

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

RÔMULO AMARAL FAUSTINO MAGRI

**Concentrações de referência de nutrientes em corpos d'água:
proposição de ecorregiões para os estados de São Paulo e Minas
Gerais**

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos – SP
2022

RÔMULO AMARAL FAUSTINO MAGRI

Concentrações de referência de nutrientes em corpos d'água: proposição de ecorregiões para os estados de São Paulo e Minas Gerais

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, da Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Davi Gasparini
Fernandes Cunha

São Carlos – SP

2022

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Prof. Dr. Sérgio Rodrigues Fontes da EESC/USP com os dados inseridos pelo(a) autor(a).

M212c Magri, Rômulo Amaral Faustino
Concentrações de referência de nutrientes em
corpos d'água: proposição de ecorregiões para os
estados de São Paulo e Minas Gerais / Rômulo Amaral
Faustino Magri; orientador Davi Gasparini Fernandes
Cunha. São Carlos, 2022.

Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Hidráulica e Saneamento e Área de
Concentração em Hidráulica e Saneamento -- Escola de
Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo,
2022.

1. Concentrações basais. 2. Fósforo. 3.
Nitrogênio. 4. Regressão linear. 5. Modelos preditivos.
6. Ecorregião. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro **ROMULO AMARAL FAUSTINO MAGRI**.

Título da tese: "Concentrações de referência de nutrientes em corpos d'água: proposição de ecorregiões para os estados de São Paulo e Minas Gerais".

Data da defesa: 16/03/2022.

Comissão Julgadora

Resultado

Prof. Associado **Davi Gasparini Fernandes Cunha**
(Orientador)
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC-USP)

APROVADO

Prof. Dr. **Fabiano Tomazini da Conceição**
(Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"/UNESP-Rio Claro)

APROVADO

Profa. Dra. **Sueli Yoshinaga Pereira**
(Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP)

APROVADO

Prof. Dr. **Luiz Eduardo Moschini**
(Universidade Federal de São Carlos/UFSCar)

APROVADO

Prof. Dr. **Eduardo Goulart Collares**
(Universidade Estadual de Minas Gerais/UEMG)

APROVADO

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:

Prof. Dr. **Luiz Antonio Daniel**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Titular **Murilo Araujo Romero**

Dedicatória:
À minha filha Clara, com todo o meu amor e carinho.

AGRADECIMENTOS

Já dizia o filósofo Antístenes: “*A gratidão é a memória do coração*”. E o meu coração reconhece toda ajuda que recebi... Seja uma palavra amiga, um gesto de carinho ou uma ajuda efetiva na pesquisa, tudo o que eu recebi contribuiu para que esta etapa fosse concluída com êxito. Então, deixo aqui o meu sincero agradecimento a todos que, de maneira direta ou indireta, me ajudaram nesta importante etapa da minha vida!

A Deus, por estar sempre presente em minha vida, por me dar sabedoria, força e coragem para sempre seguir em frente, mesmo diante de obstáculos e adversidades. Sou grato por sentir a presença real do Espírito Santo de Deus no meu dia-a-dia e, principalmente, nos momentos de dificuldades. A sua Luz nunca me deixou no escuro. Louvado seja o nome de Deus para todo o sempre!

Ao professor Davi, exemplo de profissional e pessoa, por toda orientação, compreensão e paciência. Agradeço também pela oportunidade e confiança, pela precisão dos seus ensinamentos e, sobretudo pela amizade. Sua maneira de ensinar e orientar inspira a todos que o conhecem!

À minha esposa Thais, por todo amor, parceria e compreensão. Agradeço à essa mulher incrível que cuidou tão bem de tudo nos momentos em que eu estive ausente por causa do doutorado. Agradeço também por sempre ter acreditado que eu era capaz e por nunca me deixar desanimar.

À minha filha Clara, a melhor parte de mim, sua doçura e seu amor são o combustível para a minha felicidade. Suas meigas e ternas palavras foram alento nos momentos de cansaço e exaustão. Me lembro de várias vezes em que eu me sentia exausto e que ela, com toda inocência, carinho e amor, proferia doces palavras, criava desenhos e escrevia cartinhas de amor e incentivo: “*você já vai terminar, papai!*”.

Aos meus pais, Irene e Roberto, e minha irmã Vanessa, que nunca mediram esforços para me atenderem incondicionalmente em qualquer solicitação e por sempre acreditarem em mim. A todos os meus familiares pelas palavras de apoio e incentivo, em especial: meus sogros, Edna e Nivaldo; meus cunhados, Mayara, Diones, Diego, Katiucha e Dener.

Ao Wesley Saltarelli, por me acolher na sua casa em São Carlos, pelas conversas agradáveis, pelos conselhos valiosos e pela amizade construída.

Ao meu grande amigo Ricardo Fidélis, pela ajuda com a linguagem de programação do MatLab, pela ajuda com as planilhas do Excel e, sobretudo, pela amizade e pelo incentivo constante.

Ao doutorando Ricardo Almeida, pelas discussões metodológicas acerca da análise de agrupamento e pelas valiosas dicas sobre as rotinas do MatLab.

Aos meus alunos de Iniciação Científica da UEMG, em especial à Lívia, à Ana Cristina, à Andressa e ao Leonardo, pelo grande auxílio no levantamento de dados secundários. Sem a ajuda de vocês o trabalho seria muito mais árduo!

Aos meus amigos Maicon, Marina, Ricardo, Carla, Fernanda, Paulo, Léo, Stefania, Walisson, Caio, Bianca, Jacyani e Márcio, pelo incentivo e pelos momentos de diversão, alegria, descontração e muitas risadas que ajudaram a aliviar o estresse e renovaram as energias para seguir com o trabalho. Valeu, amigos!

Aos meus amigos e docentes da UEMG Passos: Ana Carina Collares (*in memoriam*), Eduardo Collares, Tereza Cristina Krauss (*in memoriam*), Rita Carvalho, Maria José Reis, pelo apoio e incentivo. Sou muito grato por tudo o que sempre fizeram por mim!

Aos docentes e servidores do SHS-USP, em especial à Maria Auxiliadora Pin (Sá), pela presteza e atenção de sempre.

À Universidade de São Paulo, pela oportunidade e infraestrutura concedida para a realização dessa pesquisa.

Tudo posso naquele que me fortalece.
(Filipenses 4:13)

RESUMO

MAGRI, R. A. F. **Concentrações de referência de nutrientes em corpos d'água:** proposição de ecorregiões para os estados de São Paulo e Minas Gerais. 2022. 138 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2022.

O enriquecimento por nutrientes é uma das principais causas da degradação ambiental de sistemas aquáticos e causa diversos problemas como a eutrofização artificial. O aumento do estado trófico dos cursos d'água traz prejuízos aos ecossistemas e aos usos múltiplos. Sendo assim, é importante definir quais são as concentrações basais (i.e. de referência) de nutrientes como o fósforo (P) e nitrogênio (N), para que seja possível distinguir as influências das características naturais dos corpos de água e aquelas oriundas, de fato, das perturbações de origem antrópica. No entanto, pouco se sabe sobre as concentrações basais de nutrientes em sistemas aquáticos brasileiros, o que é uma lacuna especialmente importante em um país com dimensões continentais e significativa diversidade de condições ambientais. O objetivo desta pesquisa foi, com base na análise dos atributos físicos e ambientais das bacias hidrográficas dos estados de São Paulo e Minas Gerais, delinear ecorregiões homogêneas quanto a esses atributos e determinar as concentrações de referência de diferentes formas de fósforo e nitrogênio em cursos d'água lóticos em tais ecorregiões. Inicialmente, foram compilados dados secundários de monitoramento da qualidade da água superficial, mapas de uso e cobertura do solo, biomas, clima, declividade, tipos de solo e otobacias nível 5. Com auxílio de *softwares* específicos, as bacias de drenagem das estações de monitoramento foram delimitadas e, juntamente com as otobacias, foram caracterizadas quanto aos seus atributos físicos e ambientais. Em seguida, foi realizada uma análise de agrupamento e posterior definição das ecorregiões, com base na similaridade dos atributos das bacias. Por fim, a partir do delineamento das ecorregiões, foram elaborados modelos de regressão linear considerando os usos antropogênicos nas bacias das estações e os dados dos nutrientes para estimar as concentrações basais de P e N esperadas nos rios de cada ecorregião. A partir da metodologia adotada, foram propostas 19 ecorregiões para os estados de MG e SP, com concentrações basais de nutrientes variando entre 0,02-0,09 mg/L (fósforo total), 0,02-0,30 mg/L (nitrato), 0,002-0,031 mg/L (nitrito) e 0,04-1,0 mg/L (nitrogênio amoniacal). Nos modelos de regressão linear adotados para a estimativa das

concentrações de fósforo, nitrito e nitrogênio amoniacal basais a urbanização foi a variável preditora dominante, indicando que tais formas de nutrientes estiveram fortemente relacionadas às fontes pontuais e difusas em áreas urbanas. Por outro lado, o nitrato basal apresentou grande influência dos usos agropecuários, sugerindo a contribuição dos fertilizantes e demais produtos utilizados no manejo de áreas agrícolas e de criação de animais. A significativa variação das concentrações basais de nutrientes nas ecorregiões de MG e SP permite concluir que os atributos físicos e ambientais naturais (biomas, clima, declividade e solos) exercem influência significativa na qualidade das águas. Além disso, ressalta a necessidade de se mapearem as ecorregiões de nutrientes nos demais estados do Brasil, para que as características naturais dos corpos d'água sejam consideradas e sirvam de parâmetro para os padrões de qualidade e outras ferramentas de gestão dos recursos hídricos.

Palavras-chave: Concentrações basais. Fósforo. Nitrogênio. Ecorregião. Regressão linear. Modelos preditivos.

ABSTRACT

MAGRI, R. A. F. **Reference nutrient concentrations in streams:** proposal of ecoregions for the states of São Paulo and Minas Gerais. 2022. 138 f. Thesis (Doctor of Science) – São Carlos School of Engineering, University of São Paulo, São Carlos, 2022.

Nutrient enrichment is one of the main causes of environmental degradation of aquatic systems and leads to several problems such as artificial eutrophication. The increase in the trophic state of watercourses harms ecosystems and their multiple uses. Therefore, it is important to define the threshold for basal concentrations (i.e., reference) of nutrients such as phosphorus (P) and nitrogen (N), so that it is possible to distinguish the influences of the natural characteristics of water bodies from those actually caused by disturbances of anthropic origin. However, little is known about basal nutrient concentrations in Brazilian aquatic systems, which is an especially important gap in a country with continental dimensions and significant diversity of environmental conditions. Based on the physical and environmental features of the watersheds of the states of São Paulo (SP) and Minas Gerais (MG), the aim of this research was to delineate homogeneous ecoregions regarding the natural attributes of the physical and biotic environments, and to determine reference concentrations of different forms of phosphorus and nitrogen in lotic watercourses in such ecoregions. Initially, secondary data of surface water quality monitoring, land use and land cover maps, biomes, climate, slope, soil types and level 5 ottobasins were compiled. By using specific software, the drainage basins of the monitoring stations were delimited and, along with the ottobasins, they were characterized in terms of their environmental attributes. Then, a cluster analysis and subsequent definition of the ecoregions was performed, based on the similarity of the attributes of the watersheds. Finally, from the delineation of the ecoregions, linear regression models were elaborated considering the anthropogenic uses in the seasonal water basins, and the nutrient data to estimate the expected basal concentrations of P and N in the rivers of each ecoregion. From the adopted methodology, 19 ecoregions were proposed for MG and SP states, with the basal nutrient concentrations varying between 0.02-0.09 mg/L (total phosphorus), 0.02-0.30 mg/L (nitrate), 0.002-0.031 mg/L (nitrite), and 0.04-1.0 mg/L (ammoniacal nitrogen). In the linear regression models adopted to estimate the basal concentrations of phosphorus, nitrite and ammoniacal nitrogen, urbanization was the dominant predicting variable, indicating

that these forms of nutrients were strongly related to point and diffuse sources in urban areas. However, basal nitrate was strongly influenced by agricultural uses, suggesting the contribution of fertilizers and other products used in the management of agricultural areas and animal farming. The significant variation of basal nutrient concentrations in the ecoregions of MG and SP allows us to conclude that natural attributes (biomes, climate, slope, and soils) have a significant influence on water quality. In addition, it emphasizes the need to map nutrient ecoregions in the other Brazilian states, so that natural characteristics of water bodies are considered and act as parameters for quality standards and other water resources management tools.

Key-words: Baseline concentrations. Phosphorus. Nitrogen. Ecoregion. Linear regression. Predictive models.

LISTA DE FIGURAS

Figura 4.1 – Mapa das regiões hidrográficas brasileiras _____	40
Figura 4.2 – Fluxograma com as principais atividades realizadas no âmbito da pesquisa _____	42
Figura 4.3 – Fluxograma com a sequência de comandos e ferramentas utilizados no ArcHydro para delimitação automática das bacias das estações de monitoramento	46
Figura 4.4 – Exemplo de estações com coordenadas geográficas deslocadas da rede de drenagem e pontos realocados sobre a rede de drenagem gerada automaticamente _____	47
Figura 4.5 – Exemplo da ocorrência de bacias aninhadas dentro da bacia da estação denominada BG032. Embutidas nessa bacia maior, encontram-se as seguintes bacias: BG025, BG028, BG029, BG038 e BV157. Os códigos das bacias seguiram a nomenclatura das estações que foi utilizada pelo IGAM (MG) e pela CETESB (SP)	48
Figura 5.1 – Mapa com a concentração mediana de fósforo total nas 1.151 estações de monitoramento da qualidade da água dos estados de SP e MG _____	66
Figura 5.2 – Mapa com a concentração mediana de nitrato nas 1.151 estações de monitoramento da qualidade da água dos estados de SP e MG _____	67
Figura 5.3 – Mapa com a concentração mediana de nitrito nas 1.151 estações de monitoramento da qualidade da água dos estados de SP e MG _____	68
Figura 5.4 – Mapa com a concentração mediana de nitrogênio amoniacal total nas 1.151 estações de monitoramento da qualidade da água dos estados de SP e MG	69
Figura 5.5 – Mapa das 19 ecorregiões propostas para os estados de Minas Gerais e São Paulo _____	73
Figura 5.6 – Distribuição percentual dos biomas nas ecorregiões _____	74
Figura 5.7 – Distribuição percentual dos tipos climáticos nas ecorregiões _____	75
Figura 5.8 – Distribuição percentual das classes de declividades nas ecorregiões	76
Figura 5.9 – Distribuição percentual das classes pedológicas nas ecorregiões ____	77

Figura 5.10 – Distribuição percentual das classes de uso e cobertura do solo nas ecorregiões	78
Figura 5.11 – Modelo de regressão linear entre o percentual de área urbana nas bacias de drenagem e as concentrações de fósforo total (\log_{10}) da ecorregião 15	84
Figura 5.12 – Modelo de regressão linear entre o percentual de pastagens nas bacias de drenagem e as concentrações de nitrato (\log_{10}) da ecorregião 2	87
Figura 5.13 – Modelo de regressão linear entre o percentual de área urbana nas bacias de drenagem e as concentrações de nitrito (\log_{10}) na ecorregião 2	91
Figura 5.14 – Modelo de regressão linear entre o percentual de área urbana nas bacias de drenagem e as concentrações de nitrogênio amoniacal (\log_{10}) na ecorregião 4	94

