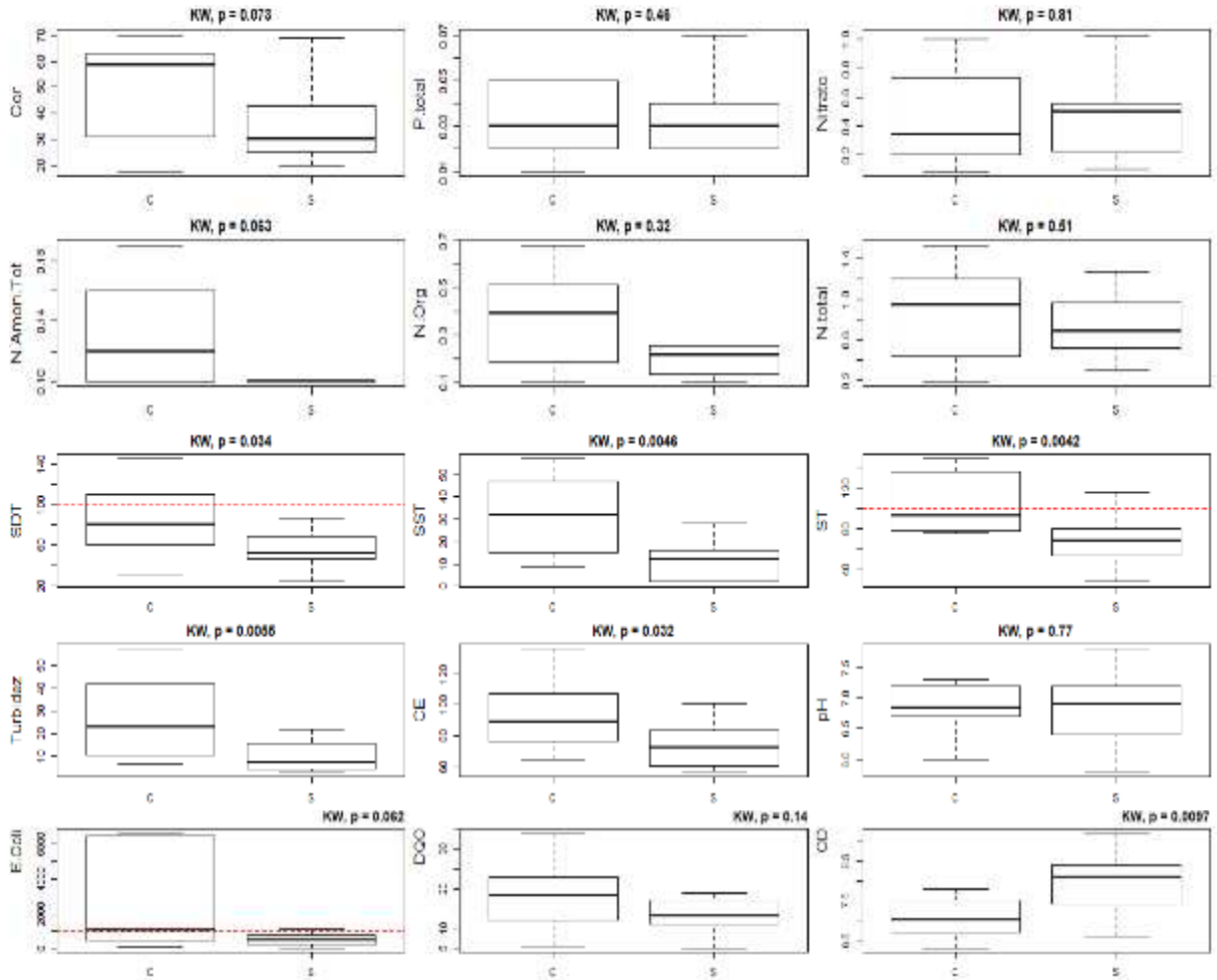
- JE015

Figura B.12: Parâmetros físico-químicos para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na estação JE015



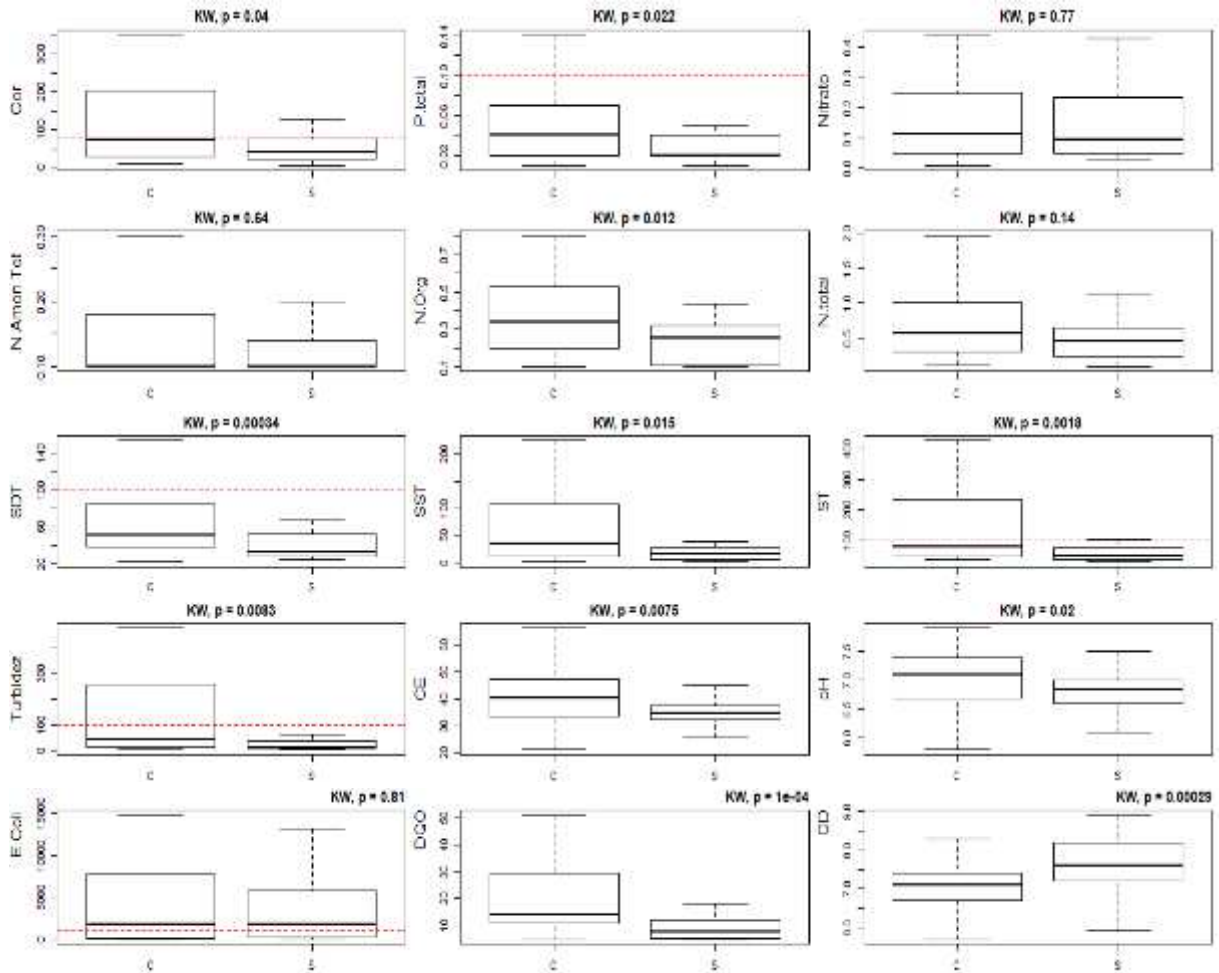
- JE016

Figura B.13: Parâmetros físico-químicos para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na estação JE016



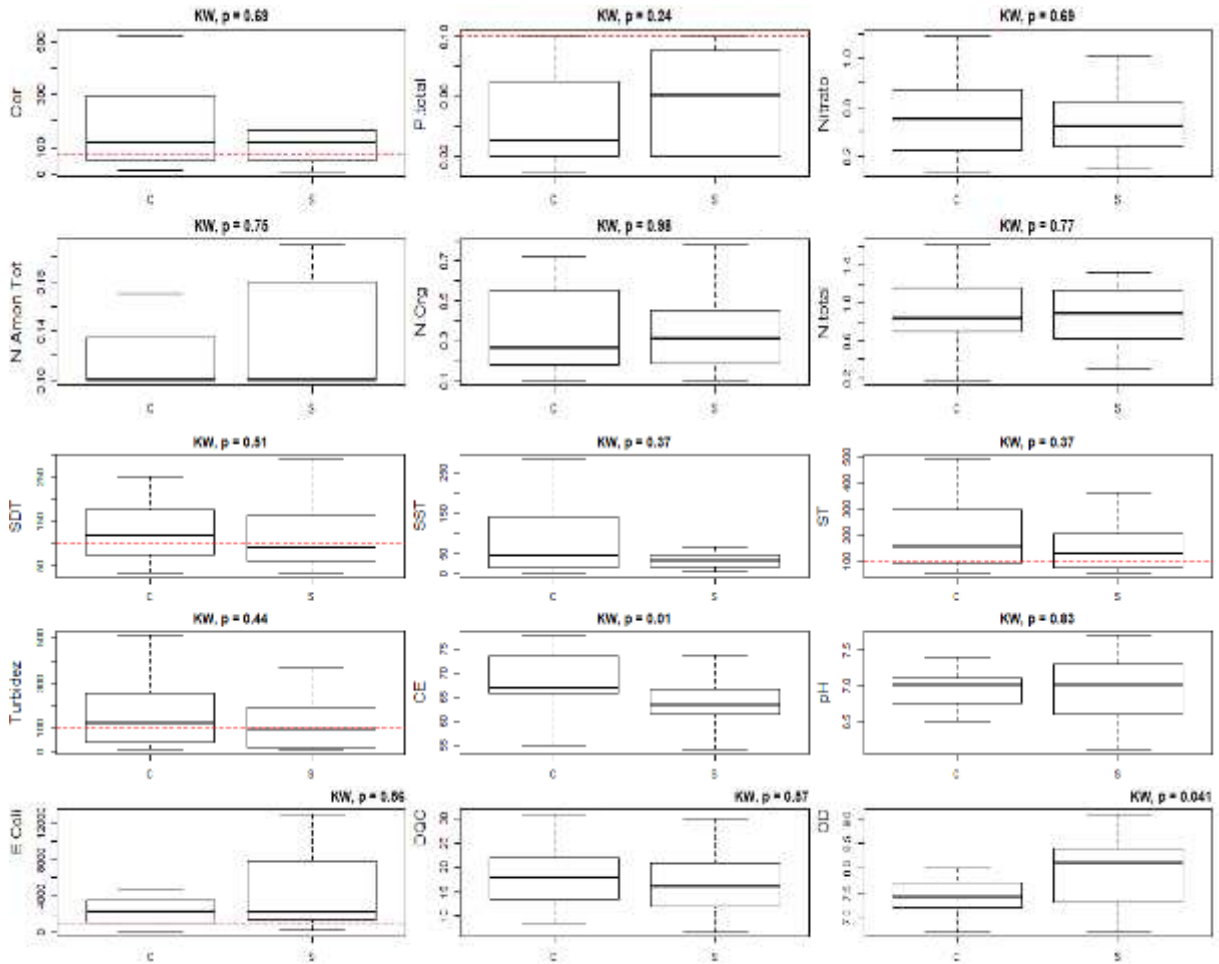
- JE017

Figura B.14: Parâmetros físico-químicos para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na estação JE017



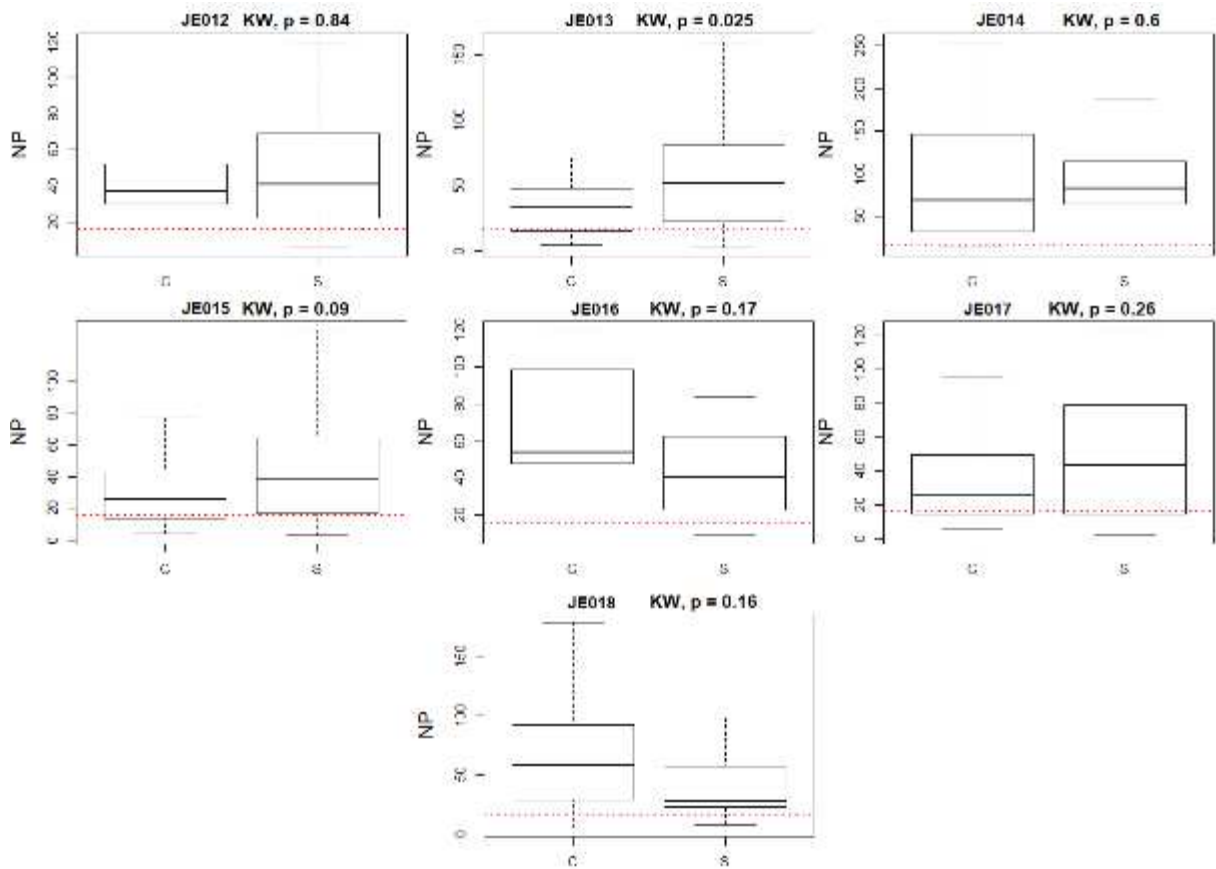
- JE018

Figura B.15: Parâmetros físico-químicos para a variabilidade intra-anual da sazonalidade da qualidade da água na estação JE018



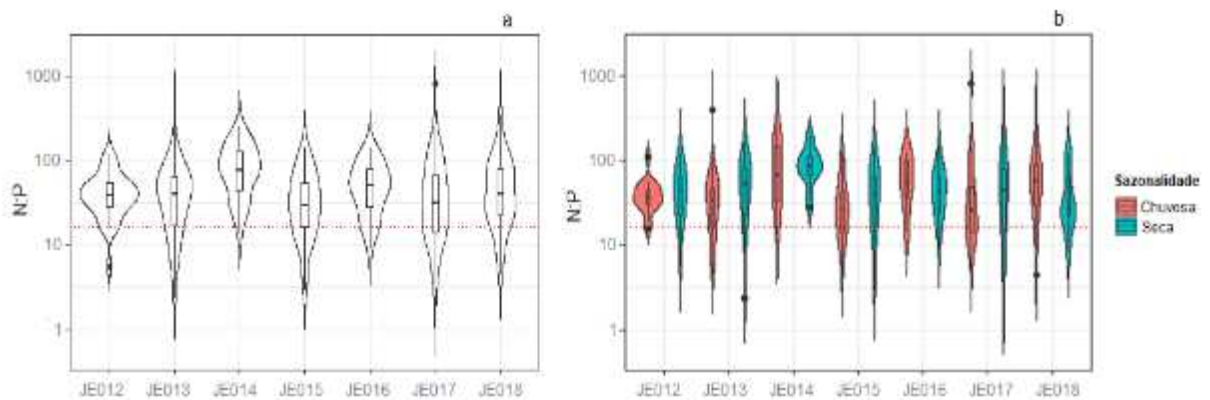
Sazonalidade da Relação N:P

Figura B.16: Sazonalidade da relação N:P em todas as estações de monitoramento



A Figura B.16 apresenta a variação sazonal da relação N:P, indicando que a sazonalidade foi significativa somente na estação JE013, no período seco. Em contrapartida, nas demais estações, a sazonalidade não foi significativa. Para a estação JE013 nota-se que, a relação N:P, no período chuvoso é menor em relação ao período seco, ou seja, no período chuvoso tem-se maiores quantidades de fósforo e no período seco, maiores quantidades de nitrogênio nesta estação. Dessa maneira, a relação N:P se torna equivalente, visto que, o aumento de um em determinada estação, é compensado pelo aumento do outro em outra estação.

Figura B.17: Gráficos do tipo violino e boxplot das proporções N: P e em relação à variação sazonal em cada estação de monitoramento. A linha pontilhada em vermelho representa a razão molar de Redfield (16:1)



Nota-se uma maior amplitude dos dados nas estações JE013 e JE017, com valores de N:P, entre 1 e 1000, na escala logarítmica (Figura B.17a), indicando influência da agricultura (Yu *et al.*, 2016; Huang *et al.*, 2016; Wang, 2013; Bu *et al.*, 2010a; Lee *et al.*, 2009), devido ao aumento da razão N:P. E, para essas análises, os dados permanecem, quase sempre, acima da razão de Redfield, mostrando que, a sazonalidade indica haver efeito dos escoamentos superficiais que os transportam até as águas fluviais do rio Araçuaí (Figura B.17b). Todavia, outros fatores como o lançamento de esgotos domésticos, podem interferir diretamente na sazonalidade, aumentando as concentrações desses compostos em períodos de menor incidência pluviométrica.

Apêndice C
Correlação de Spearman

• JE012

Figura C.1: Correlação de Spearman na estação JE012

	COEFICIENTE DA CORRELAÇÃO DE SPEARMAN																	
	Cor	P. Total	Nitrato	N.Amon. Tot	N.Org	N.total	SDT	SST	ST	Turbidez	CE	pH	E.Coli	DQO	OD	NDVI	NDVI.Incr	NP
Cor	1.00	0.12	0.10	0.66	0.30	0.46	0.66	0.52	0.58	0.47	0.17	-0.29	0.43	0.52	-0.32	0.00	0.00	0.09
P. total	0.12	1.00	0.17	0.31	0.08	0.30	0.29	0.37	0.37	0.35	0.20	0.04	0.33	0.40	-0.06	0.10	0.10	-0.43
Nitrato	0.10	0.17	1.00	0.25	-0.30	0.46	0.25	0.34	0.33	0.17	0.20	-0.18	0.21	0.18	-0.25	-0.14	-0.14	0.10
N.Amon. Tot	0.66	0.31	0.25	1.00	0.15	0.66	0.51	0.48	0.51	0.39	0.11	-0.30	0.31	0.62	-0.16	0.07	0.07	0.12
N.Org	0.30	0.08	-0.30	0.15	1.00	0.67	0.47	0.66	0.66	0.72	0.13	-0.53	0.77	0.26	0.06	-0.42	-0.42	0.01
N.total	0.46	0.30	0.46	0.66	0.67	1.00	0.63	0.63	0.65	0.51	0.23	-0.42	0.61	0.60	0.00	-0.07	-0.07	0.37
SDT	0.66	0.29	0.25	0.51	0.47	0.63	1.00	0.67	0.81	0.68	0.63	-0.24	0.57	0.70	-0.36	-0.07	-0.07	-0.19
SST	0.52	0.37	0.34	0.48	0.66	0.63	0.67	1.00	0.98	0.90	0.47	-0.39	0.92	0.62	-0.24	-0.36	-0.36	-0.21
ST	0.58	0.37	0.33	0.51	0.66	0.65	0.81	0.98	1.00	0.90	0.55	-0.37	0.88	0.67	-0.29	-0.33	-0.33	-0.22
Turbidez	0.47	0.35	0.17	0.39	0.72	0.51	0.68	0.90	0.90	1.00	0.45	-0.36	0.85	0.53	-0.25	-0.39	-0.39	-0.21
CE	0.17	0.20	0.20	0.11	0.13	0.23	0.63	0.47	0.55	0.45	1.00	0.18	0.39	0.51	-0.41	-0.29	-0.29	-0.30
pH	-0.29	0.04	-0.18	-0.30	-0.53	-0.42	-0.24	-0.39	-0.37	-0.36	0.18	1.00	-0.43	-0.10	0.05	-0.03	-0.03	-0.25
E.Coli	0.43	0.33	0.21	0.31	0.77	0.61	0.57	0.92	0.88	0.85	0.39	-0.43	1.00	0.49	-0.16	-0.34	-0.34	-0.13
DQO	0.52	0.40	0.18	0.62	0.26	0.60	0.70	0.62	0.67	0.53	0.51	-0.10	0.49	1.00	-0.12	0.01	0.01	-0.18
OD	-0.32	-0.06	-0.25	-0.16	0.06	0.00	-0.36	-0.24	-0.29	-0.25	-0.41	0.05	-0.16	-0.12	1.00	0.09	0.09	0.13
NDVI	0.00	0.10	-0.14	0.07	-0.42	-0.07	-0.07	-0.36	-0.33	-0.39	-0.29	-0.03	-0.34	0.01	0.09	1.00	1.00	0.06
NDVI.Incr	0.00	0.10	-0.14	0.07	-0.42	-0.07	-0.07	-0.36	-0.33	-0.39	-0.29	-0.03	-0.34	0.01	0.09	1.00	1.00	0.06
NP	0.09	-0.43	0.10	0.12	0.01	0.37	-0.19	-0.21	-0.22	-0.21	-0.30	-0.25	-0.13	-0.18	0.13	0.06	0.06	1.00

*Os valores em negrito indicam a presença de correlação.

• JE013

Figura C.2: Correlação de Spearman na estação JE013

	COEFICIENTE DA CORRELAÇÃO DE SPEARMAN																	
	Cor	P. Total	Nitrato	N.Amon.Tot	N.Org	N.total	SDT	SST	ST	Turbidez	CE	pH	E.Coli	DQO	OD	NDVI	NDVI.Incr	NP
Cor	1.00	0.37	-0.14	-0.06	0.56	0.20	0.63	0.63	0.64	0.60	-0.42	-0.02	0.49	0.52	-0.40	0.02	0.06	0.19
P. total	0.37	1.00	-0.04	-0.02	0.17	0.16	0.54	0.45	0.46	0.59	-0.23	-0.19	0.24	0.49	-0.24	-0.06	-0.06	-0.35
Nitrato	-0.14	-0.04	1.00	0.00	-0.05	0.44	-0.09	-0.06	-0.06	-0.05	0.02	0.08	-0.03	-0.03	0.14	-0.01	0.01	0.21
N.Amon.Tot	-0.06	-0.02	0.00	1.00	0.14	0.35	-0.09	-0.01	-0.02	-0.02	0.01	0.07	-0.09	0.09	-0.11	0.01	-0.03	0.07
N.Org	0.56	0.17	-0.05	0.14	1.00	0.86	0.44	0.75	0.73	0.63	-0.53	-0.06	0.64	0.53	-0.32	-0.37	-0.31	0.56
N.total	0.20	0.16	0.44	0.35	0.86	1.00	0.32	0.53	0.53	0.47	-0.38	0.06	0.38	0.45	-0.05	0.01	-0.01	0.62
SDT	0.63	0.54	-0.09	-0.09	0.44	0.32	1.00	0.76	0.79	0.84	-0.28	-0.08	0.60	0.70	-0.36	0.14	0.18	0.10
SST	0.63	0.45	-0.06	-0.01	0.75	0.53	0.76	1.00	1.00	0.95	-0.44	-0.15	0.80	0.79	-0.22	-0.08	-0.03	0.40
ST	0.64	0.46	-0.06	-0.02	0.73	0.53	0.79	1.00	1.00	0.96	-0.43	-0.15	0.79	0.80	-0.23	-0.06	-0.02	0.38
Turbidez	0.60	0.59	-0.05	-0.02	0.63	0.47	0.84	0.95	0.96	1.00	-0.43	-0.18	0.69	0.80	-0.23	-0.08	-0.05	0.22
CE	-0.42	-0.23	0.02	0.01	-0.53	-0.38	-0.28	-0.44	-0.43	-0.43	1.00	0.25	-0.28	-0.23	-0.16	-0.18	-0.16	-0.30
pH	-0.02	-0.19	0.08	0.07	-0.06	0.06	-0.08	-0.15	-0.15	-0.18	0.25	1.00	-0.04	-0.03	-0.02	-0.11	-0.16	0.14
E.Coli	0.49	0.24	-0.03	-0.09	0.64	0.38	0.60	0.80	0.79	0.69	-0.28	-0.04	1.00	0.64	-0.12	0.00	0.01	0.44
DQO	0.52	0.49	-0.03	0.09	0.53	0.45	0.70	0.79	0.80	0.80	-0.23	-0.03	0.64	1.00	-0.22	-0.19	-0.14	0.19
OD	-0.40	-0.24	0.14	-0.11	-0.32	-0.05	-0.36	-0.22	-0.23	-0.23	-0.16	-0.02	-0.12	-0.22	1.00	0.01	0.00	0.14
NDVI	0.02	-0.06	-0.01	0.01	-0.37	0.01	0.14	-0.08	-0.06	-0.08	-0.18	-0.11	0.00	-0.19	0.01	1.00	0.93	0.05
NDVI.Incr	0.06	-0.06	0.01	-0.03	-0.31	-0.01	0.18	-0.03	-0.02	-0.05	-0.16	-0.16	0.01	-0.14	0.00	0.93	1.00	0.03
NP	0.19	-0.35	0.21	0.07	0.56	0.62	0.10	0.40	0.38	0.22	-0.30	0.14	0.44	0.19	0.14	0.05	0.03	1.00

*Os valores em negrito indicam a presença de correlação.