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1 – Parâmetros levantados nas estações de MG e SP, disponibilizados pelo IGAM e pela CETESB, além do respectivo número de dados disponíveis no período de 2000 a 2016 _____	44
Tabela 4.3 – Classificação da declividade das formas de relevo utilizadas para caracterização das bacias _____	53
Tabela 5.1 – Número de estações, número de amostras e concentrações mínimas, máximas, médias e medianas de nutrientes observadas nas estações de monitoramento da qualidade da água de MG e SP entre 2000 e 2016 _____	65
Tabela 5.2 – Análise cofenética realizada para as diferentes combinações de medidas de distância e métodos de ligação para agrupar as bacias _____	70
Tabela 5.3 – Área de abrangência (em km ²) das ecorregiões propostas para os estados de São Paulo e Minas Gerais e número de bacias hidrográficas inseridas em cada uma dessas ecorregiões _____	72
Tabela 5.4 – Concentrações basais de fósforo total nas ecorregiões e modelos de regressão linear adotados para sua determinação, exceto nas ecorregiões 1, 7, 11, 17 e 19, cujas concentrações foram estimadas por outros métodos _____	82
Tabela 5.5 – Resultados das análises de regressão linear para estimativa das concentrações basais de fósforo total nas ecorregiões _____	83
Tabela 5.6 – Concentrações basais de nitrato nas ecorregiões e modelos de regressão linear adotados para sua determinação, exceto nas ecorregiões 1, 7, 10, 11, 12, 13, 17 e 19, cujas concentrações foram estimadas por outros métodos _____	85
Tabela 5.7 – Resultados das análises de regressão linear para estimativa das concentrações basais de nitrato nas ecorregiões _____	86
Tabela 5.8 – Concentrações basais de nitrito nas ecorregiões e modelos de regressão linear adotados para sua determinação, exceto nas ecorregiões 7, 11, 12, 17, 18 e 19, cujas concentrações foram estimadas por outros métodos _____	89
Tabela 5.9 – Resultados da análise de regressão linear para estimativa da concentração basal de nitrito nas ecorregiões _____	90

Tabela 5.10 – Concentrações basais de nitrogênio amoniacal nas ecorregiões e modelos de regressão linear adotados para sua determinação, exceto nas ecorregiões 1, 7, 11, 14, 17 e 19, cujas concentrações foram estimadas por outros métodos _____ 92

Tabela 5.11 – Resultados das análises de regressão linear para estimativa das concentrações basais de nitrogênio amoniacal das ecorregiões _____ 93

Tabela 6.1 – Concentrações basais de P e frações de N expressas em mg/L, estimadas para diferentes locais do mundo, por diferentes autores, utilizando diferentes métodos _____ 104

Tabela 6.2 – Concentrações basais de fósforo total, nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal estimadas para as ecorregiões (mínimas e máximas obtidas) comparadas às concentrações máximas estabelecidas pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos d'água de classe 1 _____ 109

LISTA DE QUADROS

- Quadro 3.1 – Impactos da eutrofização sobre o ecossistema e a qualidade da água, e sobre a utilização dos recursos hídricos _____ 32
- Quadro 4.1 – Temas, forma de utilização na pesquisa, escalas e fonte dos produtos cartográficos levantados a partir de fontes secundárias _____ 45
- Quadro 4.2 – Descrição das classes de uso e ocupação do solo presentes nos mapas utilizados. São apresentados, além do bioma e dos temas, as respectivas classes e níveis, quando pertinente, além de uma descrição geral de cada tipologia (continua) _____ 50
- Quadro 4.2 – Descrição das classes de uso e ocupação do solo presentes nos mapas utilizados. São apresentados, além do bioma e dos temas, as respectivas classes e níveis, quando pertinente, além de uma descrição geral de cada tipologia (conclusão) _____ 51
- Quadro 4.3 – Descrição das classes, elementos formativos e significados dos nomes das classes referentes ao 1º nível categórico de solos, segundo o SiBCS, presentes no mapa pedológico do Brasil, utilizado para caracterizar as bacias _____ 54
- Quadro 4.4 – Descrição das principais características dos tipos climáticas segundo a classificação de Koppen ocorrentes na área de estudo. Existem outras classes, porém, não ocorrem na área de estudo (Continua) _____ 55
- Quadro 4.4 – Descrição das principais características dos tipos climáticas segundo a classificação de Koppen ocorrentes na área de estudo. Existem outras classes, porém, não ocorrem na área de estudo (Conclusão) _____ 56
- Quadro 5.1 – Indicação do método utilizado para estimar a concentração basal de nutrientes em ecorregiões que não tiveram a sua concentração basal determinada por meio dos modelos de regressão linear _____ 79
- Quadro 5.2 – Descrição das variáveis preditoras (x) e resposta (y) utilizadas para elaborar os modelos de regressão linear em cada ecorregião delineada na pesquisa. Para cada caso, são apresentados o erro padrão dos modelos e os respectivos valores de p (continua) _____ 80
- Quadro 5.2 – Descrição das variáveis preditoras (x) e resposta (y) utilizadas para elaborar os modelos de regressão linear em cada ecorregião delineada na pesquisa. Para cada caso, são apresentados o erro padrão dos modelos e os respectivos valores de p (conclusão) _____ 81

SUMÁRIO

1. Introdução	25
2. Hipóteses e Objetivos	28
2.1 Hipóteses	28
2.2 Objetivo	28
3. Fundamentação Teórica	29
3.1 Poluição de Sistemas Aquáticos Continentais	29
3.1.1 Consequências da Poluição por Nutrientes: Eutrofização	31
3.2 Concentrações Basais de Nutrientes em Corpos D'Água	32
3.2.1 Ecorregiões de Nutrientes	34
3.3 Geotecnologias: Ferramentas e Técnicas úteis para a Elaboração de Mapas de Ecorregiões	37
4. Material e Métodos	39
4.1 Área de Estudo	39
4.2 Etapas metodológicas e análise dos dados	41
4.2.1 Levantamento de Dados Secundários	43
4.2.1.1 Dados de Monitoramento da Qualidade da Água	43
4.2.1.2 Produtos Cartográficos	45
4.2.2 Delimitação das Bacias de Drenagem das Estações de Monitoramento	46
4.2.3.1 Ajuste Espacial da Localização das Estações de Monitoramento sobre a Base Cartográfica	47
4.2.3.2 Seleção das Bacias de Drenagem das Estações de Monitoramento	47
4.2.3 Utilização de Ottobacias	49
4.2.4 Caracterização das Bacias Hidrográficas	50
4.2.4.1 Uso e Cobertura do Solo	50
4.2.4.2 Declividade	52
4.2.4.3 Solos	53
4.2.4.4 Clima	55
4.2.4.5 Biomas	56
4.2.5 Delineamento prévio das ecorregiões	56
4.2.6 Determinação das concentrações basais de N e P nas ecorregiões	58
4.2.7 Delineamento final das ecorregiões e determinação das concentrações basais de N e P	62
5. Resultados	65
5.1 Caracterização inicial das concentrações de nutrientes nas estações de monitoramento	65

5.2 Delineamento das ecorregiões – análise de agrupamentos	69
5.3 Caracterização das ecorregiões	74
5.4 Concentrações basais de nutrientes nas ecorregiões	78
5.4.1. Fósforo total	81
5.4.2. Nitrato	85
5.4.3. Nitrito	88
5.4.4. Nitrogênio amoniacal	91
6. Discussão	97
6.1 Análise crítica quanto aos procedimentos e métodos utilizados para o delineamento das ecorregiões de nutrientes	97
6.2 Uso de modelos preditivos para a estimativa das concentrações basais de nutrientes nas ecorregiões	101
6.3 Comparações com as concentrações basais de nutrientes obtidas em outros estudos	103
6.4 Contribuições científicas e ao planejamento gestão de recursos hídricos de recursos hídricos	108
7. Conclusão	113
Referências	115
Apêndice A – Dendrograma com os 39 grupos iniciais, antes do refinamento	124
Apêndice B – Mapa das Ecorregiões em Folha A3	133
Apêndice C – Tabelas com o percentual de área que cada classe de atributo ambiental (biomas, clima, declividade e tipo de solo) ocupa em cada uma das 19 ecorregiões de MG e SP	134

1. INTRODUÇÃO

A água doce é de fundamental importância para a manutenção da vida e do equilíbrio ecológico dos ecossistemas, além de desempenhar importantes funções dentro da sociedade, pois a maioria das atividades humanas depende dos sistemas aquáticos continentais. No entanto, a sua disponibilidade varia no tempo e no espaço, e pode sofrer alterações em termos de qualidade e quantidade. Tal heterogeneidade espacial e temporal, aliada às intervenções antrópicas sobre os recursos hídricos, torna imprescindível o estudo, a análise e a gestão dos sistemas aquáticos para garantia da sustentabilidade e dos usos múltiplos.

O enriquecimento por nutrientes, como fósforo (P) e nitrogênio (N), é frequentemente considerado uma das principais causas de degradação dos ambientes aquáticos. Tais sistemas são prejudicados quando a qualidade da água não atende aos critérios de uso designados devido às elevadas concentrações de nutrientes que causam a eutrofização artificial (USEPA, 2000). Além disso, há prejuízos econômicos direta e indiretamente decorrentes da eutrofização (DODDS et al., 2008; JANSSEN et al., 2017). O conhecimento das concentrações basais (ou de referência ou de *background*) de nutrientes em sistemas aquáticos é imprescindível para que se possa prevenir e mitigar os efeitos indesejáveis da eutrofização. Essas concentrações refletem condições de mínima ou ausente interferência das atividades humanas, indicando os níveis esperados de N e P em condições de mínimo distúrbio.

Os efeitos da eutrofização e os fatores limitantes à produção primária (e.g., nutrientes, luz e temperatura) diferem em ambientes temperados e tropicais ou subtropicais. Além disso, a disponibilidade de nutrientes nessas diferentes latitudes é influenciada por fatores naturais, como o tipo de solo, a vegetação, o clima, o relevo, etc., ou seja, as concentrações naturais de nutrientes em corpos d'água podem variar espacialmente, tendo em vista a variação dos atributos fisiográficos e bióticos de determinada região. Isso ressalta a necessidade de se estabelecerem as concentrações basais destes nutrientes em corpos hídricos localizados em diferentes zonas climáticas, visando a apoiar políticas públicas na área ambiental e estimar como os sistemas aquáticos podem reagir frente às mudanças impostas pelas atividades antropogênicas (MAKAREWICZ et al., 2015; HUO et al., 2018).

Conforme afirmaram Dodds e Oakes (2004), o estabelecimento das concentrações de referência de nutrientes é fundamental para avaliar o impacto humano nos ecossistemas aquáticos e proteger a qualidade da água e a integridade biótica.

Em ambientes tropicais e subtropicais, há uma relativa escassez de pesquisas relacionadas à determinação das concentrações basais de nutrientes, conforme relataram Cunha et al. (2013). A presente pesquisa visou a contribuir para o preenchimento desta lacuna, pois pouco se sabe sobre as concentrações basais de nutrientes em sistemas aquáticos brasileiros. O rápido crescimento populacional no país, aliado às rápidas mudanças nas formas de uso e ocupação do solo e à contínua degradação da qualidade da água, reforça a necessidade de informações que subsidiem o processo decisório e o gerenciamento dos recursos hídricos em âmbito nacional.

Considerando-se que os ambientes aquáticos sofrem influência de diversos atributos naturais e das pressões antrópicas em suas respectivas bacias de drenagem, questiona-se: seria correto assumir que as concentrações basais de nutrientes são as mesmas para todos os corpos d'água do território brasileiro? Como se trata de um país com dimensões continentais, há significativa variedade de tipos de solo, vegetação, clima, relevo, etc. Toda essa diversidade, aliada a diferenças culturais e socioeconômicas que propiciam magnitudes distintas de antropização e de impactos ambientais, indica que há necessidade de maior refinamento espacial para se determinarem as concentrações basais. Uma abordagem que leva em conta estes fatores naturais e a relevância de sua variação espacial envolve o estabelecimento de ecorregiões de nutrientes.

A metodologia de delineamento de ecorregiões, proposta originalmente por Omernik (1987), sugere que as concentrações de referência de nutrientes em corpos d'água variam espacialmente nas distintas paisagens e ambientes (DODDS; OAKES, 2004), que são constituídos por diferentes atributos naturais do meio físico e biótico. A metodologia propõe a divisão do território em unidades, denominadas ecorregiões, levando em consideração a similaridade de seus atributos (e.g., biomas, clima, declividades, solos). Em seguida, são estimadas as concentrações de referência da qualidade da água (e.g., N e P) para cada ecorregião por meio de diversos métodos disponíveis (e.g., modelos preditivos, percentis, adoção de locais de referência). O estabelecimento de ecorregiões pode servir como complementação aos padrões ambientais (e.g., de qualidade), pois é provável que

as concentrações de nutrientes em uma determinada ecorregião sejam naturalmente mais elevadas que em outra, devido à heterogeneidade de fatores físicos e bióticos que compõem estes ambientes. Estabelecer um limite de concentração único para o Brasil todo, sem levar em consideração as diferentes características ambientais prevalentes nas diversas regiões do país, pode não refletir a realidade.

Um exemplo da possível aplicação das ecorregiões de nutrientes é no aprimoramento da Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005), que classifica os cursos d'água e em seu artigo 13 define a classe especial da seguinte maneira: "*Nas águas de classe especial deverão ser mantidas as condições naturais do corpo de água.*" Nesse caso, caberia questionar: Quais são, em termos práticos, as condições naturais do corpo de água? Essas condições são as mesmas para todos os sistemas aquáticos do território? Assim, a delimitação de ecorregiões de nutrientes pode fornecer subsídios para determinar quais são as concentrações naturais de N e P, o que propiciará melhorias na gestão dos recursos hídricos.

2. HIPÓTESES E OBJETIVOS

2.1 HIPÓTESES

A pesquisa se baseou nas seguintes hipóteses:

- É possível estabelecer as concentrações basais de nutrientes (P e N) em sistemas aquáticos continentais lóticos por meio de uma abordagem baseada em ecorregiões e com base em dados de usos antrópicos do solo (e.g., usos agropecuários e urbanos) nas respectivas bacias de drenagem.
- As ecorregiões de nutrientes podem ser delimitadas a partir do agrupamento de bacias hidrográficas similares quanto ao clima, à declividade, ao tipo de solo e ao bioma, e assim fornecem uma estrutura adequada para explicitar as variações espaciais das concentrações basais de nutrientes nos corpos d'água superficiais. Assim, os atributos físicos e ambientais escolhidos para delinear as ecorregiões influenciam as concentrações de referência de nutrientes.
- Há variação espacial das concentrações de referência de nutrientes, de modo que as concentrações basais de fósforo total, nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal não são únicas para todos os corpos d'água lóticos dos estados de MG e SP.