• JE014

Figura C.3: Correlação de Spearman na estação JE014

COEFICIENTE DA CORRELAÇÃO DE SPEARMAN																		
	Cor	P. Total	Nitrato	N.Amon.Tot	N.Org	N.total	SDT	SST	ST	Turbidez	CE	pH	E.Coli	DQO	OD	NDVI	NDVI.Incr	NP
Cor	1.00	0.64	-0.28	-0.09	-0.05	-0.25	0.68	0.81	0.83	0.78	0.83	-0.20	0.31	0.49	-0.21	-0.07	-0.07	-0.43
P. total	0.64	1.00	0.18	0.26	-0.12	0.23	0.65	0.74	0.77	0.73	0.67	-0.27	0.33	0.68	-0.29	-0.20	-0.20	-0.45
Nitrato	-0.28	0.18	1.00	0.57	-0.01	0.96	0.17	-0.17	-0.10	-0.16	-0.15	-0.10	0.09	0.16	-0.33	-0.34	-0.34	0.59
N.Amon.Tot	-0.09	0.26	0.57	1.00	0.43	0.64	0.18	0.08	0.12	0.09	0.07	0.00	0.33	0.29	-0.13	-0.47	-0.47	0.34
N.Org	-0.05	-0.12	-0.01	0.43	1.00	0.23	-0.17	0.09	0.04	0.13	-0.02	-0.10	0.56	-0.23	0.40	-0.45	-0.45	0.40
N.total	-0.25	0.23	0.96	0.64	0.23	1.00	0.18	-0.11	-0.04	-0.10	-0.09	-0.15	0.06	0.18	-0.23	-0.35	-0.35	0.62
SDT	0.68	0.65	0.17	0.18	-0.17	0.18	1.00	0.67	0.78	0.67	0.81	-0.28	0.44	0.65	-0.41	-0.30	-0.30	-0.20
SST	0.81	0.74	-0.17	0.08	0.09	-0.11	0.67	1.00	0.99	0.98	0.76	-0.26	0.32	0.72	-0.20	-0.20	-0.20	-0.34
ST	0.83	0.77	-0.10	0.12	0.04	-0.04	0.78	0.99	1.00	0.97	0.81	-0.29	0.35	0.75	-0.26	-0.22	-0.22	-0.32
Turbidez	0.78	0.73	-0.16	0.09	0.13	-0.10	0.67	0.98	0.97	1.00	0.73	-0.29	0.40	0.69	-0.20	-0.23	-0.23	-0.33
CE	0.83	0.67	-0.15	0.07	-0.02	-0.09	0.81	0.76	0.81	0.73	1.00	-0.29	0.32	0.55	-0.24	-0.18	-0.18	-0.37
pH	-0.20	-0.27	-0.10	0.00	-0.10	-0.15	-0.28	-0.26	-0.29	-0.29	-0.29	1.00	-0.01	-0.17	-0.07	0.01	0.01	0.03
E.Coli	0.31	0.33	0.09	0.33	0.56	0.06	0.44	0.32	0.35	0.40	0.32	-0.01	1.00	0.31	-0.14	-0.25	-0.25	-0.13
DQO	0.49	0.68	0.16	0.29	-0.23	0.18	0.65	0.72	0.75	0.69	0.55	-0.17	0.31	1.00	-0.27	-0.26	-0.26	-0.12
OD	-0.21	-0.29	-0.33	-0.13	0.40	-0.23	-0.41	-0.20	-0.26	-0.20	-0.24	-0.07	-0.14	-0.27	1.00	0.08	0.08	-0.04
NDVI	-0.07	-0.20	-0.34	-0.47	-0.45	-0.35	-0.30	-0.20	-0.22	-0.23	-0.18	0.01	-0.25	-0.26	0.08	1.00	1.00	-0.14
NDVI.Incr	-0.07	-0.20	-0.34	-0.47	-0.45	-0.35	-0.30	-0.20	-0.22	-0.23	-0.18	0.01	-0.25	-0.26	0.08	1.00	1.00	-0.14
NP	-0.43	-0.45	0.59	0.34	0.40	0.62	-0.20	-0.34	-0.32	-0.33	-0.37	0.03	-0.13	-0.12	-0.04	-0.14	-0.14	1.00

*Os valores em negrito indicam a presença de correlação.

• JE015

Figura C.4: Correlação de Spearman na estação JE015

COEFICIENTE DA CORRELAÇÃO DE SPEARMAN																		
	Cor	P. Total	Nitrato	N.Amon.Tot	N.Org	N.total	SDT	SST	ST	Turbidez	CE	pH	E.Coli	DQO	OD	NDVI	NDVI.Incr	NP
Cor	1.00	0.46	-0.04	0.45	0.62	0.29	0.67	0.46	0.49	0.61	-0.25	-0.06	0.28	0.66	-0.31	-0.01	0.03	-0.29
P.total	0.46	1.00	0.06	0.20	0.72	0.51	0.74	0.86	0.86	0.84	-0.38	-0.16	0.35	0.78	-0.19	0.02	0.06	-0.43
Nitrato	-0.04	0.06	1.00	0.25	0.03	0.53	0.30	0.01	0.04	0.08	0.43	-0.06	0.02	0.13	0.07	0.01	-0.05	0.31
N.Amon.Tot	0.45	0.20	0.25	1.00	0.50	0.53	0.44	0.21	0.24	0.31	0.26	0.01	0.06	0.26	-0.18	-0.15	-0.16	0.05
N.Org	0.62	0.72	0.03	0.50	1.00	0.86	0.65	0.70	0.71	0.76	-0.25	-0.25	0.00	0.60	-0.26	-0.10	-0.07	-0.09
N.total	0.29	0.51	0.53	0.53	0.86	1.00	0.62	0.50	0.52	0.56	0.04	-0.13	0.02	0.58	-0.13	0.01	0.00	0.25
SDT	0.67	0.74	0.30	0.44	0.65	0.62	1.00	0.75	0.79	0.88	-0.10	-0.23	0.44	0.83	-0.32	0.06	0.03	-0.27
SST	0.46	0.86	0.01	0.21	0.70	0.50	0.75	1.00	1.00	0.93	-0.40	-0.18	0.43	0.87	-0.29	0.04	0.08	-0.32
ST	0.49	0.86	0.04	0.24	0.71	0.52	0.79	1.00	1.00	0.95	-0.38	-0.19	0.45	0.89	-0.30	0.03	0.07	-0.33
Turbidez	0.61	0.84	0.08	0.31	0.76	0.56	0.88	0.93	0.95	1.00	-0.36	-0.21	0.46	0.89	-0.31	-0.01	0.02	-0.33
CE	-0.25	-0.38	0.43	0.26	-0.25	0.04	-0.10	-0.40	-0.38	-0.36	1.00	0.27	-0.10	-0.24	0.01	-0.18	-0.23	0.17
pH	-0.06	-0.16	-0.06	0.01	-0.25	-0.13	-0.23	-0.18	-0.19	-0.21	0.27	1.00	-0.15	-0.26	-0.17	-0.01	0.02	0.00
E.Coli	0.28	0.35	0.02	0.06	0.00	0.02	0.44	0.43	0.45	0.46	-0.10	-0.15	1.00	0.44	-0.15	-0.11	-0.03	-0.24
DQO	0.66	0.78	0.13	0.26	0.60	0.58	0.83	0.87	0.89	0.89	-0.24	-0.26	0.44	1.00	-0.28	-0.08	-0.05	-0.38
OD	-0.31	-0.19	0.07	-0.18	-0.26	-0.13	-0.32	-0.29	-0.30	-0.31	0.01	-0.17	-0.15	-0.28	1.00	-0.01	-0.08	0.30
NDVI	-0.01	0.02	0.01	-0.15	-0.10	0.01	0.06	0.04	0.03	-0.01	-0.18	-0.01	-0.11	-0.08	-0.01	1.00	0.95	0.01
NDVI.Incr	0.03	0.06	-0.05	-0.16	-0.07	0.00	0.03	0.08	0.07	0.02	-0.23	0.02	-0.03	-0.05	-0.08	0.95	1.00	-0.02
NP	-0.29	-0.43	0.31	0.05	-0.09	0.25	-0.27	-0.32	-0.33	-0.33	0.17	0.00	-0.24	-0.38	0.30	0.01	-0.02	1.00

*Os valores em negrito indicam a presença de correlação.

• JE016

Figura C.5: Correlação de Spearman na estação JE016

COEFICIENTE DA CORRELAÇÃO DE SPEARMAN																		
	Cor	P. Total	Nitrato	N.Amon.Tot	N.Org	N.total	SDT	SST	ST	Turbidez	CE	pH	E.Coli	DQO	OD	NDVI	NDVI.Incr	NP
Cor	1.00	0.53	0.29	0.69	0.08	0.41	0.84	0.95	0.96	0.95	0.07	-0.30	0.42	0.76	-0.28	0.05	0.05	-0.13
P.total	0.53	1.00	0.38	0.48	-0.13	0.37	0.59	0.56	0.59	0.60	-0.02	-0.29	-0.06	0.48	0.00	0.03	0.03	-0.51
Nitrato	0.29	0.38	1.00	0.24	-0.13	0.71	0.38	0.23	0.28	0.24	0.38	-0.20	-0.20	0.36	-0.18	0.30	0.30	0.18
N.Amon.Tot	0.69	0.48	0.24	1.00	0.05	0.42	0.83	0.64	0.72	0.64	0.43	-0.31	0.09	0.74	-0.39	-0.05	-0.05	-0.14
N.Org	0.08	-0.13	-0.13	0.05	1.00	0.58	0.06	0.17	0.15	0.18	-0.14	-0.17	0.33	0.12	0.21	-0.14	-0.14	0.39
N.total	0.41	0.37	0.71	0.42	0.58	1.00	0.52	0.44	0.48	0.43	0.32	-0.32	-0.11	0.55	-0.06	0.19	0.19	0.42
SDT	0.84	0.59	0.38	0.83	0.06	0.52	1.00	0.79	0.88	0.80	0.39	-0.37	0.41	0.84	-0.39	0.14	0.14	-0.20
SST	0.95	0.56	0.23	0.64	0.17	0.44	0.79	1.00	0.99	0.99	-0.03	-0.39	0.37	0.78	-0.17	0.09	0.09	-0.15
ST	0.96	0.59	0.28	0.72	0.15	0.48	0.88	0.99	1.00	0.98	0.09	-0.40	0.33	0.83	-0.24	0.09	0.09	-0.15
Turbidez	0.95	0.60	0.24	0.64	0.18	0.43	0.80	0.99	0.98	1.00	-0.06	-0.38	0.36	0.76	-0.14	0.03	0.03	-0.18
CE	0.07	-0.02	0.38	0.43	-0.14	0.32	0.39	-0.03	0.09	-0.06	1.00	0.00	-0.24	0.31	-0.65	0.00	0.00	0.19
pH	-0.30	-0.29	-0.20	-0.31	-0.17	-0.32	-0.37	-0.39	-0.40	-0.38	0.00	1.00	0.06	-0.44	-0.08	-0.05	-0.05	-0.14
E.Coli	0.42	-0.06	-0.20	0.09	0.33	-0.11	0.41	0.37	0.33	0.36	-0.24	0.06	1.00	0.22	0.00	0.22	0.22	-0.15
DQO	0.76	0.48	0.36	0.74	0.12	0.55	0.84	0.78	0.83	0.76	0.31	-0.44	0.22	1.00	-0.21	0.13	0.13	-0.07
OD	-0.28	0.00	-0.18	-0.39	0.21	-0.06	-0.39	-0.17	-0.24	-0.14	-0.65	-0.08	0.00	-0.21	1.00	-0.09	-0.09	-0.18
NDVI	0.05	0.03	0.30	-0.05	-0.14	0.19	0.14	0.09	0.09	0.03	0.00	-0.05	0.22	0.13	-0.09	1.00	1.00	0.15
NDVI.Incr	0.05	0.03	0.30	-0.05	-0.14	0.19	0.14	0.09	0.09	0.03	0.00	-0.05	0.22	0.13	-0.09	1.00	1.00	0.15
NP	-0.13	-0.51	0.18	-0.14	0.39	0.42	-0.20	-0.15	-0.15	-0.18	0.19	-0.14	-0.15	-0.07	-0.18	0.15	0.15	1.00

*Os valores em negrito indicam a presença de correlação.