2.2 OBJETIVO

O objetivo principal desta pesquisa foi, com base na análise dos atributos físicos e ambientais das bacias hidrográficas dos estados de São Paulo (SP) e Minas Gerais (MG), delinear ecorregiões homogêneas quanto aos atributos naturais dos meios físico e biótico e, em seguida, determinar as concentrações de referência de diferentes formas de fósforo e nitrogênio em cursos d'água lóticos em tais ecorregiões. Com isso, espera-se contribuir para o planejamento e a gestão dos recursos hídricos em MG e SP, bem como fornecer um arcabouço metodológico passível de ser replicado em outras localidades.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 POLUIÇÃO DE SISTEMAS AQUÁTICOS CONTINENTAIS

Os sistemas aquáticos continentais podem ser classificados como sistemas lóticos ou lênticos, de acordo com suas características de fluxo e outros atributos físicos, químicos e biológicos. Os sistemas lóticos apresentam maior velocidade da água, englobando rios, córregos e riachos, com contínuo transporte de materiais e organismos de montante para jusante. Já nos sistemas lênticos (lagos e reservatórios), a velocidade da água é reduzida, com a predominância de mecanismos como a sedimentação e a produção primária algas e macrófitas aquáticas, processos estes que ocorrem geralmente em menor magnitude em ambientes turbulentos.

Apesar da grande dependência do ser humano em relação aos sistemas aquáticos continentais, as diferentes formas de uso e cobertura do solo em suas bacias hidrográficas têm ocasionado significativa degradação e poluição destes ambientes em escala global. A expansão das atividades humanas (e.g., urbanização, descarte de águas residuais, usos agrícolas do solo, modificações, combustão de combustíveis fósseis), o aumento das populações humanas e as mudanças no clima global alteraram amplamente os ecossistemas de água doce pelas modificações que impactam os seus aspectos físicos, químicos e biológicos (ÇELEKLI; LEKESIZ, 2020).

A qualidade da água dos corpos hídricos é função das condições naturais dos meios físico e biótico e da dinâmica do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica, pois, mesmo em bacias hidrográficas preservadas, a qualidade da água é governada pelo escoamento superficial e pela infiltração no solo, resultantes da precipitação atmosférica, além de outros componentes do ciclo hidrológico (VON SPERLING, 2014a). Os fatores naturais que influenciam a qualidade da água são os fatores hidrológicos, atmosféricos, climáticos, topográficos e litológicos (UDDIN et al., 2018). Assim, a qualidade da água varia em função de fatores naturais e antrópicos, que influenciam a entrada de poluentes nas águas superficiais e sua acumulação nos ecossistemas aquáticos (EBRAHIMI et al., 2022).

De acordo com a Política Nacional do Meio Ambiente, Lei Federal nº 6.938, de 31 de agosto de 1981 (BRASIL, 1981), a poluição pode ser definida como:

a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; c) afetem desfavoravelmente a biota; d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos.

Os poluentes podem ser direcionados a sistemas aquáticos a partir de fontes pontuais (locais fixos, tais como a tubulação de descarga de esgoto de um empreendimento ou aglomerado urbano) ou difusas (não fixas), tais como escoamento de águas superficiais geradas em áreas urbanas ou agrícolas (AUER et al., 2012). Reis e Brandão (2019) elencaram as principais fontes de poluição da água, a saber: esgotos domésticos e industriais; águas pluviais, que carregam impurezas da superfície do solo; resíduos sólidos; agrotóxicos; fertilizantes; precipitação de poluentes atmosféricos; sedimentos provenientes das margens de corpos hídricos ou da superfície da bacia hidrográfica decorrentes de processos erosivos lineares ou laminares; e dejetos de animais oriundos de criadouros. Ebrahimi et al. (2022) ressaltaram que os poluentes podem atingir as águas naturais através de várias formas, sendo o escoamento superficial uma das mais críticas.

Na maioria dos países em desenvolvimento, a poluição dos sistemas aquáticos devido às descargas de esgoto não tratado e resíduos sólidos industriais é um problema grave e crescente. Grande parte desses países não possui recursos financeiros para construir estações de tratamento de resíduos e não dispõe de leis para controlar a poluição da água, ou quando têm legislação, a fiscalização é falha. Na América Latina e na África, a maioria dos cursos d'água que atravessam áreas urbanas ou industriais é afetada pela poluição (MILLER JR, 2007). Em áreas urbanizadas, o esgoto residencial e descargas pontuais se constituem em grandes fontes de nitrogênio e fósforo (CHANG et al., 2021).

Os nutrientes são reconhecidos como um dos nove limites planetários, o que pode aumentar os riscos de mudanças ambientais globais inaceitáveis (MALAGÓ; BOURAOUI, 2021). O impacto das cargas de nutrientes nos cursos d'água da Europa foi avaliado pela Agência Europeia do Ambiente (EEA, 2018), que constatou que 60% deles não atingiram as condições ecológicas necessárias para atender à definição da *Water Framework Directive* (WFD) de “bom estado ecológico”, sendo a

emissão difusa da agricultura a segunda pressão mais importante que afeta as águas superficiais (NIKOLAIDIS et al., 2021). O enriquecimento por fósforo e nitrogênio pode ocasionar a eutrofização dos corpos d'água e comprometer a integridade e uso deste recurso (AUER et al., 2012; SMITH; SCHINDLER, 2009). Galloway e Cowling (2021) estimaram que 240 Tg de nitrogênio reativo foram gerados por ação humana em 2020, um aumento de 70% em relação a 1990.

3.1.1 CONSEQUÊNCIAS DA POLUIÇÃO POR NUTRIENTES: EUTROFIZAÇÃO

A eutrofização é um processo natural dentro da sucessão ecológica dos ecossistemas que ocorre de forma bastante lenta, associada ao tempo de evolução dos ecossistemas. No entanto, esse processo pode ser significativamente acelerado pelas intervenções antrópicas nos corpos hídricos e em suas bacias de drenagem, que promovem o incremento de fósforo e nitrogênio, tais como, despejos de esgotos domésticos e industriais, práticas inadequadas de fertilização de terras agrícolas que promovem a descarga de fertilizantes nos corpos hídricos. Nesses casos, a eutrofização passa a ser denominada artificial, cultural ou acelerada (BRAGA et al., 2005; TUNDISI, 2005; MILLER JR, 2007; AUER et al., 2012; MILLER JR; SPOOLMAN, 2015).

Algumas consequências da eutrofização artificial são: desbalanceamento nos ciclos biogeoquímicos, o que acarreta efeitos negativos sobre o metabolismo do corpo hídrico; proliferação excessiva de algas e cianobactérias, que, em determinados níveis, pode conduzir à depleção de oxigênio dissolvido, estresse e morte dos organismos aeróbios. O aumento exacerbado de produtores primários que proliferam em sistemas aquáticos eutrofizados pode reduzir a produtividade primária e o desenvolvimento da ictiofauna ao diminuir a disponibilidade de radiação solar subaquática necessária para a fotossíntese. Quando as algas morrem, sua decomposição pelas populações de bactérias aeróbias pode esgotar o oxigênio dissolvido. Se o corpo hídrico continuar a receber o aporte excessivo de nutrientes, as bactérias anaeróbias prevalecerão e produzirão produtos gasosos de decomposição como o sulfeto de hidrogênio e o metano (MILLER JR, 2007).

A eutrofização ocasiona diversos prejuízos aos usos múltiplos das águas. A proliferação excessiva de macrófitas aquáticas, por exemplo, pode ocasionar vários

problemas para os usos múltiplos de um reservatório, tais como: a obstrução do fluxo de água, o impedimento à navegação, a restrição a alguns tipos de pesca, a proliferação de vetores de doença, prejuízos aos esportes náuticos, entupimento das tubulações e canais de irrigação, a alteração da qualidade da água devido ao excesso de biomassa e consequente redução de oxigênio da água, entre outros (NOERNBERG et al., 1999).

Braga et al. (2005) apontam que as consequências da eutrofização podem ser alocadas em duas categorias: impactos sobre o ecossistema e a qualidade da água; e impactos sobre a utilização dos recursos hídricos, conforme é apresentado no Quadro 3.1.

Quadro 3.1 – Impactos da eutrofização sobre o ecossistema e a qualidade da água, e sobre a utilização dos recursos hídricos

Impactos sobre o ecossistema e a qualidade da água	Impactos sobre a utilização dos recursos hídricos
Diminuição da biodiversidade	Impedimento de uso como manancial de abastecimento
Alteração das espécies de algas e cianobactérias	Toxicidade gerada devido às cianobactérias
Alteração da composição das espécies de peixes	Impedimento do uso recreacional como natação e navegação
Sabor e odor desagradáveis e diminuição da transparência da água	Comprometimento do uso para irrigação devido à obstrução de sistemas de bombeamento
Liberação de gases tóxicos devido à decomposição anaeróbia	Perda de valor comercial das propriedades localizadas no entorno

Fonte: adaptado de Braga et al. (2005).

3.2 CONCENTRAÇÕES BASAIS DE NUTRIENTES EM CORPOS D'ÁGUA

As condições basais, de referência ou de *background* de uma variável do ambiente são definidas, de maneira geral, como uma condição esperada (concentração, valor ou medida) que seja representativa de um local com mínima influência humana (MILLER et al., 1988, STODDARD et al., 2006). O conhecimento da concentração basal de determinada variável da qualidade da água pode auxiliar na definição de metas para melhoria da qualidade deste recurso (CUNHA; OGURA;

CALIJURI, 2012; SORANNO et al., 2011), ou indicar os níveis de impactos na bacia de drenagem contribuinte a este sistema (MCCARTY et al., 2018).

Para determinar a concentração de referência de nutrientes em sistemas aquáticos, podem ser utilizados diferentes métodos, entre eles: método do melhor julgamento profissional; método da trisseção; métodos preditivos de relações entre as variáveis de interesse; análises paleolimnológicas; e abordagens por ecorregiões.

De acordo com Cunha, Dodds e Calijuri (2011), no método do Melhor Julgamento Profissional (do inglês, *Best Professional Judgement* – BPJ), ambientes aquáticos situados em bacias hidrográficas mais preservadas e representativas dos ecossistemas naturais são selecionados com base em critérios de especialistas, compondo um conjunto de corpos d'água de referência. Esses corpos d'água são considerados como sistemas com nenhuma ou negligenciável interferência antrópica. A mediana das concentrações observadas nesses sistemas define a concentração basal da variável de interesse. No entanto, em função do avanço das atividades humanas, a obtenção de sítios de referência tem sido prejudicada pela dificuldade em encontrar estações de amostragem representativas de ambientes prístinos (PARDO et al., 2012; SMITH et al., 2003).

O Método da Triseção, por sua vez, diferentemente do método BPJ, considera todos os dados disponíveis, não somente aqueles de bacias mais preservadas, e são calculados percentis. A mediana do subgrupo do percentil correspondente ao 1/3 inferior define a concentração basal da variável de interesse (USEPA, 2000).

Os modelos de pressão-resposta ou estresse-resposta, segundo Stevenson et al. (2008), vinculam a concentração de nutrientes a variáveis resposta. O modelo tem o objetivo de encontrar um ponto de mudança em modelos de regressão ou vincular concentrações de nutrientes a resultados ecológicos predeterminados. Huo et al. (2018) reportaram que concentrações de referência de nutrientes podem ser estabelecidas utilizando esses modelos de estresse-resposta para evitar problemas causados por proliferação de algas, que afetam os usos da água e a biodiversidade.

As análises ou reconstruções paleolimnológicas também podem ser utilizadas para estabelecer concentrações de referência de nutrientes. Segundo Huo et al. (2018), tais análises visam estabelecer critérios de nutrientes, inferindo o *status* anterior do ambiente lacustre, utilizando uma abordagem de rastreamento de sedimentos. Técnicas paleolimnológicas são utilizadas para identificar as condições

ecológicas antes dos impactos antropogênicos em lagos, quando os sedimentos lacustres ainda eram intactos e demonstram existir fortes relações entre a qualidade da água (principalmente fósforo total) e assembleias fósseis obtidas por meio do exame de testemunhos de sedimentos (HEINSALU et al., 2007).

Utilizando métodos propostos pela USEPA (2000), os quais se baseiam nos métodos supracitados, Lamparelli (2004) determinou as concentrações basais de fósforo total, ortofosfato, nitrogênio total, nitrogênio, clorofila a e transparência para rios e reservatórios do estado de São Paulo. Porém, conforme ressaltado pela autora, não foi realizada uma separação entre regiões fisicamente semelhantes, considerando características climatológicas, geológicas, domínios vegetais, uso e ocupação do solo, entre outras. A abordagem das ecorregiões, conforme detalhamento no item a seguir, permite que seja desenvolvido um maior refinamento espacial. A ligação entre a paisagem terrestre e corpos d'água superficiais é a chave para a regulação de nutrientes e sua dinâmica em bacias hidrográficas (GRIFFITH; STEHMAN; LOVELAND, 2003).

3.2.1 ECORREGIÕES DE NUTRIENTES

Usualmente, as ecorregiões são definidas como áreas relativamente homogêneas que possuem condições ambientais semelhantes. Para o mapeamento de ecorregiões, Bailey (1976) considerou clima, vegetação natural, solos e formas do relevo. Já Omernik (1987) utilizou uma combinação de quatro mapas em escala pequena (1:7.500.000): uso do solo, formas do relevo, vegetação natural potencial¹ e tipo de solos.

Para Omernik (1987), a função principal do mapa de ecorregiões é fornecer uma base geográfica a partir da qual é possível organizar diferentes informações sobre os ecossistemas e os recursos naturais. Tal base pode ser utilizada por diferentes grupos, como gestores, planejadores e cientistas, para:

1. Comparar as similaridades e as diferenças das relações entre os usos solo e a qualidade da água;

¹ Do inglês, *potential natural vegetation (PNV)*, que representa um estado natural de vegetação hipotético que mostra o potencial biótico da natureza na ausência de influência e perturbação humana (HEMSING; BRYN, 2012).

2. Estabelecer padrões de qualidade da água que estejam alinhados com as particularidades de cada região, por exemplo a sua tolerância ou resiliência a impactos humanos;
3. Permitir a definição de pontos de monitoramento e de locais de referência;
4. Extrapolar os dados a partir de estudos de locais específicos;
5. Predizer os efeitos das mudanças no uso do solo e das práticas de controle da poluição.