• JE017

Figura C.6: Correlação de Spearman na estação JE017

		COEFICIENTE DA CORRELAÇÃO DE SPEARMAN																
	Cor	P. Total	Nitrato	N.Amon.Tot	N.Org	N.total	SDT	SST	ST	Turbidez	CE	pH	E.Coli	DQO	OD	NDVI	NDVI.Incr	NP
Cor	1.00	-0.03	0.11	0.48	0.82	0.21	0.46	0.29	0.36	0.75	0.04	-0.06	0.03	0.62	-0.29	0.08	0.14	0.32
P.total	-0.03	1.00	0.01	0.09	0.14	0.15	0.24	0.31	0.31	0.20	-0.07	-0.12	-0.04	0.26	-0.21	-0.02	-0.03	-0.28
Nitrato	0.11	0.01	1.00	0.06	-0.04	0.51	0.44	0.01	0.08	0.11	0.33	-0.12	0.32	0.03	0.10	0.16	0.11	0.15
N.Amon.Tot	0.48	0.09	0.06	1.00	0.22	0.39	0.08	0.25	0.28	0.45	-0.01	-0.02	0.04	0.20	-0.04	0.00	-0.04	0.35
N.Org	0.82	0.14	-0.04	0.22	1.00	0.86	0.25	0.76	0.74	0.82	-0.38	-0.29	0.04	0.77	-0.42	0.03	0.21	0.77
N.total	0.21	0.15	0.51	0.39	0.86	1.00	0.42	0.62	0.64	0.59	-0.13	-0.23	0.21	0.69	-0.17	0.11	0.11	0.74
SDT	0.46	0.24	0.44	0.08	0.25	0.42	1.00	0.48	0.58	0.56	-0.05	-0.16	0.17	0.49	-0.39	0.12	0.25	0.10
SST	0.29	0.31	0.01	0.25	0.76	0.62	0.48	1.00	0.99	0.84	-0.39	-0.31	0.02	0.83	-0.39	0.06	0.28	0.46
ST	0.36	0.31	0.08	0.28	0.74	0.64	0.58	0.99	1.00	0.88	-0.35	-0.31	0.05	0.84	-0.42	0.08	0.30	0.45
Turbidez	0.75	0.20	0.11	0.45	0.82	0.59	0.56	0.84	0.88	1.00	-0.24	-0.25	0.04	0.85	-0.42	0.08	0.24	0.52
CE	0.04	-0.07	0.33	-0.01	-0.38	-0.13	-0.05	-0.39	-0.35	-0.24	1.00	0.35	0.25	-0.24	0.16	-0.17	-0.24	-0.22
pH	-0.06	-0.12	-0.12	-0.02	-0.29	-0.23	-0.16	-0.31	-0.31	-0.25	0.35	1.00	0.09	-0.35	0.19	-0.12	-0.12	-0.21
E.Coli	0.03	-0.04	0.32	0.04	0.04	0.21	0.17	0.02	0.05	0.04	0.25	0.09	1.00	0.09	0.08	0.14	0.10	0.04
DQO	0.62	0.26	0.03	0.20	0.77	0.69	0.49	0.83	0.84	0.85	-0.24	-0.35	0.09	1.00	-0.51	0.06	0.27	0.51
OD	-0.29	-0.21	0.10	-0.04	-0.42	-0.17	-0.39	-0.39	-0.42	-0.42	0.16	0.19	0.08	-0.51	1.00	-0.11	-0.42	-0.07
NDVI	0.08	-0.02	0.16	0.00	0.03	0.11	0.12	0.06	0.08	0.08	-0.17	-0.12	0.14	0.06	-0.11	1.00	0.83	0.04
NDVI.Incr	0.14	-0.03	0.11	-0.04	0.21	0.11	0.25	0.28	0.30	0.24	-0.24	-0.12	0.10	0.27	-0.42	0.83	1.00	-0.04
NP	0.32	-0.28	0.15	0.35	0.77	0.74	0.10	0.46	0.45	0.52	-0.22	-0.21	0.04	0.51	-0.07	0.04	-0.04	1.00

*Os valores em negrito indicam a presença de correlação.

• JE018

Figura C.7: Correlação de Spearman na estação JE018

	COEFICIENTE DA CORRELAÇÃO DE SPEARMAN																	
	Cor	P. Total	Nitrato	N.Amon.Tot	N.Org	N.total	SDT	SST	ST	Turbidez	CE	pH	E.Coli	DQO	OD	NDVI	NDVI.Incr	NP
Cor	1.00	0.09	-0.09	-0.25	0.01	-0.15	0.44	0.43	0.55	0.68	-0.02	0.10	0.09	0.09	-0.26	-0.29	-0.29	-0.04
P. total	0.09	1.00	-0.09	0.12	0.18	0.08	0.15	0.25	0.28	0.19	-0.19	-0.05	-0.11	0.21	0.09	0.02	0.02	-0.41
Nitrato	-0.09	-0.09	1.00	-0.05	-0.11	0.79	0.12	-0.10	0.00	0.06	0.25	-0.10	-0.21	-0.16	-0.01	-0.05	-0.05	0.39
N.Amon.Tot	-0.25	0.12	-0.05	1.00	-0.22	-0.06	-0.30	0.09	-0.07	-0.17	0.05	-0.02	-0.22	0.14	0.02	0.10	0.10	-0.01
N.Org	0.01	0.18	-0.11	-0.22	1.00	0.57	-0.14	0.17	0.05	0.09	0.42	0.07	-0.10	0.33	-0.12	-0.27	-0.27	0.35
N.total	-0.15	0.08	0.79	-0.06	0.57	1.00	0.18	0.09	0.19	0.22	0.45	-0.17	-0.44	0.13	-0.01	0.03	0.03	0.54
SDT	0.44	0.15	0.12	-0.30	-0.14	0.18	1.00	0.22	0.70	0.74	0.02	-0.09	-0.23	0.25	-0.17	-0.08	-0.08	-0.16
SST	0.43	0.25	-0.10	0.09	0.17	0.09	0.22	1.00	0.85	0.74	0.43	-0.25	-0.15	0.43	-0.32	0.10	0.10	0.33
ST	0.55	0.28	0.00	-0.07	0.05	0.19	0.70	0.85	1.00	0.94	0.30	-0.25	-0.20	0.42	-0.30	0.06	0.06	0.16
Turbidez	0.68	0.19	0.06	-0.17	0.09	0.22	0.74	0.74	0.94	1.00	0.30	-0.14	-0.21	0.37	-0.34	-0.06	-0.06	0.21
CE	-0.02	-0.19	0.25	0.05	0.42	0.45	0.02	0.43	0.30	0.30	1.00	0.10	-0.10	0.39	-0.28	0.11	0.11	0.76
pH	0.10	-0.05	-0.10	-0.02	0.07	-0.17	-0.09	-0.25	-0.25	-0.14	0.10	1.00	0.25	-0.04	-0.17	-0.23	-0.23	0.01
E.Coli	0.09	-0.11	-0.21	-0.22	-0.10	-0.44	-0.23	-0.15	-0.20	-0.21	-0.10	0.25	1.00	0.08	-0.06	0.02	0.02	-0.18
DQO	0.09	0.21	-0.16	0.14	0.33	0.13	0.25	0.43	0.42	0.37	0.39	-0.04	0.08	1.00	-0.28	0.11	0.11	0.17
OD	-0.26	0.09	-0.01	0.02	-0.12	-0.01	-0.17	-0.32	-0.30	-0.34	-0.28	-0.17	-0.06	-0.28	1.00	0.06	0.06	-0.12
NDVI	-0.29	0.02	-0.05	0.10	-0.27	0.03	-0.08	0.10	0.06	-0.06	0.11	-0.23	0.02	0.11	0.06	1.00	1.00	0.10
NDVI.Incr	-0.29	0.02	-0.05	0.10	-0.27	0.03	-0.08	0.10	0.06	-0.06	0.11	-0.23	0.02	0.11	0.06	1.00	1.00	0.10
NP	-0.04	-0.41	0.39	-0.01	0.35	0.54	-0.16	0.33	0.16	0.21	0.76	0.01	-0.18	0.17	-0.12	0.10	0.10	1.00

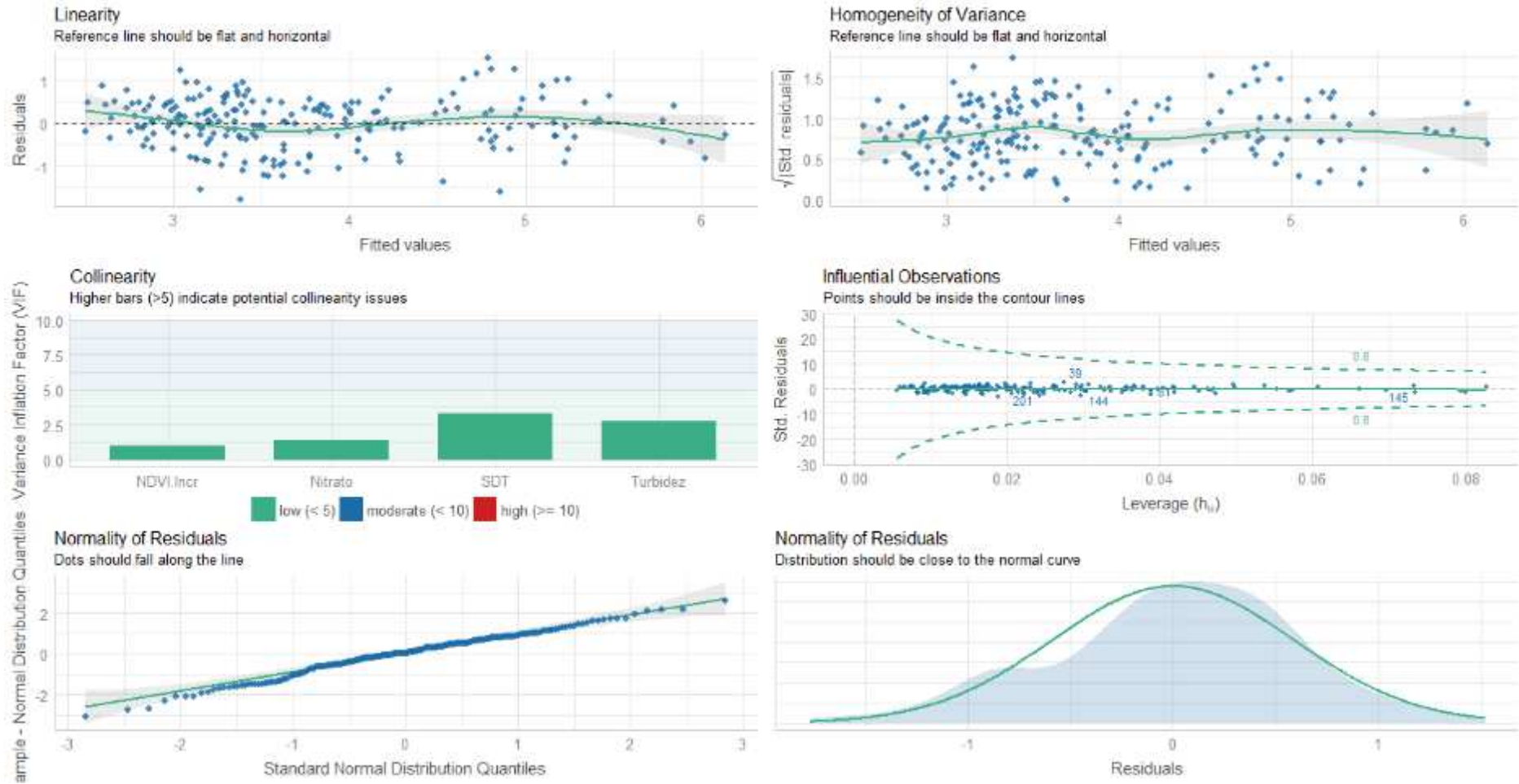
*Os valores em negrito indicam a presença de correlação.