Nos Estados Unidos, pesquisas desenvolvidas pela Agência de Proteção Ambiental (EPA), seguindo uma abordagem ecorregional, têm estabelecido critérios e padrões para as concentrações de nitrogênio e fósforo totais em águas superficiais para reduzir o risco de eutrofização. Para obtenção das concentrações de referência de nutrientes, a EPA dividiu os EUA em quatorze ecorregiões de nutrientes com base no clima, fisiografia e cobertura vegetal (SMITH et al., 2003). Assim, o mapa de ecorregiões dos EUA é baseado na premissa de que existem áreas relativamente homogêneas e que essas áreas podem ser delimitadas pela análise simultânea da combinação de causas e fatores integrativos, incluindo formas do relevo superficial, solos, uso do solo, e vegetação original (OMERNIK, 1987), sendo que estas ecorregiões podem ser utilizadas para determinação de concentrações basais de nutrientes. A EPA fornece um guia de diretrizes com métodos para determinação de concentração de referência de nutrientes em todo o território dos EUA. E faz a ressalva que os critérios recomendados não são leis ou regulamentos, mas sim orientações para que os estados possam usar como ponto de partida para estabelecer os seus padrões de qualidade da água (USEPA, 2000).

Dodds, Carney e Angelo (2009) utilizaram três métodos a partir da abordagem ecorregional para determinar as condições de referência em lagos e reservatórios do Kansas (EUA) em relação ao fósforo total, nitrogênio total, profundidade de desaparecimento do disco de Secchi e clorofila. O primeiro método não sugeriu nenhum efeito ecorregional sobre o estado trófico de corpos d'água de referência minimamente impactados, enquanto os outros dois métodos indicaram algumas diferenças ecorregionais significativas. Os autores concluíram que a ausência de efeito ecorregional em corpos d'água de referência pode indicar que as diferenças foram impulsionadas por influências antropogênicas, em vez de características regionais naturais. As concentrações de referência para o fósforo total foram

menores do que os níveis comumente associados a florações de cianobactérias. No geral, os dados sugerem que vários métodos podem ser usados para determinar a condição de referência, e que nos lagos e reservatórios do Kansas a condição de referência corresponde ao estado mesotrófico.

Para estimar as concentrações de referência de fósforo nos rios e lagos do Canadá, o Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (CCME), com o intuito de diferenciar as contribuições naturais e antropogênicas para o enriquecimento deste nutriente, também desenvolveu uma abordagem baseada em ecorregiões. A metodologia partiu da premissa de que existem diferenças regionais em geologia, solo, vegetação e clima e que estes fatores podem influenciar a qualidade das águas superficiais. Os estudos foram motivados visando contribuir para uma melhor avaliação e desenvolvimento de ferramentas de gestão dos recursos hídricos (CCME, 2006).

Ravichandran, Ramanibai e Pundarikanthan (1996) realizaram o mapeamento das ecorregiões da bacia do rio Tamiraparani, situada no sul da Índia. A metodologia consistiu na análise de componentes principais (PCA) de 23 fatores relacionados aos aspectos geológicos, geomorfológicos, morfométricos e de uso e cobertura do solo de 63 microbacias. As pontuações do PCA calculadas em cinco componentes foram usadas para agrupar as microbacias com base em uma medida de similaridade. Os grupos identificados na análise foram traçados no mapa de drenagem para delinear nove ecorregiões. A partir da delimitação das ecorregiões, os autores realizaram 278 análises de qualidade da água visando determinar o “padrão” das concentrações obtidas para nutrientes, valores de pH, sólidos, entre outros. Os resultados sugeriram que a abordagem ecorregional explicou satisfatoriamente os padrões de qualidade da água que ocorrem na bacia. Os autores concluíram que as ecorregiões, quando definidas em um contexto hidrológico, podem fornecer os meios para uma nova classificação da qualidade da água de sistemas lóticos. Podem, ainda, servir como uma ferramenta apropriada para estratificar qualquer bacia hidrográfica com o propósito de desenvolver estratégias de gestão para proteção de águas superficiais.

Com base em diferenças climáticas, geográficas e de ecossistemas, Huo et al. (2014) propuseram ecorregiões para todo o território da China para estabelecer critérios para nutrientes em lagos, com o objetivo de embasar as políticas de controle nacional contra eutrofização. Foram utilizados cinco mapas temáticos (de

precipitação, temperatura, elevação, geomorfologia e índice de umidade), que foram compilados e utilizados para delinear as ecorregiões de lagos no programa ArcGIS®. Os autores utilizaram um modelo de estresse-resposta que forneceu uma estimativa da relação linear entre a variável resposta e uma variável estressora, tais como a concentração de clorofila, fósforo e nitrogênio.

3.3 GEOTECNOLOGIAS: FERRAMENTAS E TÉCNICAS ÚTEIS PARA A ELABORAÇÃO DE MAPAS DE ECORREGIÕES

As geotecnologias englobam um conjunto de tecnologias para coleta, processamento, análise e oferta de informações com referência geográfica e são frequentemente denominadas de “geoprocessamento” (GUERRA, 2006; ROSA, 2018). A estrutura técnico-metodológica das geotecnologias é composta por ferramentas para processamento digital de imagens de satélites, geração de bancos de dados georreferenciados, desenho digital, quantificação de fenômenos da natureza, entre outras análises, possibilitando uma visão mais holística do ambiente em uma perspectiva geossistêmica (GUERRA, 2006). Dentre as geotecnologias, destacam-se: os Sistemas de Informação Geográfica – SIGs, a cartografia digital, o sensoriamento remoto, o Sistema de Posicionamento Global – GPS e a topografia (ROSA, 2018)

O termo SIG se refere a sistemas, dados e estrutura organizacional para coletar, armazenar, manipular e analisar espacialmente dados georreferenciados, exibindo informações resultantes desses processos. Esses sistemas podem ser aplicados a estudos com diversos vieses, dentre eles: planejamento do uso do solo, avaliação de impacto ambiental, mapeamento e gerenciamento de recursos naturais (GHILANI; WOLF, 2014). Assim, apresentam um grande potencial para aplicações na área ambiental. Por meio desta técnica, é possível obter informações sobre: delimitação de bacias, biomas, cobertura vegetal, área de preservação permanente, declividade, uso e ocupação, estimativa de área plantada, produção agrícola, vigor vegetativo das culturas, além de fornecer subsídios para o manejo agrícola em nível de país, estado, município ou ainda em nível de microbacia hidrográfica (NOWATZKI; CORDEIRO; PAULA, 2010).

De um modo geral, para se mapear ecorregiões é necessário fazer uso de mapas e utilizar técnicas e ferramentas de geoprocessamento. De acordo com CCME (2016), o mapeamento de ecorregiões é facilitado por meio da utilização de SIG, que também permitem a localização e classificação de córregos e rios.

A utilização de métodos computacionais em ambiente SIG, assistidos por técnicas de sensoriamento remoto, geoprocessamento e ferramentas estatísticas, permite a integração de diferentes dados do ambiente natural (e.g. declividade, relevo, vegetação, clima, etc.). Além disso, também permite a espacialização, investigação e análise dos impactos ambientais oriundos das pressões antrópicas nestas áreas delineadas, com a vantagem de se terem esses dados disponíveis para eventuais repetições de modelagens, construção de novos cenários, etc.

De acordo com Florenzano (2011), “*sensoriamento remoto é a tecnologia que permite obter imagens e outros tipos de dados, da superfície terrestre, através da captação e do registro da energia refletida ou emitida pela superfície*”. Rosa (2018) argumenta que o sensoriamento remoto envolve basicamente duas etapas: a fase de aquisição de dados, na qual são fornecidas as informações referentes à radiação eletromagnética aos sistemas sensores; e a fase de utilização, em que se dá a aplicação dos dados coletados e tratados em diferentes áreas de conhecimento.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreendeu os estados de São Paulo (SP) e Minas Gerais (MG), localizados na região sudeste do Brasil. O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE estimou que em 2021 a população do estado de SP era de 46.649.132 habitantes e de MG era de 21.411.923 habitantes, sendo os dois estados mais populosos do Brasil. Como a pesquisa pretendeu delinear ecorregiões considerando atributos físicos e ambientais naturais, e considerando que algumas bacias hidrográficas e estações de monitoramento utilizadas extrapolam os limites geopolíticos definidos como área de pesquisa (estados de Minas Gerais e São Paulo), algumas ecorregiões ultrapassaram os limites de MG e SP, conforme pode ser visto no tópico de Resultados e Discussão.

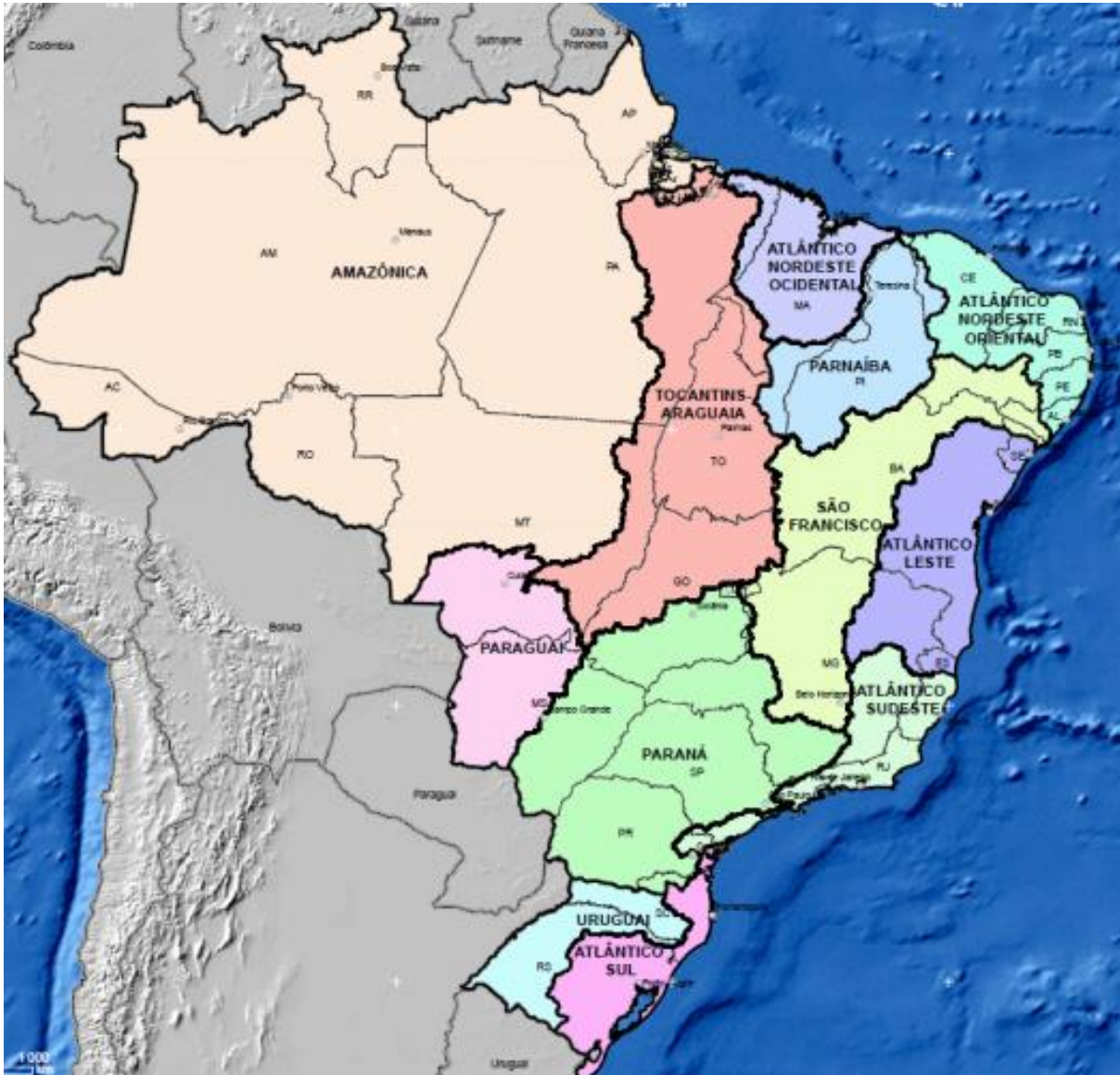
As áreas de SP e MG são de 248.209 km² e 586.528 km², respectivamente, e juntas perfazem cerca de 10% do território brasileiro. Ambos estão entre os mais industrializados do país. O estado de MG é abrangido pelas seguintes regiões hidrográficas, definidas pela Resolução 32 da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico – ANA: Paraná, São Francisco, Atlântico Leste e Atlântico Sudeste. Já o estado de SP é abrangido pelas regiões hidrográficas do Paraná e Atlântico Sudeste (Figura 4.1).

Segundo o mapa geomorfológico do IBGE (2021), o relevo da área de estudo é composto por planaltos (37,78%), patamares (22,75%), depressões (17,98%) serras (12,54%), chapadas (5,42%), planícies (3,10%) e tabuleiros (0,43%). O ponto mais elevado do estado de SP se encontra a 1.639,15 m acima do nível do mar, na Serra da Mantiqueira. Já em MG, o ponto mais elevado está 2.891,9 m acima do nível do mar no Pico da Bandeira, na divisa com o estado do Espírito Santo.

Quanto à geologia, o estado de SP é abrangido por uma porção do embasamento cristalino com coberturas sedimentares restritas e intrusões mesocenozóicas e a outra porção corresponde à bacia do Paraná, representada por sequência de rochas sedimentares e vulcânicas com importantes intrusões mesozoicas (CERH, 1999). Segundo Machado e Silva (2010), no estado de Minas Gerais afloram as seguintes unidades geológicas: o Cráton do São Francisco; a

Faixa Brasília; o Orógeno Araçuai/Ribeira; a Bacia do Paraná; e as Coberturas Colúvio-Aluviais e Eluviais.

Figura 4.1 – Mapa das regiões hidrográficas brasileiras



Fonte: ANA (2013).

De acordo com Alvares et al. (2013), que realizou o mapeamento do clima do Brasil, na área de estudo ocorrem nove tipos climáticos, segundo a classificação de Köppen, a saber: Aw (35,57%), Cwa (22,04%), Cwb (18,12%), Cfa (10,59%), As (8,39%), Cfb (4,34%), Af (0,73%), Am (0,22%) e Cwc (0,0001%). Os três tipos climáticos predominantes na área podem ser classificados como: Aw – Clima tropical, com inverno seco; Cwa – Clima subtropical de inverno seco (com

temperaturas inferiores a 18°C) e verão quente (com temperaturas superiores a 22°C) e Cwb – Clima subtropical de altitude, com inverno seco e verão ameno (a temperatura média do mês mais quente é inferior a 22°C).

Em relação aos solos, segundo o IBGE (2018), na área de estudo ocorrem as seguintes classes pedológicas: latossolo (46,96%), argissolo (25,78%), cambissolo (15,17%), neossolo (9,58%), nitossolo (0,81%), gleissolo (0,67%), luvisolo (0,37%), plintossolo (0,30%), espodossolo (0,18%), planossolo (0,08%), chernossolo (0,05%), organossolo (0,04%) e vertissolo (0,001%). Ainda de acordo o IBGE (2019), na área de estudo ocorrem os seguintes biomas: cerrado (49,58%), mata atlântica (48,85%) e caatinga (1,57%). Vale ressaltar que o bioma caatinga ocorre somente na porção norte do estado de MG.