Apêndice D

Estatística Multivariada dos parâmetros físico-químicos

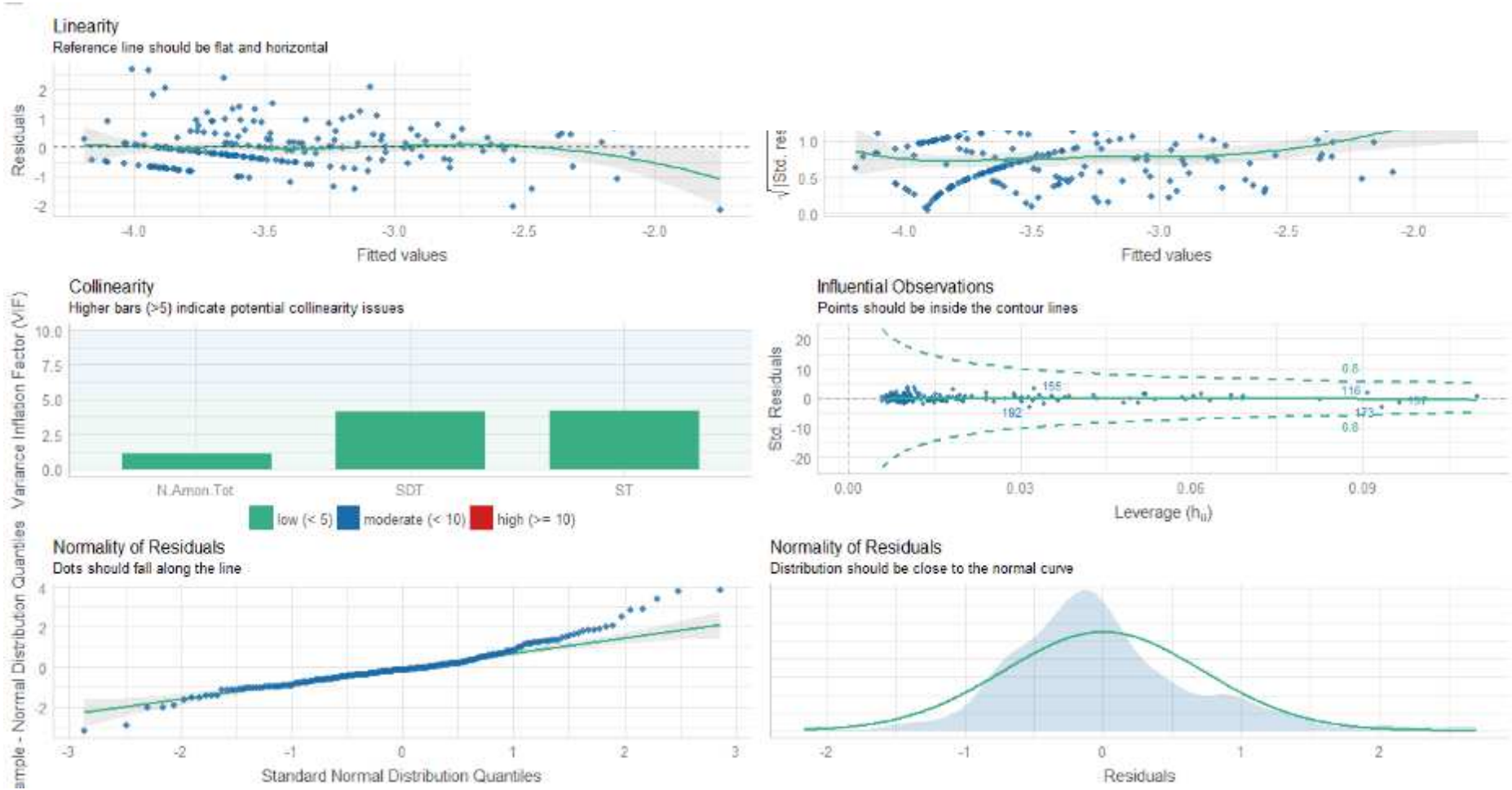
- Cor

Figura D.1: Análise de pressupostos para cor



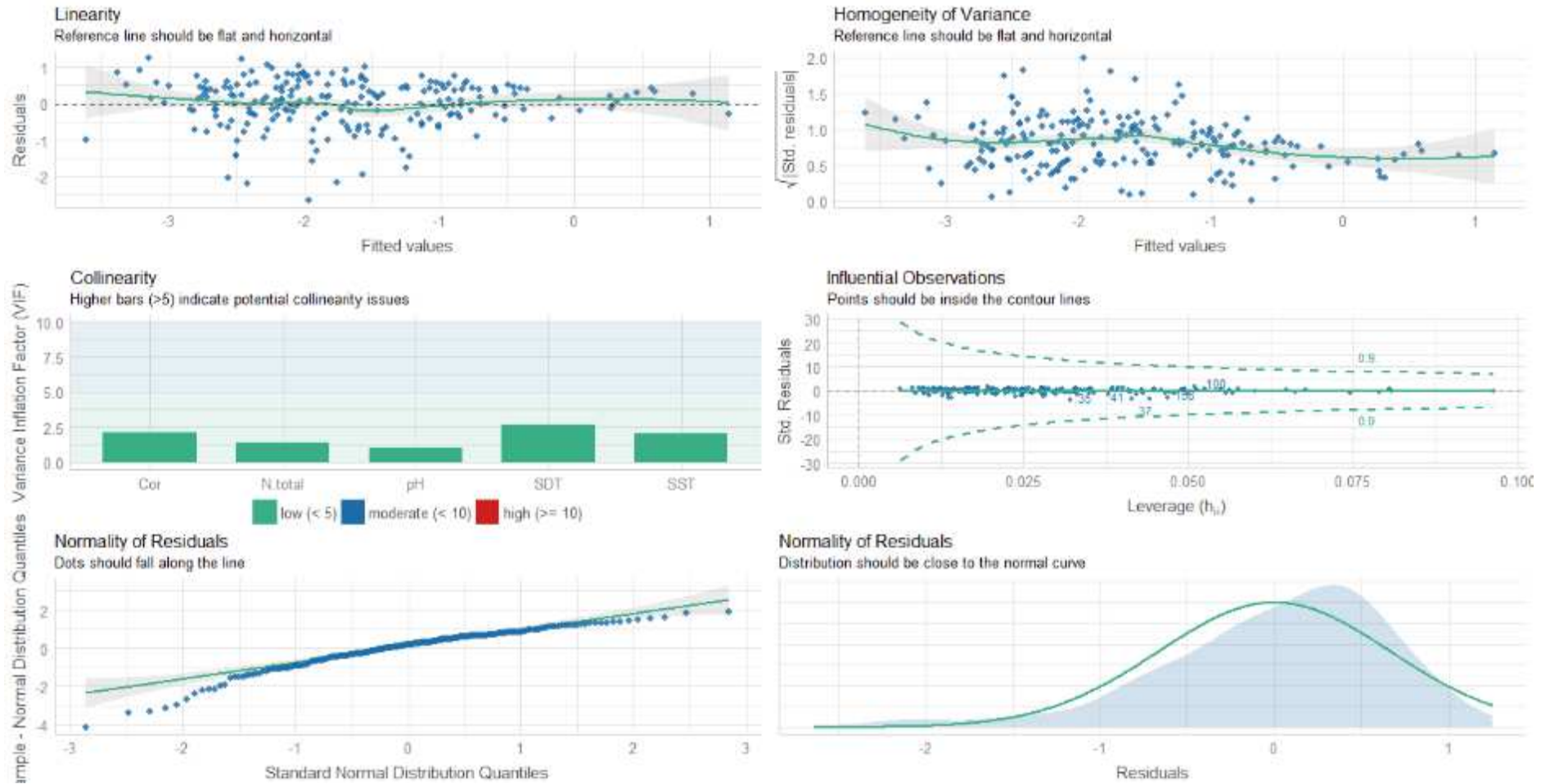
- Fósforo Total

Figura D.2: Análise de pressupostos para P.Total



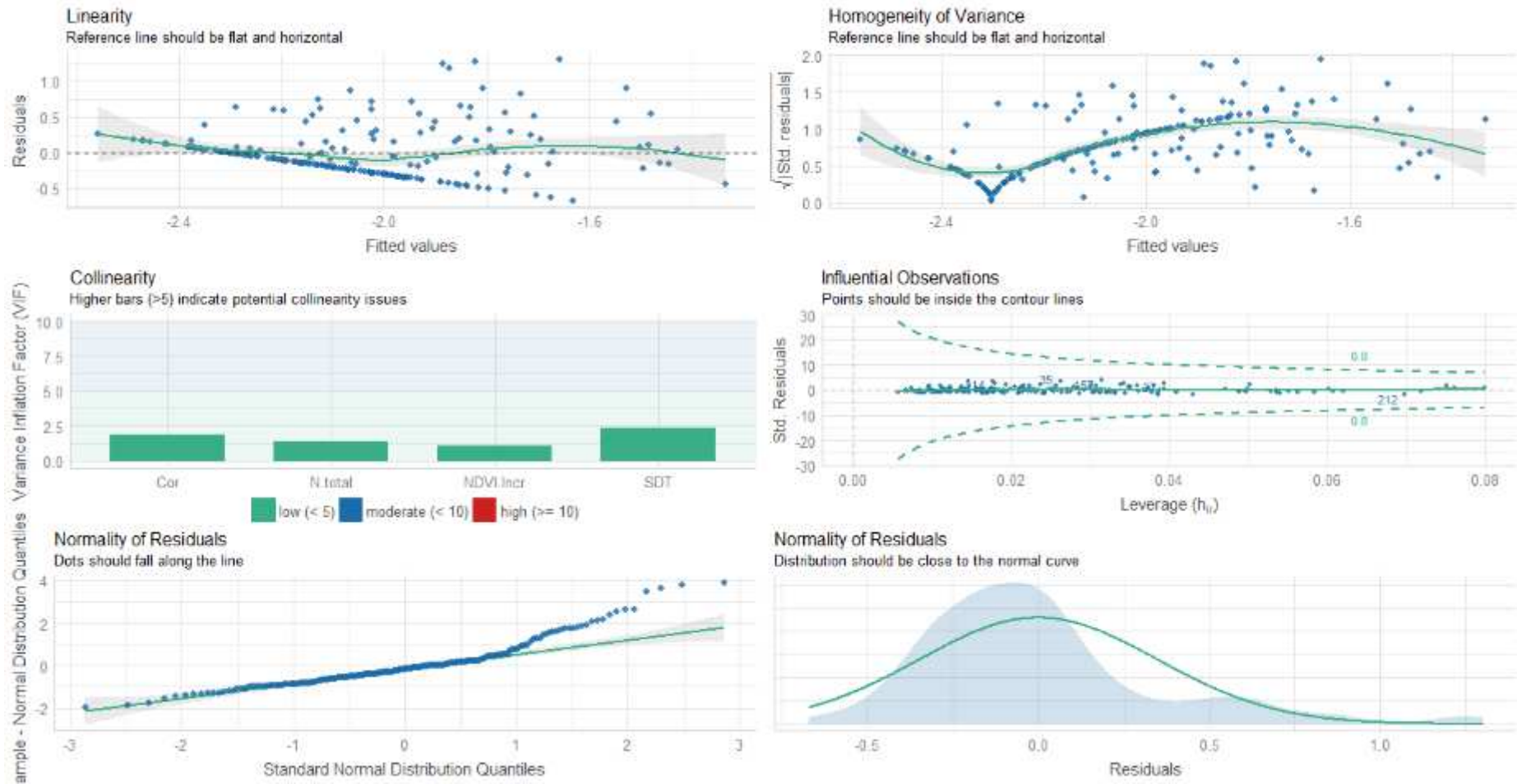
- Nitrato

Figura D.3: Análise de pressupostos para nitrato



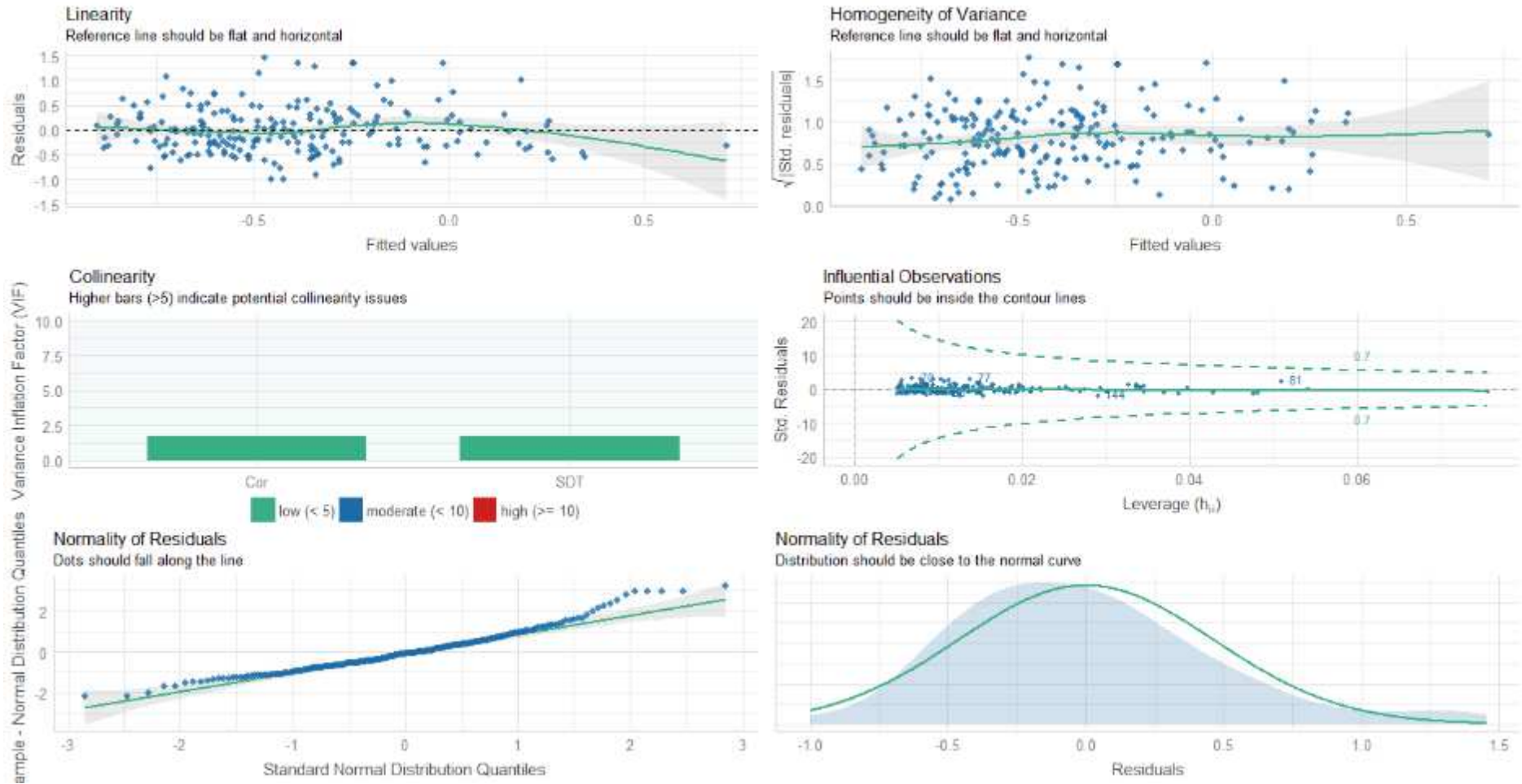
- Nitrogênio Amoniacal Total

Figura D.4: Análise de pressupostos para N. Amon. Tot



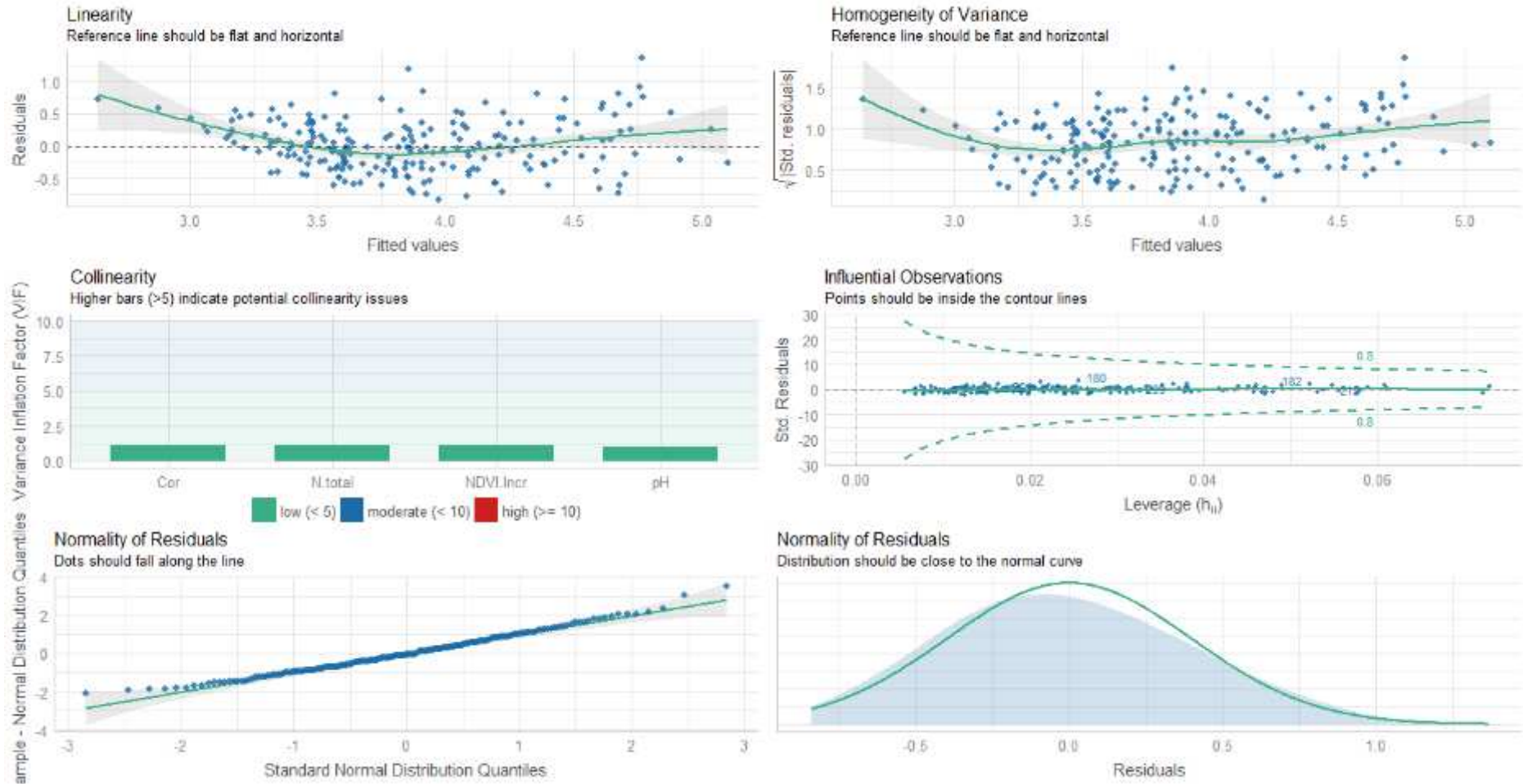
- Nitrogênio Total

Figura D.5: Análise de pressupostos para N.Total



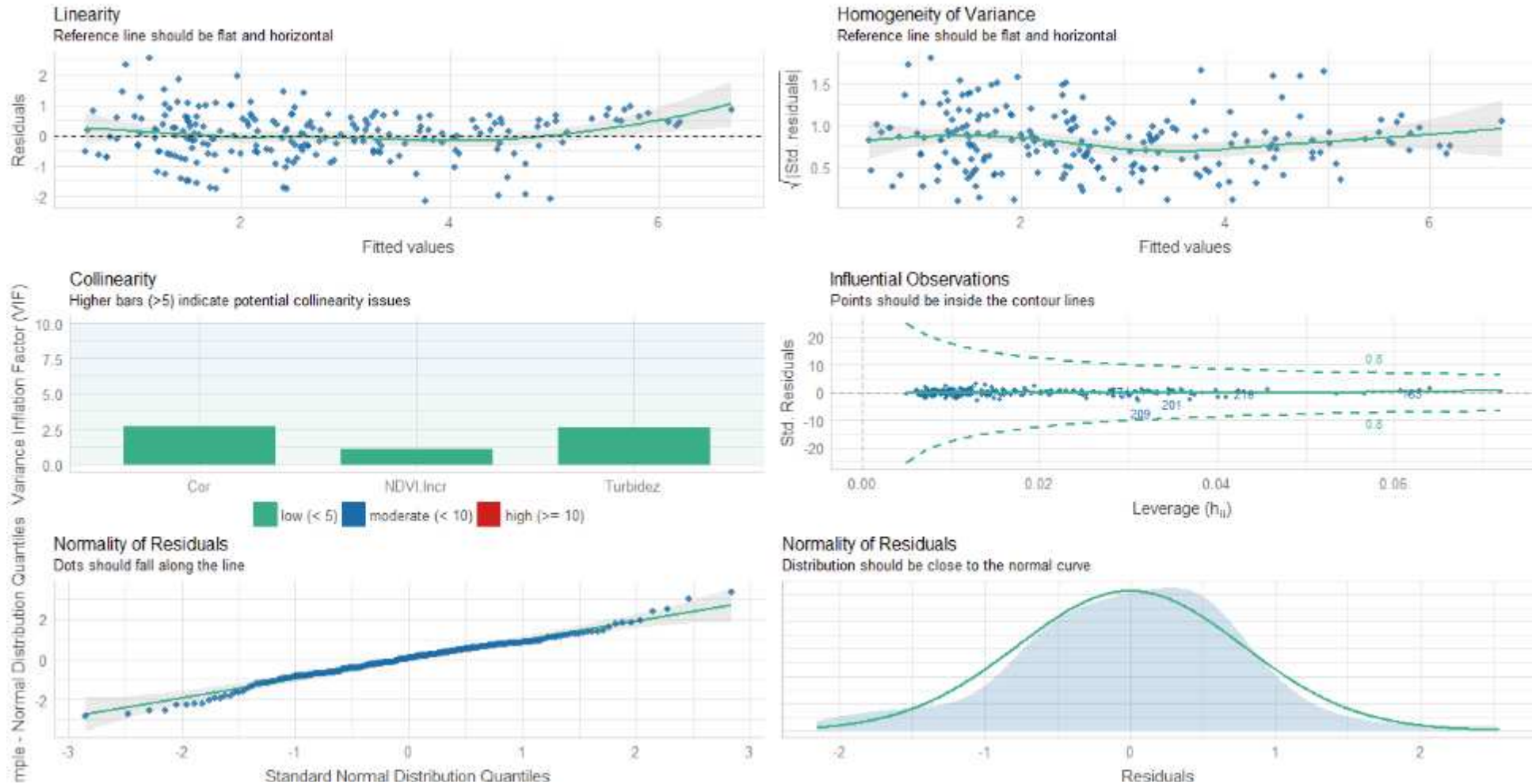
- Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)