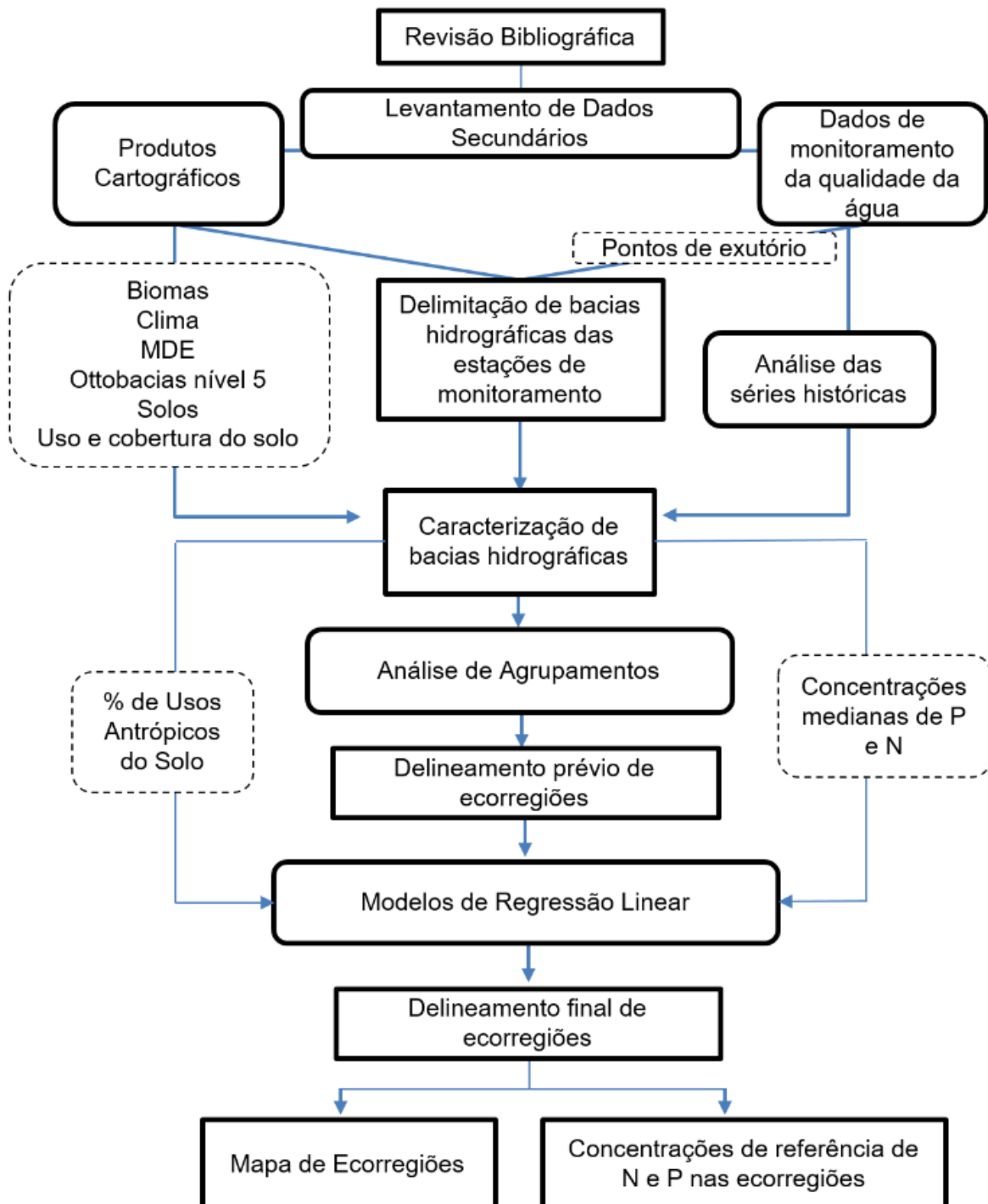
4.2 ETAPAS METODOLÓGICAS E ANÁLISE DOS DADOS

A metodologia utilizada na pesquisa é inédita, pois foi adaptada e/ou combinada de autores, buscando retratar as condicionantes brasileiras. O fluxograma ilustrado na Figura 4.2 apresenta as principais etapas metodológicas seguidas na pesquisa, que serão mais profundamente abordadas a seguir. Inicialmente, foi necessário compilar um volume significativo de dados secundários de qualidade da água superficial (cerca de 240 mil), além de produtos cartográficos: Modelo Digital de Elevação – MDE (dado de entrada para geração da declividade), mapas de biomas, solos, clima, ottobacias e uso e cobertura do solo. Também foram produzidos e analisados dados espaciais (fluxo acumulado, direção de fluxo, etc.) para delimitar as bacias hidrográficas das estações de monitoramento de qualidade da água. Como as estações não abrangiam toda a rede hidrográfica da área de estudo, algumas porções dos estados de MG e SP não ficaram inseridas em nenhuma bacia. Como alternativa para preencher essas lacunas do mapeamento, foram utilizadas as ottobacias disponibilizadas pela ANA, que são bacias hidrográficas e interbacias codificadas pelo método Pfafstetter (1989).

Utilizando o SIG ArcGIS®, todas as bacias (incluindo as ottobacias) foram caracterizadas quanto aos seus atributos físico e ambientais e, em seguida, elaborou-se uma planilha síntese. Esta planilha foi utilizada no *software* Statistica® 13.5 para a realização da análise de agrupamento e posterior definição de

ecorregiões, com base na similaridade dos atributos das bacias. Por fim, com o delineamento das ecorregiões realizado no ArcGIS®, foram elaborados modelos de regressão linear considerando os usos antropogênicos nas bacias das estações e os dados dos nutrientes para estimar as concentrações basais de P e N esperadas nos ambientes lóticos nas ecorregiões delineadas.

Figura 4.2 – Fluxograma com as principais atividades realizadas no âmbito da pesquisa



4.2.1 Levantamento de Dados Secundários

Foi realizado o levantamento, a coleta, a organização e a análise de dados e informações de monitoramento da qualidade da água, bem como de produtos cartográficos disponibilizados por órgãos oficiais. Os dados de qualidade da água abrangeram as estações de monitoramento situadas em rios, riachos e tributários de represas, ou seja, foram considerados ambientes lóticos.

4.2.1.1 Dados de Monitoramento da Qualidade da Água

Os dados secundários de monitoramento da qualidade da água, N e P, referentes ao período de dezesseis anos, entre janeiro de 2000 e dezembro de 2016, foram obtidos junto a agências e órgãos ambientais estaduais. Foram considerados os dados coletados em escoamento de base (*baseflow*). Para o estado de MG, os dados foram obtidos junto ao Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM e, para o estado de SP, utilizaram-se os dados disponibilizados pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB.

Os dados de MG foram fornecidos pelo IGAM em uma planilha do Excel®, após terem sido solicitados via *e-mail*. Na planilha constavam as seguintes informações: nome da estação, descrição do ponto de amostragem, latitude e longitude em graus decimais, data e hora da amostragem, pH e as concentrações de P e N. Esta planilha apresentava dados de 577 estações e, após uma verificação, 4 estações foram excluídas por não apresentarem informações suficientes para utilização na pesquisa.

Já os dados de SP foram compilados a partir do sistema Infoáguas, que é uma plataforma *online* da CETESB, que se constitui em uma ferramenta de acesso público para consultas sobre a qualidade das águas brutas e assuntos de interesse sobre a gestão de recursos hídricos do estado. Inicialmente, foram levantadas 1.664 estações de monitoramento da qualidade das águas. Porém, muitas destas estações não continham localização espacial (coordenadas geográficas/UTM), ou apresentaram duplicidade de localização espacial, e/ou não possuíam amostragens de interesse para a presente pesquisa. Sendo assim, após um refinamento com

base nas restrições supracitadas, 578 estações foram consideradas passíveis de utilização nesta pesquisa.

Com os dados de MG e SP previamente organizados, estruturou-se, no aplicativo Excel®, uma planilha estruturada com as séries históricas dessas informações com suas respectivas coordenadas geográficas, nome da estação, quantidade e descrição dos pontos de amostragem, possibilitando a sua posterior disposição espacial em SIG. Por meio da realização de análises de estatística descritiva, foram determinadas as concentrações máximas, mínimas, médias e medianas dos nutrientes, além da exclusão de *outliers*. Foram selecionadas as estações que tivessem pelo menos seis dados de monitoramento ao longo da série histórica considerada.

Em MG, foram considerados 119.285 dados, distribuídos em 573 estações, onde foram monitorados os parâmetros: fósforo total, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico, todos em miligrama por litro (mg/L). Nas 578 estações do estado de SP, foi considerado um total de 124.616 dados dos seguintes parâmetros: fósforo total, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e fosfato solúvel reativo, também em mg/L. Os dados de nitrogênio orgânico e fosfato solúvel reativo não foram utilizados na pesquisa por não estarem disponíveis para toda a área de estudo. A Tabela 4.1 apresenta uma síntese do número de dados disponíveis para cada parâmetro nas estações de MG e SP no período de 2000 a 2016.

Tabela 4.1 – Parâmetros levantados nas estações de MG e SP, disponibilizados pelo IGAM e pela CETESB, além do respectivo número de dados disponíveis no período de 2000 a 2016

Parâmetro	Número de dados disponíveis		
	MG	SP	Total
Fosfato Solúvel Reativo	0	2.956	2.956
Fósforo Total	28.118	30.958	59.076
Nitrato	28.163	30.182	58.345
Nitrito	18.881	30.156	49.037
Nitrogênio Amoniacal	27.228	30.364	57.592
Nitrogênio Orgânico	16.895	0	16895
Total	119.285	124.616	243.901

4.2.2.2 Produtos Cartográficos

Foram compilados dados espaciais relativos aos seguintes temas: biomas, clima, matrizes de fluxo acumulado e direção de fluxo, MDE, ottobacias nível 5, solos e uso e cobertura do solo. Os arquivos com estes atributos/temas foram obtidos junto ao IBGE, ANA, MapBiomas, Serviço Geológico dos Estados Unidos – USGS, dentre outros, conforme pode ser visto no Quadro 4.1, que também apresenta a forma de utilização dos dados levantados. Utilizando o ArcGIS®, os documentos cartográficos foram homogeneizados quanto ao seu referencial geodésico, tendo sido adotado o Datum WGS 84.

Quadro 4.1 – Temas, forma de utilização na pesquisa, escalas e fonte dos produtos cartográficos levantados a partir de fontes secundárias

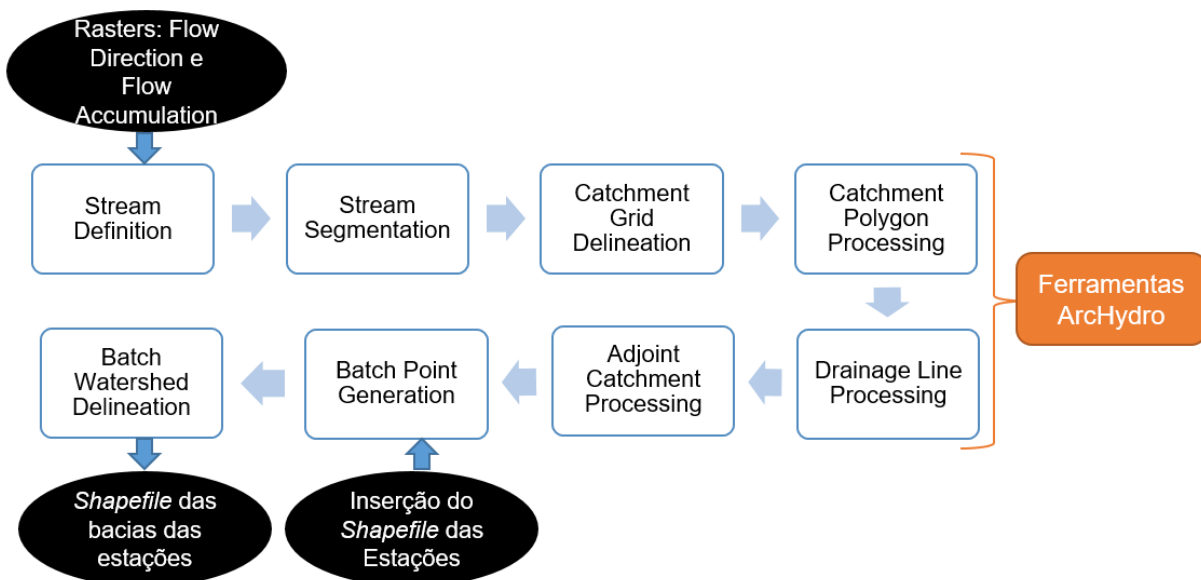
Tema	Utilização na Pesquisa	Escala ou Resolução Espacial	Fonte
Biomas	Caracterização das bacias e ecorregiões	1:250.000	IBGE (2019)
Clima	Caracterização das bacias e ecorregiões	Resolução de 100 m	Alvares et al. (2013)
Matrizes de fluxo acumulado e direção de fluxo	Delimitação das bacias das estações	Resolução de 1 arc-segundos (~30m)	USGS (2018)
MDE	Geração da carta de declividade	Resolução de 30 m	USGS (2018)
Ottobacias nível 5	Delineamento das ecorregiões	1:250.000	ANA (2017)
Solos	Caracterização das bacias e ecorregiões	1:250.000	IBGE (2018)
Uso e cobertura do solo	Caracterização das bacias e ecorregiões	1:150.000	Projeto MapBiomas (2017)

4.2.2 Delimitação das Bacias de Drenagem das Estações de Monitoramento

As 1.151 estações de monitoramento da qualidade da água dos estados de Minas Gerais e São Paulo tiveram sua área de contribuição a montante, ou seja, sua bacia de drenagem, delimitada. Utilizou-se um método automático no SIG ArcGIS® com o auxílio do ArcHydro, que consiste em extensão composta por um conjunto de ferramentas hidrológicas que pode ser instalada gratuitamente.

O método de delimitação automática envolveu as seguintes etapas, com base nas orientações fornecidas por Khan et al. (2014): preenchimento de depressões e remoção de elevações do MDE, definição da direção do fluxo, determinação do fluxo acumulado, geração do *raster* da rede de drenagem, segmentação do *raster* de drenagem, geração do *raster* das sub-bacias, geração do vetor das sub-bacias, processamento das linhas de drenagem, junção das bacias hidrográficas, geração de pontos de exutório em lote e delimitação de bacias em lote. Alguns Planos de Informação (PIs) necessários para realização do método são disponibilizados pelo USGS (*rasters* de direção de fluxo e fluxo acumulado) e foram utilizados na pesquisa. Portanto, foram realizados procedimentos a partir da etapa “geração do *raster* da rede de drenagem”, conforme ilustrado na Figura 4.3, que apresenta os comandos e ferramentas utilizados no ArcHydro para consecução da metodologia.

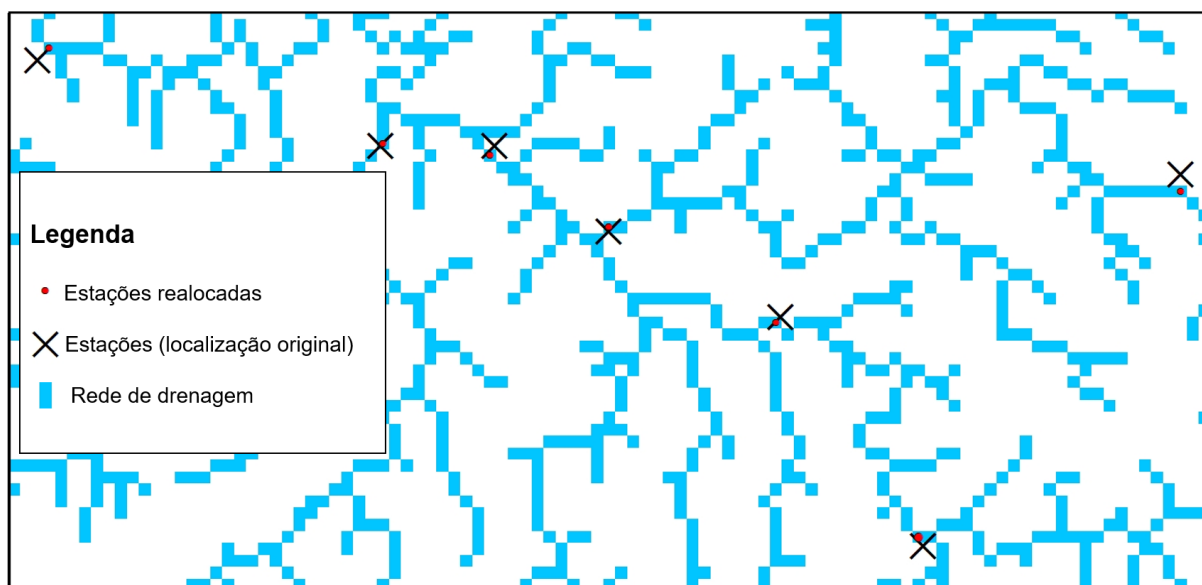
Figura 4.3 – Fluxograma com a sequência de comandos e ferramentas utilizados no ArcHydro para delimitação automática das bacias das estações de monitoramento



4.2.3.1 Ajuste Espacial da Localização das Estações de Monitoramento sobre a Base Cartográfica

Ao se sobrepor a base cartográfica às coordenadas geográficas das estações, observou-se que algumas estavam deslocadas da rede de drenagem gerada, pois estas não tiveram suas bacias delimitadas quando o procedimento de delimitação automática foi executado. Para sanar este problema, realizou-se o ajuste da posição destes pontos por meio da interpretação visual, de modo que os pontos foram realocados para as células próximas com maior fluxo de drenagem acumulada (Figura 4.4). Além disso, foi conduzida a conferência por meio da visualização da posição dos pontos nas imagens de satélite do aplicativo Google Earth Pro.

Figura 4.4 – Exemplo de estações com coordenadas geográficas deslocadas da rede de drenagem e pontos realocados sobre a rede de drenagem gerada automaticamente

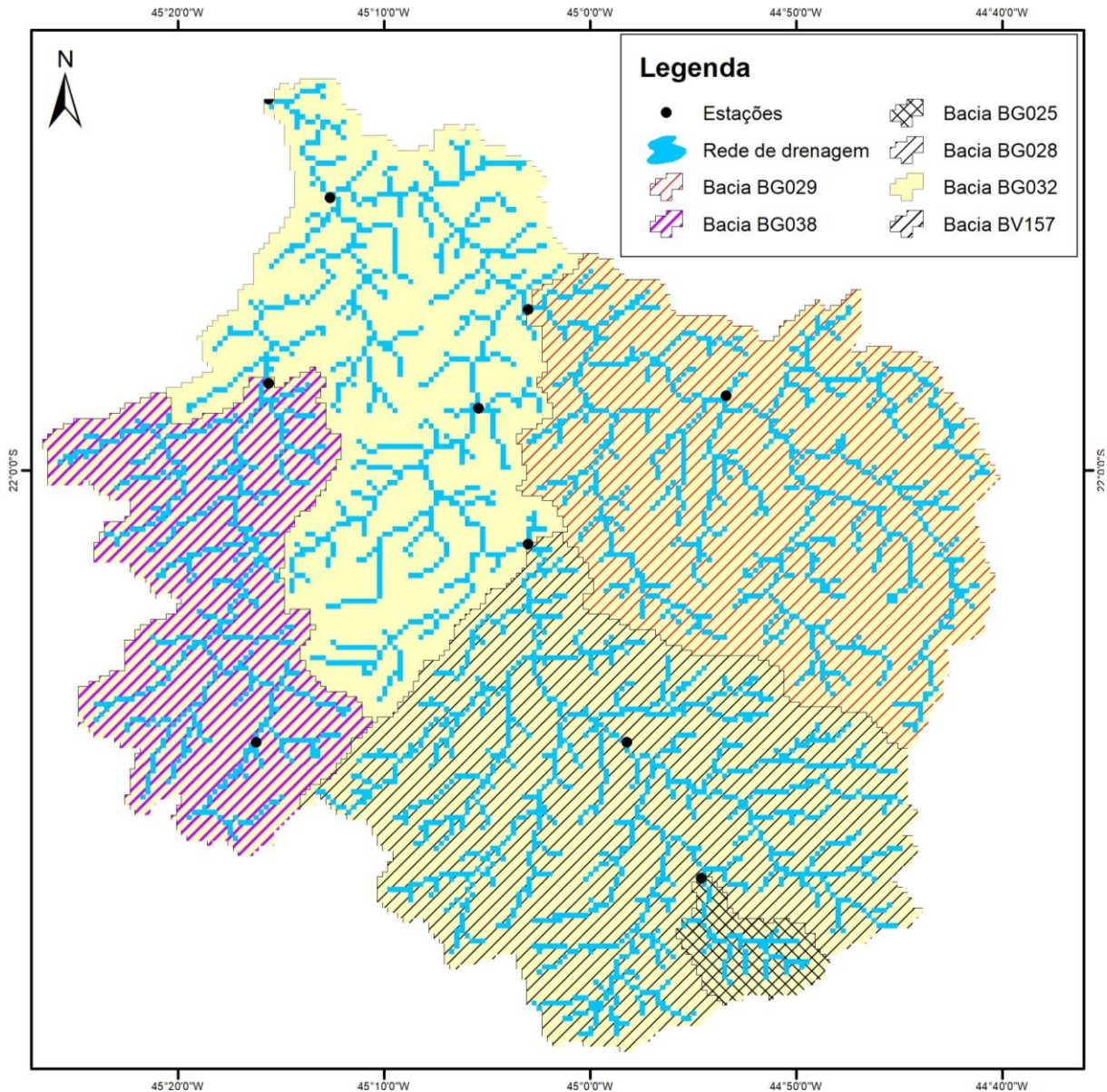


4.2.3.2 Seleção das Bacias de Drenagem das Estações de Monitoramento

Constatou-se a existência de estações de monitoramento com bacias de drenagem aninhadas (do inglês, *nested catchments*), ou seja, as estações, consideradas como pontos de exutório, estavam situadas em um mesmo curso d'água, fazendo com que as suas bacias delimitadas ficassem sobrepostas/embutidas, conforme exemplifica a Figura 4.5. A utilização de bacias aninhadas, no âmbito da presente pesquisa, não foi considerada adequada, tendo

em vista que a estação situada a montante influencia a qualidade da água da estação situada a jusante no mesmo rio. Além disso, também poderia ocorrer redundância de dados, devido à sobreposição de áreas das bacias de drenagem.

Figura 4.5 – Exemplo da ocorrência de bacias aninhadas dentro da bacia da estação denominada BG032. Embutidas nessa bacia maior, encontram-se as seguintes bacias: BG025, BG028, BG029, BG038 e BV157. Os códigos das bacias seguiram a nomenclatura das estações que foi utilizada pelo IGAM (MG) e pela CETESB (SP)



Para resolver este problema, foi realizada uma análise das bacias aninhadas/sobrepostas, a fim de selecionar as bacias mais adequadas para subsidiar a delimitação das ecorregiões. Os critérios para seleção e exclusão das bacias foram a área das bacias e a quantidade de dados disponíveis nas estações

de monitoramento. Para atender ao primeiro critério, inicialmente, calculou-se a área de todas as bacias de MG e SP e, em seguida, foi calculada a mediana da área das bacias. Quando havia bacias aninhadas em um mesmo rio, foi dada preferência para aquela que apresentasse área mais próxima ao valor da mediana da área das bacias. Já o segundo critério preconizou a escolha de bacias com a maior quantidade de análises de nutrientes realizadas no período considerado. Após a aplicação dos critérios supracitados, foram selecionadas 451 bacias de drenagem das estações de monitoramento de qualidade da água, sendo 257 bacias do estado de Minas Gerais e 194 bacias do estado de São Paulo.

4.2.3 Utilização de Ottobacias

Após ter selecionado as bacias de drenagem das estações de monitoramento, conforme critérios detalhados no tópico 3.2.3.2, observou-se que algumas porções dos estados de MG e SP não foram abrangidas por nenhuma bacia devido à ausência de estações. Para preencher estas lacunas do mapeamento, foram utilizadas as ottobacias, que são bacias hidrográficas e interbacias codificadas pelo método Pfafstetter (1989). A codificação pelo método Otto Pfafstetter foi adotada como padrão na Política Nacional de Recursos Hídricos por meio da Resolução nº 30/2002 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH, 2002).

A codificação de ottobacias é dividida em níveis de 1 a 7, quanto maior o nível, maior é o detalhamento e a escala de mapeamento. Foram utilizadas as ottobacias nível 5, devido ao nível de detalhamento oferecido (escala 1:250.000) ser compatível com os demais produtos cartográficos utilizados na pesquisa.

O arquivo com as ottobacias nível 5, escala 1:250.000, foi baixado do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), da ANA, no formato GeoPackage (.gpkg), e em seguida foi convertido para o formato *shapefile* com o auxílio do *software* QGIS. A conversão para o formato vetorial *shapefile* foi necessária para compatibilizar com o restante da base de dados e possibilitar o uso de ferramentas de geoprocessamento. Após realizar esta padronização, o arquivo *shapefile* das ottobacias nível 5 foi agregado ao arquivo das bacias das estações e as lacunas existentes no território foram preenchidas, totalizando assim 1.290 bacias, incluindo bacias das estações e ottobacias nível 5.

4.2.4 Caracterização das Bacias Hidrográficas

As 1.290 bacias (bacias de drenagem das estações e otobacias nível 5) foram caracterizadas quanto ao uso e cobertura do solo, tipo de solo, clima, biomas e declividade, conforme recomendações de pesquisadores que estudaram outros ambientes aquáticos para delineamento de ecorregiões de nutrientes (DODDS; OAKES, 2004; GRIFFITH; OMERNIK; WOODS, 1999; HUGHES; LARSON, 1988; HUO, 2014; OMERNIK, 1987).

4.2.4.1 Uso e Cobertura do Solo

Foram utilizados os mapas do Projeto MapBiomas (2017) para caracterizar as bacias quanto ao uso e cobertura do solo. O Quadro 4.2 descreve as classes de uso e ocupação disponíveis nestes mapas. Foi realizado o *download* dos arquivos *raster* dos mapas no formato matricial, em escala de 1:150.000, sistema de coordenadas geográficas em graus decimais, datum SIRGAS 2000 e separados por biomas. Foram baixados os mapas da Coleção 2, referentes ao ano de 2016, dos biomas Mata Atlântica, Caatinga e Cerrado, que juntos abrangem toda a área de interesse do presente estudo.

Quadro 4.2 – Descrição das classes de uso e ocupação do solo presentes nos mapas utilizados. São apresentados, além do bioma e dos temas, as respectivas classes e níveis, quando pertinente, além de uma descrição geral de cada tipologia (continua)

Bioma / Tema	Classe Nível 1	Classe Nível 2	Classe Nível 3	Descrição
Caatinga	Floresta	Formações Florestais Naturais	Floresta Densa	Tipos de vegetação com predomínio de dossel contínuo: Savana-Estépica Florestada, Floresta Estacional Semi-Decidual e Decidual.
			Floresta Aberta	Tipos de vegetação com predomínio de espécies de dossel semicontínuo: Savana-Estépica Arborizada e Savana Arborizada.
	Formações naturais não florestais	Vegetação Campestre	-	Tipos de vegetação com predomínio de espécies herbáceas: Savana-Estépica Parque, Savana-Estépica Gramíneo-Lenhosa, Savana Parque e Savana Gramíneo-Lenhosa.
		Áreas Úmidas Naturais Não Florestais	-	Áreas inundáveis com uma rede de lagoas interligadas, localizadas ao longo dos cursos de água e em áreas de depressões que acumulam água. Vegetação predominantemente rasteira.
	Áreas não vegetadas	-	-	Solo Exposto, Afloramento Rochoso e Infraestrutura Urbana

Quadro 4.2 – Descrição das classes de uso e ocupação do solo presentes nos mapas utilizados. São apresentados, além do bioma e dos temas, as respectivas classes e níveis, quando pertinente, além de uma descrição geral de cada tipologia (conclusão)

Bioma / Tema	Classe Nível 1	Classe Nível 2	Classe Nível 3	Descrição
Cerrado	Floresta	Formações Florestais Naturais	Floresta Densa	Tipos de vegetação com predominância de espécies arbóreas, com formação de dossel contínuo (Mata Ciliar, Mata de Galeria, Mata Seca e Cerradão).
			Floresta Aberta	Formações savânicas com estratos arbóreo e arbustivo-herbáceos definidos [Cerrado Sentido Restrito (Cerrado denso, Cerrado típico, Cerrado ralo e Cerrado rupestre) e Parque de Cerrado].
	Formações Naturais não Florestais	Vegetação Campestre	-	Formações campestres com predominância de estrato arbustivo-herbáceo (campo sujo, campo limpo e campo rupestre).
Mata Atlântica	Floresta	Formações Florestais Naturais	Floresta Densa	Floresta Ombrófila Densa, Aberta e Mista e Floresta Estacional Semi-Decidual e Formação Pioneira Arbórea.
		Formações Florestais Naturais	Floresta Aberta	Formação Estacional Decidual, Savanas, Savanas-Estépicas Florestadas e Arborizadas.
	Formações Naturais não Florestais	Vegetação Campestre	-	Savanas e Savanas-Estépicas Parque e Gramíneo-Lenhosa, Estepe e Pioneiras Arbustivas e Herbáceas.
		Áreas Úmidas Naturais Não Florestais	-	Áreas úmidas de planície, sujeitas a inundações periódicas ou permanentes, localizadas ao longo dos cursos de água e em áreas de depressões que acumulam água e marismas.
Temas Transversais	Agropecuária	Agricultura	Agricultura Anual	Cultivos anuais de grande escala (e.g., soja, milho, algodão), culturas anuais de pequena escala tendem a não ser capturadas nesta coleção.
			Agricultura Semi-Perene	Cultivo de cana-de-açúcar.
			Mosaico de Cultivos	Áreas identificadas como de cultivo agrícola, mas sem especificação de tipo de cultivo.
	Florestas	Silvicultura	Floresta Plantada	Espécies arbóreas plantadas para fins comerciais (e.g., eucalipto, pinus, araucária).
	Agropecuária	Pastagens	Pastagens em Campos Naturais	Áreas de campos naturais com atividade pecuária
			Outras Pastagens	Áreas de pastagens, naturais ou plantadas, vinculadas a atividade agropecuária.
	Áreas não vegetadas	Infraestrutura Urbana	-	Áreas urbanizadas com predomínio de superfícies não vegetadas a mais de 5 anos incluindo estradas, vias e construções.
		Outras áreas não vegetadas	-	Mineração, solo exposto e afloramento rochoso.
	Corpos D'água	-	-	Rios, lagos, represas, reservatórios e outros corpos d'água.