Figura D.6: Análise de pressupostos para SDT



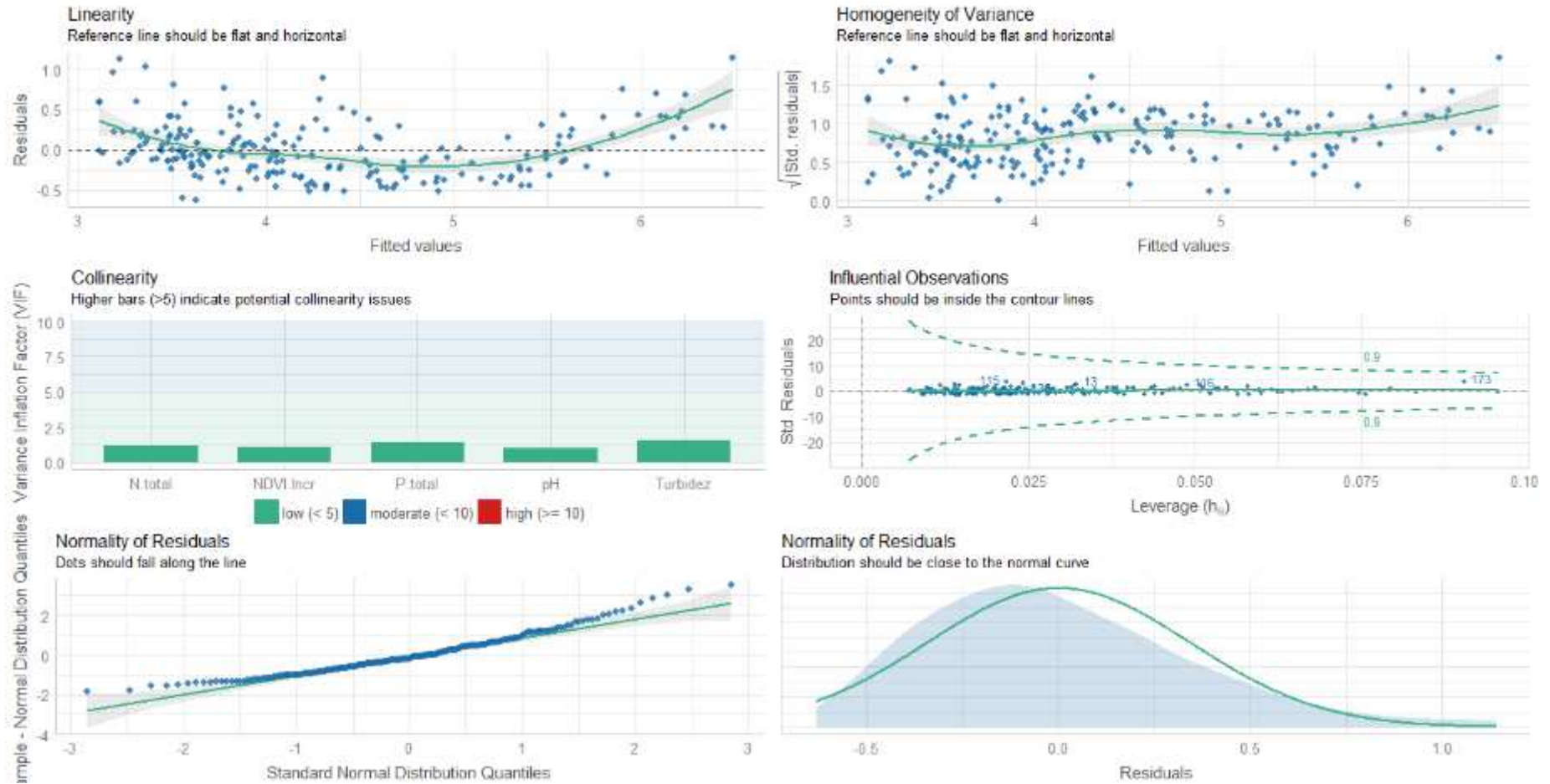
- Sólidos Suspensos Totais (SST)

Figura D.7: Análise de pressupostos SST



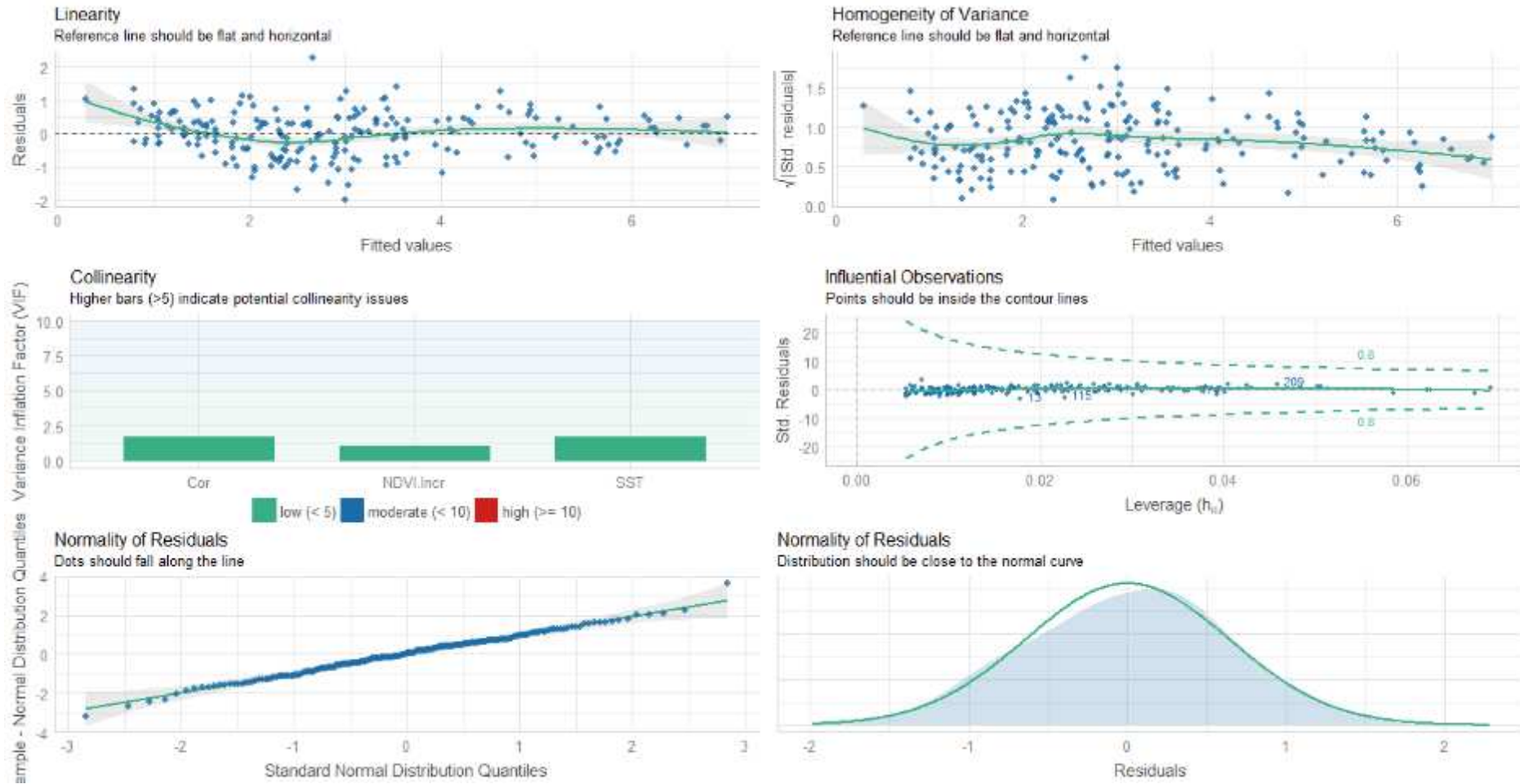
- Sólidos Totais (ST)

Figura D.8: Análise de pressupostos para ST



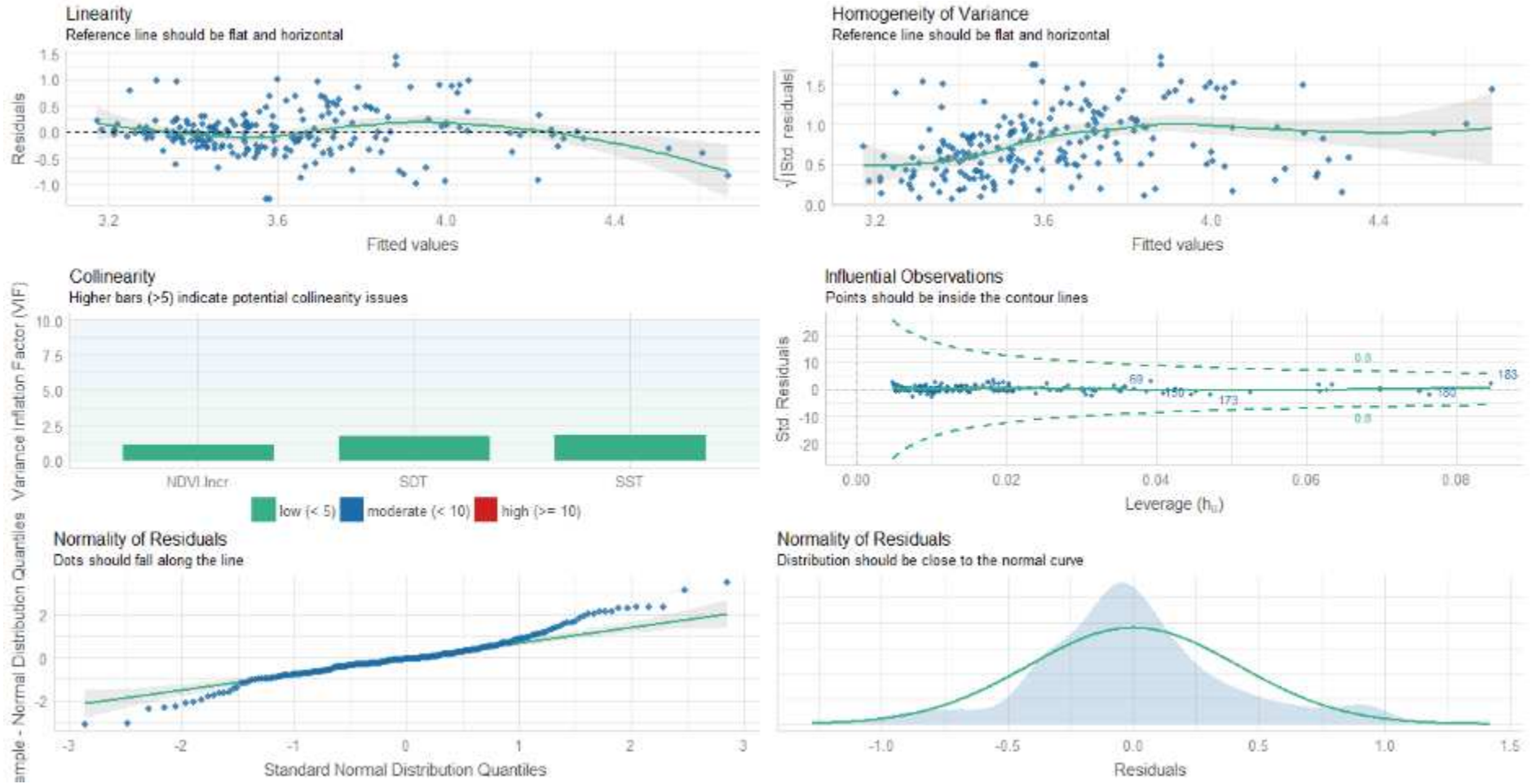
- Turbidez

Figura D.9: Análise de pressupostos para Turbidez



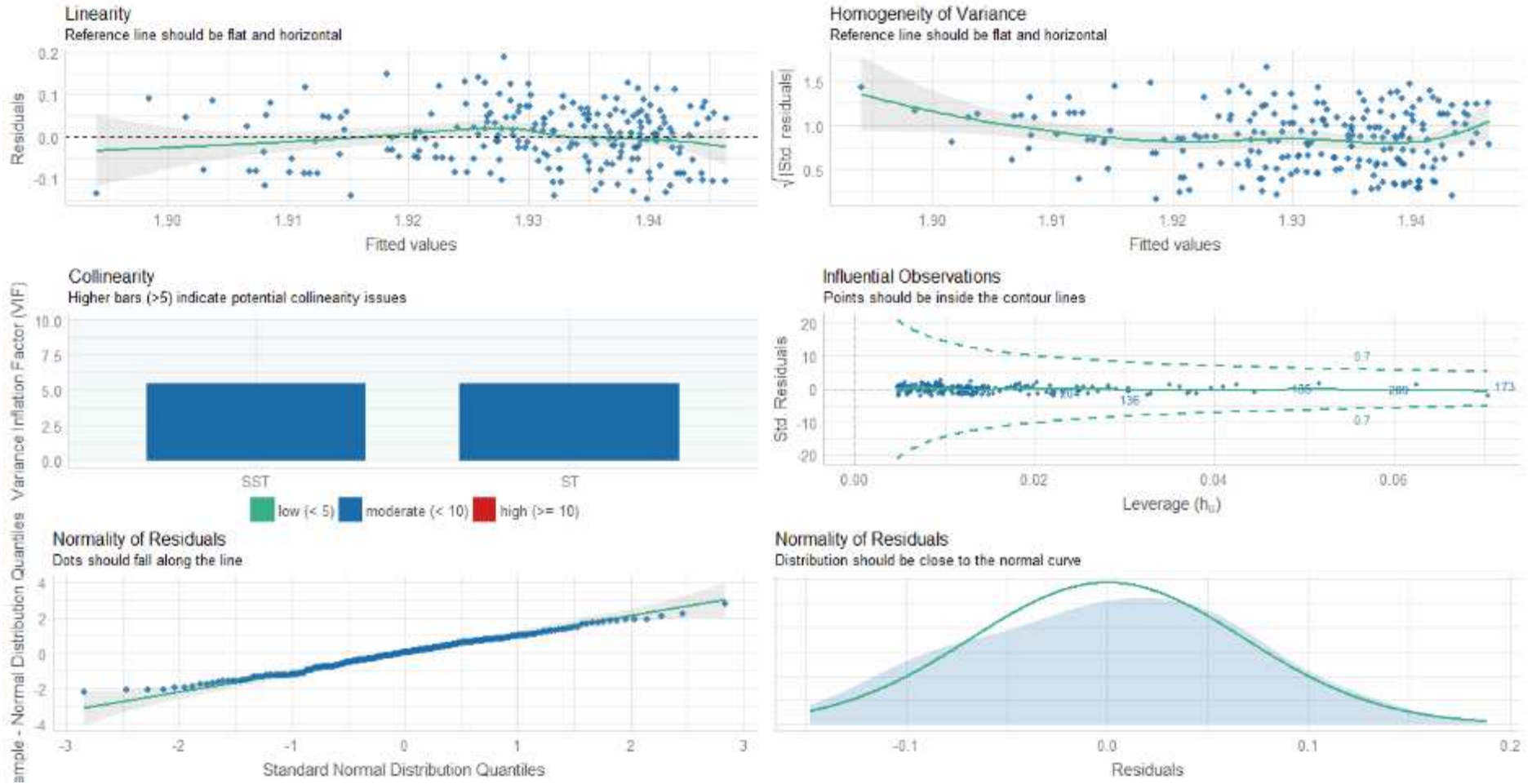
- Condutividade Elétrica (CE)