Fonte: Adaptado de Projeto Mapbiomas (2017).

Foi realizado um mosaico para unir os mapas *rasters* de uso e cobertura do solo dos diferentes biomas, pois, algumas bacias abrangem mais de um bioma. A partir disto foi criado um *model builder* com os comandos *extract by mask*, para recortar as bacias hidrográficas geradas junto ao mosaico do uso e ocupação. Em seguida, utilizou-se a ferramenta *raster to polygon* para transformar o *raster* (matricial) em formato vetorial *shapefile* (.shp). Com os arquivos vetoriais em mãos, aplicou-se o comando *Project*, convertendo os arquivos para o sistema de coordenadas projetadas cônica Albers de Igual Área para a América do Sul. Tal conversão se fez necessária para possibilitar os cálculos de área. Os sistemas de projeção equivalentes preservam a relação entre áreas e, como consequência, os ângulos sofrem deformações. Tais sistemas são considerados por muitos pesquisadores as projeções mais adequadas para uso em SIG (D'ALGE, 2001; SNYDER, 1982). Além disso, optou-se por este sistema, pois diversas bacias hidrográficas abrangem mais de uma zona UTM. Assim, foi possível realizar a quantificação das classes de uso de cada bacia hidrográfica sem distorcer o tamanho da área.

4.2.4.2 Declividade

Os PIs de declividade das bacias também foram gerados no *software* ArcGIS®, por meio da ferramenta *Slope*, presente na extensão *3D Analyst Tools*. Como dado de entrada, foram utilizadas as imagens de elevação do SRTM, com resolução de 30m (1 arc-segundos). As imagens SRTM que abrangem a área de estudo estão divididas em cenas que foram mosaicadas e serviram de dado de entrada para geração do PI de declividade em percentual. Como as imagens SRTM estão referenciadas ao Datum WGS 84, no sistema de coordenadas geográficas em graus decimais, após a geração dos PIs de declividade, também foi necessário realizar a conversão para o sistema de coordenadas projetadas cônica Albers de Igual Área para a América do Sul.

Os procedimentos metodológicos adotados foram semelhantes à caracterização do uso e ocupação: geração do mosaico, seguido da geração do PI, recorte das áreas de interesse e, por último, a conversão de projeção e sistema de coordenadas, para possibilitar a quantificação das classes de declividades nas

bacias. Para fatiar as cartas de declividade geradas, adotou-se como referência a classificação da declividade das formas de relevo proposta pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA (Tabela 4.3).

Tabela 4.3 – Classificação da declividade das formas de relevo utilizadas para caracterização das bacias

Classes de Declividade	Tipo de relevo
0 a 3%	Plano
3 a 8%	Suave ondulado
8 a 20%	Ondulado
20 a 45%	Forte ondulado
45 a 75%	Montanhoso
> 75%	Escarpado

Fonte: EMBRAPA (1979).

4.2.4.3 Solos

Para caracterizar os solos das bacias hidrográficas, foi utilizado o mapa pedológico do Brasil em escala 1:250.000, que foi compilado e disponibilizado pelo IBGE (2019). Tal mapa apresenta os tipos de solos ocorrentes no Brasil, classificados até o 4º nível categórico do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos - SiBCS. Segundo a EMBRAPA (2018, p. 75), “o nível categórico de um sistema de classificação de solos é um conjunto de classes definidas segundo atributos diagnósticos em um mesmo nível de generalização ou abstração e inclui todos os solos que satisfizerem a essa definição”. Ainda segundo a EMBRAPA (2018), os níveis categóricos adotados no SiBCS são seis: 1º nível categórico (ordens), 2º nível categórico (subordens), 3º nível categórico (grandes grupos), 4º nível categórico (subgrupos), 5º nível categórico (famílias) e o 6º nível categórico (séries), este último ainda carecendo de definição de conceitos.

Na presente pesquisa, as bacias foram caracterizadas quanto à sua ordem pedológica, que se refere ao 1º nível categórico do SiBCS. Este nível engloba 13 classes (Quadro 4.3), separadas principalmente pela presença ou ausência de horizontes diagnósticos que refletem a natureza do meio ambiente e diferenças relacionadas a processos pedogenéticos (EMBRAPA, 2018).

Quadro 4.3 – Descrição das classes, elementos formativos e significados dos nomes das classes referentes ao 1º nível categórico de solos, segundo o SiBCS, presentes no mapa pedológico do Brasil, utilizado para caracterizar as bacias

Classes (nível de ordem)	Elementos formativos	Termos de conotação e de memorização
ARGISSOLO	ARGI	Do latim <i>argilla</i> , “argila”; conotativo de solos com processo de acumulação de argila.
CAMBISSOLO	CAMBI	Do latim <i>cambiare</i> , “trocar”, “mudar”; conotativo de solos em formação (transformação). Horizonte B incipiente.
CHERNOSSOLO	CHERNO	Do russo <i>cherniy</i> , “preto”; conotativo de solos ricos em matéria orgânica, com coloração escura.
ESPODOSSOLO	ESPODO	Do grego <i>spodos</i> , “cinza vegetal”; conotativo de solos com horizonte de acumulação iluvial de matéria orgânica associada à presença de alumínio. Horizonte B espódico.
GLEISSOLO	GLEI	Do russo <i>gley</i> , “massa do solo pastosa”; conotativo de excesso de água. Horizonte glei.
LATOSSOLO	LATO	Do latim <i>lat</i> , “tijolo”; conotativo de solos muito intemperizados. Horizonte B latossólico.
LUVISSOLO	LUVI	Do latim <i>luere</i> , “lavar”; conotativo de translocação de argila. Horizonte B textural com alta saturação por bases e Ta.
NEOSSOLO	NEO	Do grego <i>neo</i> , “novo”; conotativo de solos com pouco desenvolvimento pedogenético.
NITOSSOLO	NITO	Do latim <i>nitidus</i> , “brilhante”; conotativo de superfícies brilhantes nas unidades estruturais. Horizonte B nítico.
ORGANOSSOLO	ORGANO	Do latim <i>organicus</i> , “pertinente ou próprio dos compostos de carbono”; conotativo de solos com maior expressão da constituição orgânica. Horizonte H ou O.
PLANOSSOLO	PLANO	Do latim <i>planus</i> , “plano”; conotativo de solos desenvolvidos em planícies ou depressões com encharcamento estacional. Horizonte B plânico.
PLINTOSSOLO	PLINTO	Do grego <i>plinthos</i> , “ladrilho”; conotativo de materiais argilosos coloridos que endurecem quando expostos ao ar. Horizonte plíntico.
VERTISSOLO	VERTI	Do latim <i>vertere</i> , “virar”, “inverter”; conotativo de movimento de material de solo na superfície e que atinge a subsuperfície (expansão/contração). Horizonte vértico.

Fonte: EMBRAPA (2018).

Para extrair as informações de interesse da área de estudo, foi realizado o recorte no *shapefile* do referido mapa pedológico do Brasil por meio da ferramenta *Geoprocessing > Clip*, e posteriormente foi aplicada a ferramenta *Dissolve* na tabela de atributos para deixar apenas a camada da classificação dos solos referente ao atributo de interesse, ou seja, a sua ordem pedológica. Em seguida, foi executada a conversão do arquivo para o sistema de coordenadas projetadas cônica Albers de Igual Área para a América do Sul e, por fim, foi realizado o cálculo da área ocupada pelos respectivos tipos de solo dentro de cada uma das 1.290 bacias.

4.2.4.4 Clima

A ocorrência de tipos climáticos nas bacias foi quantificada por meio da utilização do mapa produzido por Alvares et al. (2013). O referido trabalho apresenta os tipos climáticos de todo o Brasil com base na temperatura e na precipitação mensal de 2.950 estações meteorológicas, fornecidas pelo INMET e outras instituições. O mapa de Alvares et al. (2013) é disponibilizado pelo IPEF – Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais no formato matricial e apresenta 12 classes (Quadro 4.4). Após baixar o arquivo matricial (*raster*) dos tipos climáticos do Brasil, no ArcGIS®, foi realizada a conversão para o formato vetorial (*shapefile*) e, em seguida, foram seguidos os mesmos procedimentos realizados com o mapa de solos.

Quadro 4.4 – Descrição das principais características dos tipos climáticas segundo a classificação de Koppen ocorrentes na área de estudo. Existem outras classes, porém, não ocorrem na área de estudo (Continua)

Classe	Características principais
Af	Clima tropical úmido ou superúmido, sem estação seca, sendo a temperatura média do mês mais quente superior a 18°C.
Am	Clima tropical úmido ou subúmido. É uma transição entre o tipo climático Af e Aw. Caracteriza-se por apresentar temperatura média do mês mais frio sempre superior a 18°C apresentando uma estação seca de pequena duração que é compensada pelos totais elevados de precipitação.
As	Clima tropical quente e úmido, com estação seca no inverno. É caracterizado pela ausência de chuvas de verão e sua ocorrência no "inverno" (que corresponde à estação chuvosa e não ao inverno propriamente dito).

Quadro 4.4 – Descrição das principais características dos tipos climáticas segundo a classificação de Koppen ocorrentes na área de estudo. Existem outras classes, porém, não ocorrem na área de estudo (Conclusão)

Classe	Características principais
Aw	Clima tropical, com inverno seco. Apresenta estação chuvosa no verão, de novembro a abril, e nítida estação seca no inverno, de maio a outubro (julho é o mês mais seco).
Cfa	Clima subtropical, com verão quente. As temperaturas são superiores a 22°C no verão e com mais de 30 mm de chuva no mês mais seco.
Cfb	Clima temperado, com verão ameno. Chuvas uniformemente distribuídas, sem estação seca e a temperatura média do mês mais quente não chega a 22°C.
Cwa	Clima subtropical de inverno seco (com temperaturas inferiores a 18°C) e verão quente (com temperaturas superiores a 22°C).
Cwb	Clima subtropical de altitude, com inverno seco e verão ameno. A temperatura média do mês mais quente é inferior a 22°C.
Cwc	Clima subtropical úmido com verão curto e ameno.

Fonte: Alvares et al. (2013).

4.2.4.5 Biomas

A caracterização das bacias hidrográficas quanto aos biomas se deu por meio da utilização do *shapefile* de biomas do Brasil, na escala de 1:100.000, disponibilizado no portal do Projeto Mapbiomas. Foram utilizadas ferramentas de geoprocessamento para recortar, dissolver os arquivos vetoriais, reprojetar e calcular a área ocupada pelos biomas dentro de cada bacia hidrográfica da área de estudo, conforme procedimentos descritos no tópico 4.2.4.3.

4.2.5 Delineamento prévio das ecorregiões

Após a caracterização das 1.290 bacias hidrográficas (das estações e otobacias nível 5), estas foram agrupadas com base na semelhança de seus atributos (OMERNIK, 1987; HUO, 2014), ou seja, foram agrupadas as áreas que apresentaram similaridades quanto ao clima, aos biomas, à declividade e ao tipo de solo. Foram realizados procedimentos em ambiente SIG, envolvendo técnicas estatísticas e análises espaciais para possibilitar o agrupamento de áreas de acordo

com os atributos pré-estabelecidos, utilizando-se os *softwares* Excel®, MATLAB® R2015a, Statistica® 13.5 e ArcGIS®.

Inicialmente, no Excel®, foram elaboradas planilhas contendo a porcentagem de área que cada classe de atributo ambiental (biomas, clima, declividade e tipo de solo) ocupa em cada uma das 1.290 bacias hidrográficas. Tais planilhas foram compiladas em único arquivo contendo na primeira coluna a identificação da bacia e nas demais colunas o percentual de área de cada uma das classes dos atributos.

A análise de agrupamento foi realizada no *software* Statistica®. Utilizou-se a técnica de agrupamento aglomerativo hierárquico, que não exige a especificação inicial do número de grupos, apresenta saída na forma de dendrograma (HAIR et al., 2009) e se destaca na análise de dados fisiográficos multivariados (LANDIM, 2011). Para definir a medida de distância e o método de ligação a serem utilizados na análise de agrupamento, empregou-se o coeficiente de correlação cofenética, proposto por Sokal e Rohlf (1962). Foram testados os métodos de ligação simples, completo, média, mediana, Ward e centroide, em conjunto com as medidas de ligação euclidiana e euclidiana quadrada.

A planilha síntese dos atributos das bacias hidrográficas foi inserida no MATLAB® R2015a para realização dos cálculos do coeficiente de correlação cofenética, dado pela Equação 1, implementada no *software* por meio da função *cophenet*.

$$c = \frac{\sum_{i < j} (Y_{ij} - \bar{y})(Z_{ij} - \bar{z})}{\sqrt{\sum_{i < j} (Y_{ij} - \bar{y})^2 \sum_{i < j} (Z_{ij} - \bar{z})^2}} \quad \text{Equação 1}$$

Em que:

c: coeficiente de correlação cofenética;

Y_{ij} : distância entre os objetos i e j da matriz original;

Z_{ij} : distância cofenética entre os objetos i e j após o agrupamento;

\bar{y} : média das distâncias de originais;

\bar{z} : média das distâncias após o agrupamento.

O coeficiente de correlação cofenética varia entre 0 e 1, sendo que, quanto mais próximo de 1, melhor será a solução (medida de distância e o método de ligação). Portanto, foi escolhida a combinação do método de ligação e da medida de

distância com coeficiente de correlação cofenética mais elevado, ou seja, mais próximo do valor 1,0.

Após a definição do método de ligação e da medida de distância, a planilha síntese dos atributos foi inserida no *software* Statística® 13.5 para realização da análise de agrupamento, em seguida, foi elaborado o dendrograma. Para definir o número de grupos, estabeleceu-se uma linha de corte no dendrograma. Adotou-se como o ponto da linha de corte o valor médio da distância Euclidiana encontrada, conforme sugerem Hair et al. (2009), Johnson e Wichern (1982) e Vicini (2005).

Os agrupamentos resultantes foram espacializados no ArcGIS®. Os dados gerados no Statística® 13.5 foram dispostos em uma planilha do Excel® e, em seguida, inseridos na tabela de atributos do *shapefile* das bacias hidrográficas por meio do comando *Join > Spatial Join > Join features > Join Operation*. Assim, com a informação dos agrupamentos em um campo específico da tabela de atributos, o *shapefile* das bacias hidrográficas foi reclassificado e apresentou o mapa preliminar das ecorregiões.