Figura D.10: Análise de pressupostos para CE



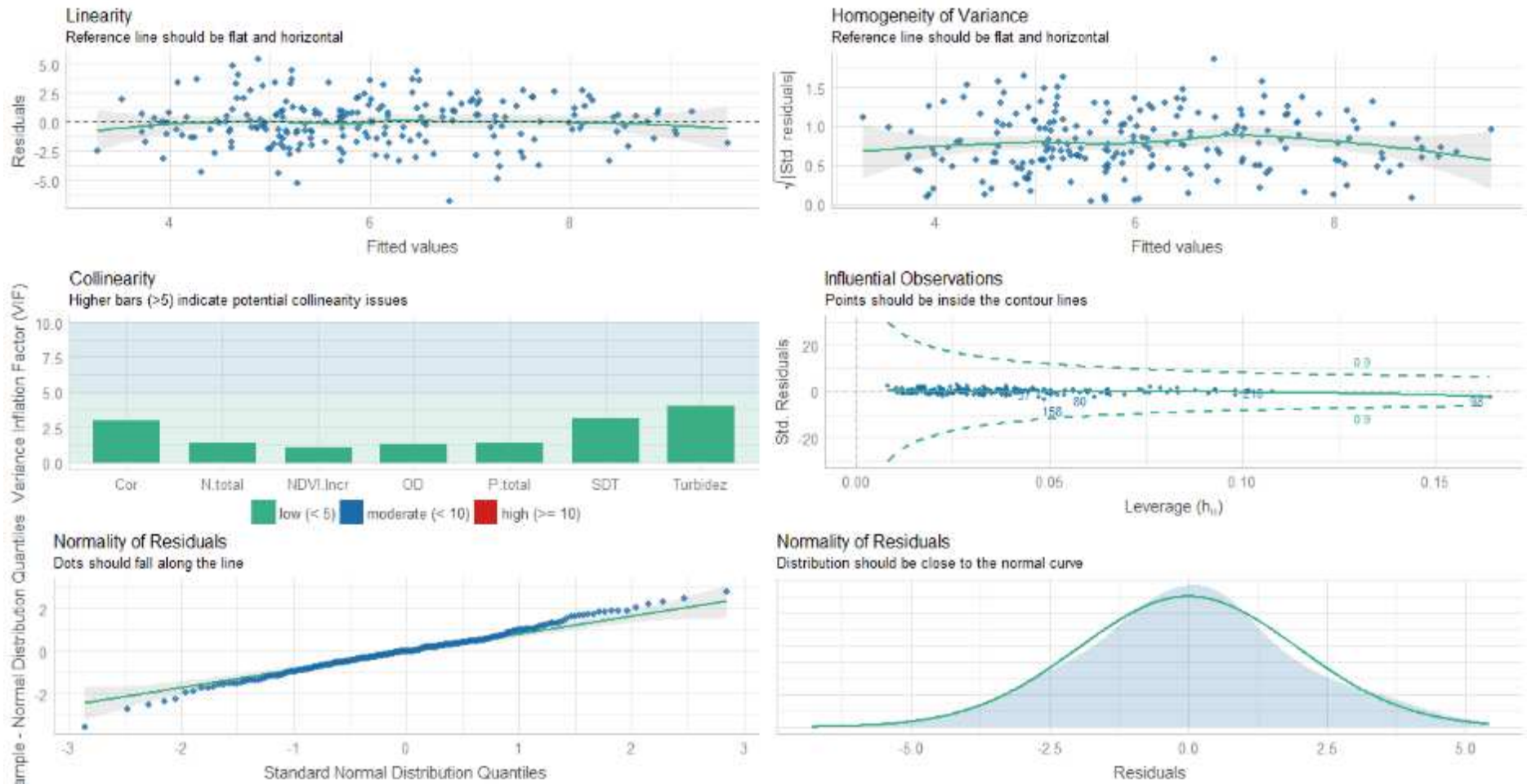
- Potencial Hidrogniónico (pH)

Figura D.11: Análise de pressupostos para pH



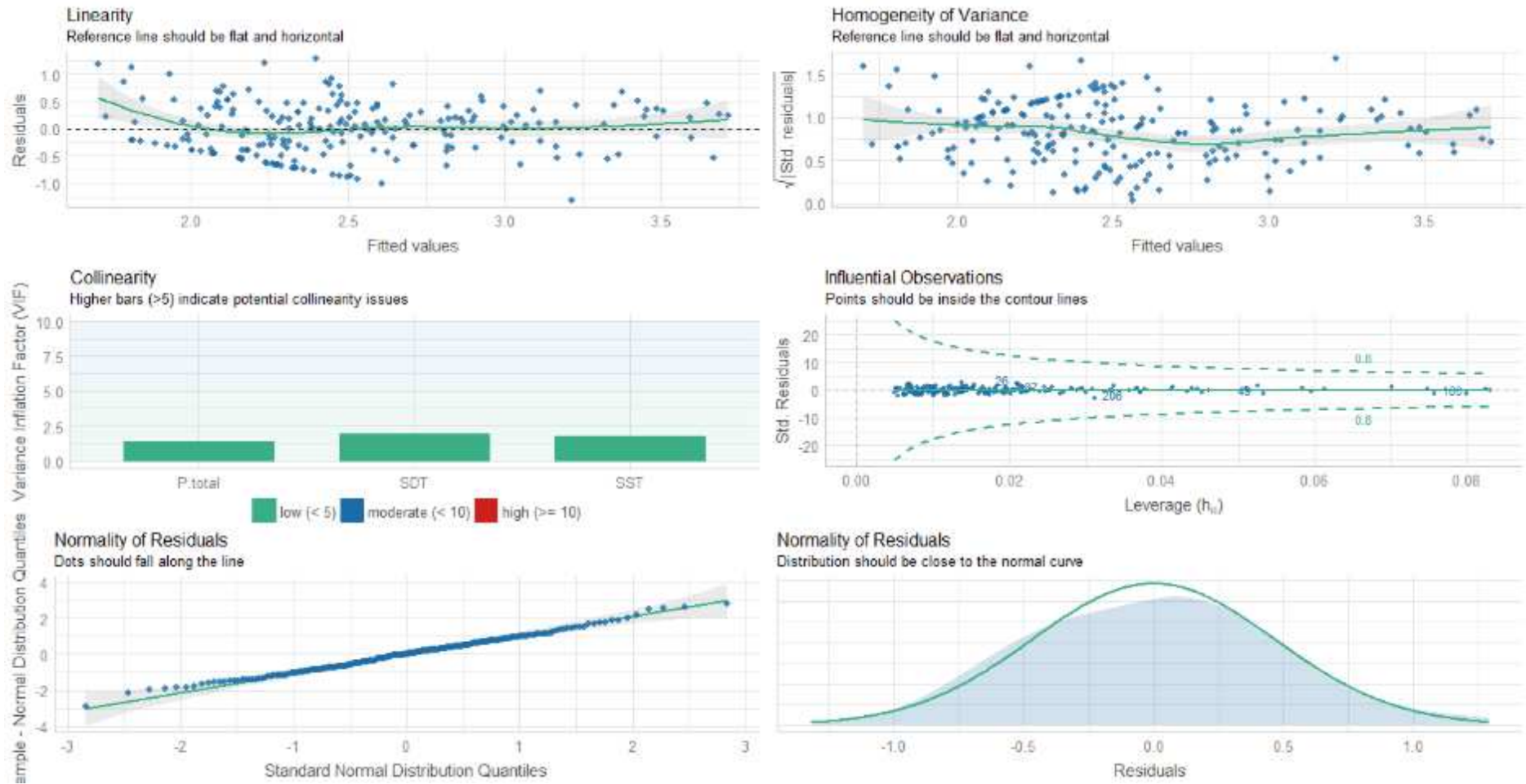
- *Escherichia Coli* (*E.Coli*)

Figura D.12: Análise de pressupostos para *E.Coli*



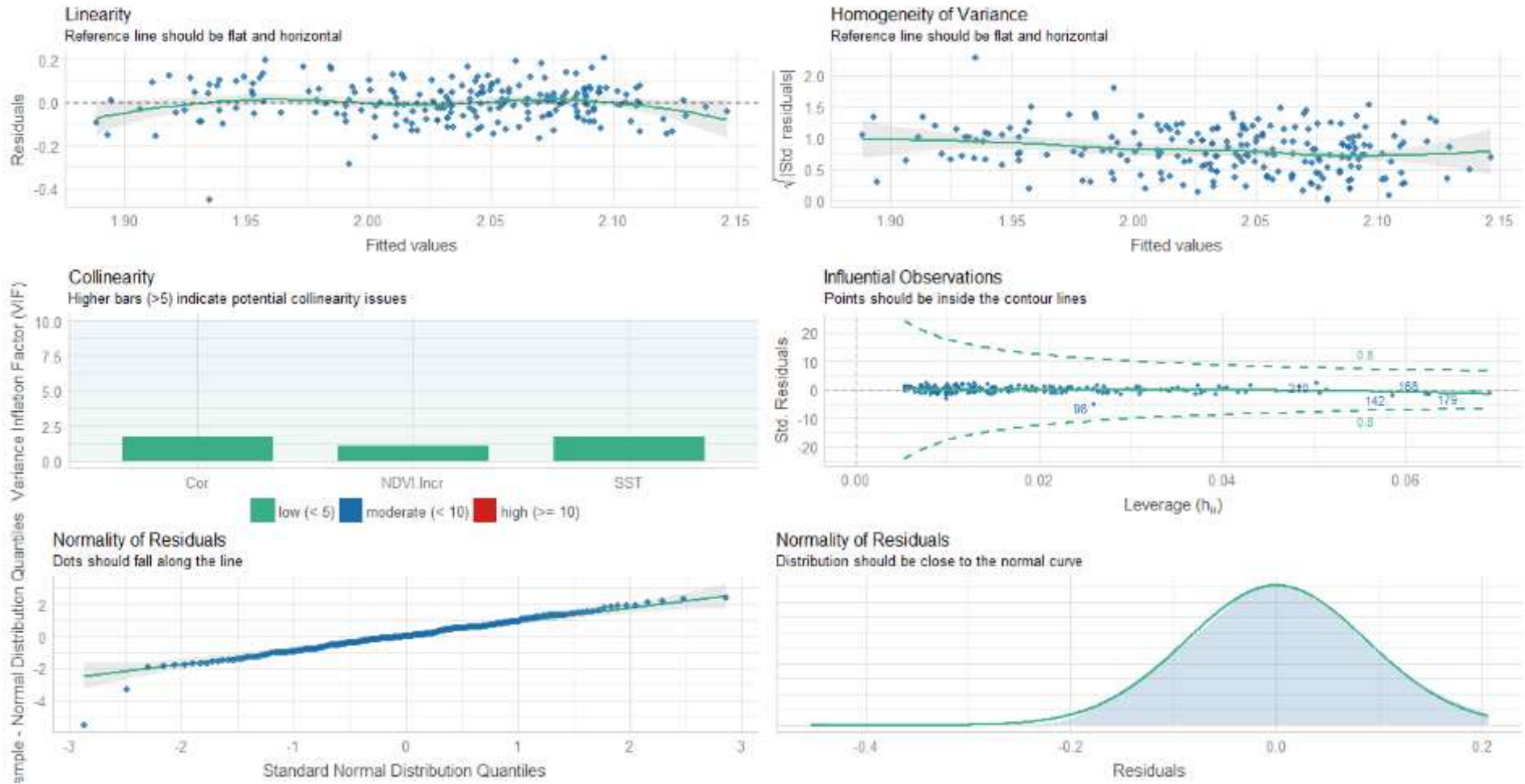
- Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Figura D.13: Análise de pressupostos para DQO



- Oxigênio Dissolvido (OD)

Figura D.14: Análise de pressupostos para OD



- Nitrogênio total/Fósforo total (NP)

Figura D.15: Análise de pressupostos para NP