O mapa preliminar de ecorregiões foi analisado e submetido a um refinamento inicial. A área de cada ecorregião foi calculada e constatou-se a existência de ecorregiões formadas por bacias dispersas entre si (não contíguas) e com áreas irrelevantes para a escala adotada (até 1.000 ha). Estas ecorregiões pequenas e dispersas foram unificadas com outras maiores e que estivessem espacialmente próximas. Portanto, com os dados da tabela de áreas e por meio de uma análise visual, este refinamento inicial foi executado em todo o mapa preliminar de ecorregiões.

4.2.6 Determinação das concentrações basais de N e P nas ecorregiões

A determinação das concentrações basais dos nutrientes nas ecorregiões foi realizada por meio de modelos de regressão linear, utilizando dados de usos antrópicos do solo e as medianas das concentrações de nutrientes nas estações de monitoramento. Foram realizados procedimentos estatísticos para “remover” a influência humana em cada bacia e analisar as concentrações de nutrientes esperadas (basais) como resultado das contribuições naturais das bacias de

drenagem, conforme sugerem Dodds e Oakes (2004). Esta etapa foi realizada com auxílio dos *softwares* ArcGIS®, Excel® e Statistica® 13.5.

A regressão linear é amplamente utilizada para analisar relações entre a variável independente/preditora (x) e a dependente/resposta (y), que na presente pesquisa foram os usos antrópicos na bacia e os nutrientes, respectivamente. Tal relação pode ser expressa em um gráfico de dispersão com pares de valores (x_i, y_i) , com os y_i em ordenada e os x_i em abcissa. Cada par de valores fornece um ponto e, com o Método dos Mínimos Quadrados – MMQ, é calculada a linha de tendência que melhor se ajusta à nuvem de distribuição de pontos (LANDIM, 2011). A função mais simples para descrever a relação dessas variáveis é assumindo que Y é uma função linear de X (GOTELLI; ELLISON; 2011), conforme expressa a Equação 2:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 * X \quad \text{Equação 2}$$

Em que:

Y : valor da variável resposta;

β_0 : intercepto;

β_1 : inclinação da reta;

X : valor da variável preditora.

O modelo de regressão linear deve atender a quatro pressupostos para que o MMQ gere estimativas não tendenciosas de todos os parâmetros do modelo (GOTELLI; ELLISON, 2011). Os pressupostos da regressão linear são:

1. O modelo linear descreve corretamente a relação funcional entre X e Y . Trata-se do pressuposto fundamental: linearidade.
2. A variável X é medida sem erros. Em outras palavras, as variáveis foram medidas adequadamente, ou seja, assume-se que não há erro sistemático de mensuração.
3. Para qualquer dado valor de X , os valores de Y amostrados são independentes e com erros com distribuição normal. Refere-se ao pressuposto da normalidade, que permite usar a teoria paramétrica para construir intervalos de confiança e testes de hipótese com base na razão-F.
4. Variâncias são constantes (homogêneas) ao longo da linha de regressão. Refere-se ao pressuposto da homoscedasticidade, em que

o termo de erro é o mesmo em todos os valores das variáveis independentes.

Para elaborar os modelos de regressão, inicialmente, no ArcGIS®, foi realizada a plotagem das estações de monitoramento sobre o *shapefile* das ecorregiões previamente delineadas e, em seguida, extraiu-se a informação acerca de quantas e quais estações estavam inseridas em cada ecorregião. Para cada ecorregião foi organizada uma planilha no Excel® contendo as estações de monitoramento a ela pertencente, com as suas respectivas concentrações medianas dos nutrientes (fósforo, nitrato, nitrito ou nitrogênio amoniacal) em todo o período de dados disponíveis, bem como os percentuais de categorias de uso e cobertura do solo das respectivas bacias de drenagem.

As classes de usos antrópicos do solo mostradas no Quadro 3.2 foram reorganizadas para serem utilizadas nos modelos de regressão linear. Em tais modelos foram consideradas as seguintes classes de usos antrópicos: área urbana, agropecuária e pastagens. A classe “Infraestrutura Urbana”, do Quadro 3.2, foi aqui denominada de área urbana. Foram enquadradas como agropecuária as classes nível 2: “Agricultura” e “Pastagens”, com as suas subclasses Agricultura Anual, Agricultura Semi-Perene, Mosaico de Cultivos e Pastagens em Campos Naturais e Outras Pastagens. Já o uso antrópico “pastagens” englobou somente a classe nível 2 “Pastagens”, com as suas subclasses Pastagens em Campos Naturais e Outras Pastagens.

Nos modelos de regressão linear, os dados de entrada considerados foram: nutrientes (fósforo, nitrato, nitrito ou nitrogênio amoniacal), como variáveis dependentes/resposta (y); e o percentual de uso antrópico (área urbana, agropecuária ou pastagens) na bacia de drenagem da estação de monitoramento, como variável independente/preditora (x). Para cada ecorregião, foram testados 16 modelos de regressão linear diferentes no *software* Statistica® 13.5 (Quadro 4.3). O intercepto destes modelos de regressão foi então estimado e assumiu-se que este representa as concentrações basais de nutrientes nas bacias, seguindo os procedimentos descritos por Dodds e Oakes (2004).

Quadro 4.3 – Dados de entrada dos modelos de regressão linear elaborados para cada ecorregião delimitada

Modelo de Regressão	Variável dependente – Y	Variável(eis) independente(s) – X
1	Fósforo total	% de área urbana e % de agropecuária
2	Fósforo total	% de área urbana
3	Fósforo total	% de agropecuária
4	Fósforo total	% de pastagens
5	Nitrato	% de área urbana e % de agropecuária
6	Nitrato	% de área urbana
7	Nitrato	% de agropecuária
8	Nitrato	% de pastagens
9	Nitrito	% de área urbana e % de agropecuária
10	Nitrito	% de área urbana
11	Nitrito	% de agropecuária
12	Nitrito	% de pastagens
13	Nitrogênio Amoniacal	% de área urbana e % de agropecuária
14	Nitrogênio Amoniacal	% de área urbana
15	Nitrogênio Amoniacal	% de agropecuária
16	Nitrogênio Amoniacal	% de pastagens

Todos os pressupostos da regressão linear foram verificados por meio de testes específicos no *software* Statistica® 13.5 e, em caso de não atendimento, o modelo foi descartado. Para atender a esses pressupostos, as medianas das concentrações de nutrientes foram previamente transformadas por meio do cálculo do seu logaritmo de base 10, conforme sugerem Gotelli e Ellison (2011). Isso fez com que os dados apresentassem distribuições normais (teste de Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk, $p > 0,05$) e evitou interceptos negativos que levariam a concentrações negativas e, portanto, sem sentido prático (DODDS; OAKES, 2004). Além disso, todos os modelos também tiveram os seus gráficos de resíduos gerados e analisados (verificação da dispersão, *outliers*), para verificar o atendimento aos pressupostos.

A significância da regressão também foi testada por meio da análise de variância (ANOVA), empregando a distribuição F de Fischer-Snedecor e estimando e analisando o valor de p, conforme sugerido por diversos autores (GOTELLI; ELLISON, 2011; LANDIM, 2011; SOKAL; ROLHF, 1981). Se o valor de F calculado > F tabelado, rejeitou-se a hipótese nula e concluiu-se que a regressão é significativa. O nível de significância adotado em todas as análises estatísticas foi de 95%. Isto é, resultados estatísticos significantes apresentaram valor $p < 0,05$.

Por fim, foram escolhidos os modelos que atenderam aos pressupostos da regressão e que apresentaram significância estatística. Em caso de mais de um modelo aprovado para o mesmo nutriente na mesma ecorregião, foi escolhido o modelo que apresentou a significância mais elevada e o menor valor de p.

4.2.7 Delineamento final das ecorregiões e determinação das concentrações basais de N e P

Esta etapa buscou o refinamento final das ecorregiões preliminares (descritas no tópico 4.2.5) e das concentrações basais dos nutrientes. Em algumas ecorregiões, não foi possível estabelecer as concentrações basais de nutrientes por meio dos modelos de regressão linear (tópico 4.2.6) pelos seguintes motivos:

- Situação A – A ecorregião não possuía nenhuma estação de monitoramento em sua área de abrangência, ou possuía uma quantidade insuficiente de dados, que não permitiram a elaboração dos modelos de regressão linear (e.g. apenas três dados); ou
- Situação B – A ecorregião dispunha de dados, porém, o modelo de regressão linear para estimativa das concentrações basais de nutrientes na ecorregião não foi aprovado nos testes estatísticos.

Sendo assim, para estes casos, houve a necessidade de estimar as concentrações basais por outros métodos, baseados no BPJ (USEPA, 2000), conforme detalhado e hierarquizado abaixo:

- Primeiro critério – Foi observada a localização da ecorregião no dendrograma e, caso esta ecorregião (enquadrada na situação A ou B) estivesse próxima de outra ecorregião com dados, no limite de distância de 5% para além da linha de corte do dendrograma (descrito

no tópico 4.2.5), elas foram unificadas. Se os novos modelos de regressão elaborados com os dados das ecorregiões unificadas também não foram aprovados (situação B), partiu-se para o segundo critério.

- Segundo critério –Foram adotadas, como concentrações basais, as medianas das concentrações de nutrientes da estação de monitoramento com mais de 70% da área de sua bacia ocupada por formações naturais. Nos casos em que não havia nenhuma estação com bacia de drenagem coberta por no mínimo 70% de formações naturais, partiu-se para o terceiro critério.
- Terceiro critério – Foi adotada a menor mediana observada nas estações situadas na ecorregião em análise, independentemente do uso e cobertura do solo na bacia da estação selecionada.

Finalmente, após a execução do refinamento supracitado, o mapa de ecorregiões foi finalizado no ArcGIS® e cada ecorregião teve a sua concentração basal de fósforo total, nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal estabelecida. Cada ecorregião proposta também foi caracterizada quanto ao clima, biomas, declividade, tipos de solos e uso e cobertura do solo. As ferramentas e técnicas utilizadas para a caracterização final das ecorregiões foram as mesmas descritas nos tópicos 4.2.4.1 a 4.2.4.5.

5. RESULTADOS

5.1 Caracterização inicial das concentrações de nutrientes nas estações de monitoramento

A partir do banco de dados gerado pelo levantamento das informações das estações de qualidade da água nos estados de São Paulo e Minas Gerais, foi possível realizar uma avaliação inicial das concentrações de nutrientes observadas nos cursos d'água. De modo geral, entre os anos de 2000 e 2016, as concentrações dos nutrientes foram maiores nos rios de São Paulo do que nos rios de Minas Gerais (Tabela 5.1). Por exemplo, em relação ao fósforo total, as concentrações foram de 0,39 versus 0,12 mg/L (médias) e de 0,08 versus 0,04 mg/L (medianas), respectivamente nos dois estados. Para o nitrogênio amoniacal, as concentrações foram de 2,56 versus 0,76 mg/L (médias) e de 0,26 versus 0,10 mg/L (medianas), também respectivamente nos dois estados.

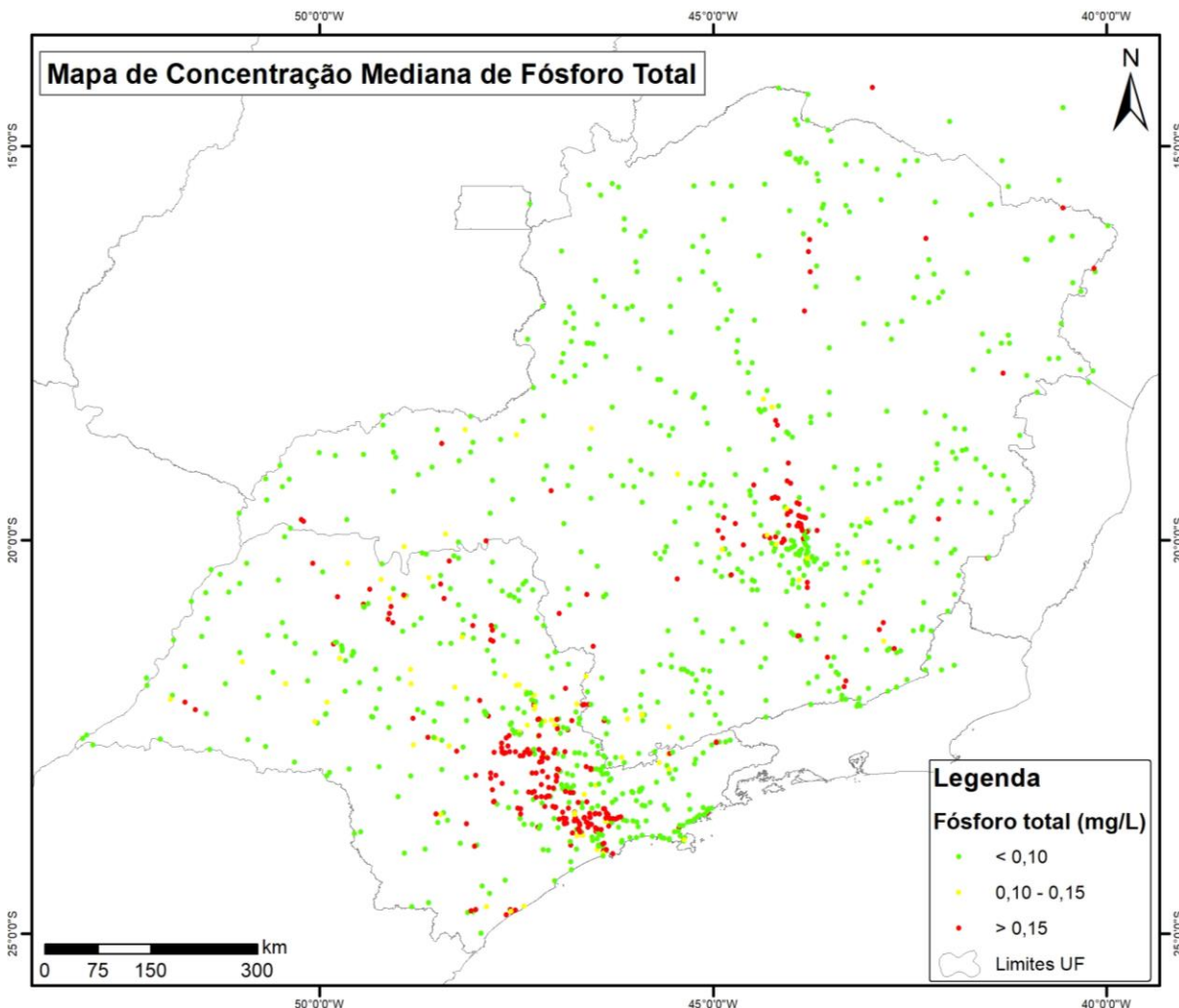
Tabela 5.1 – Número de estações, número de amostras e concentrações mínimas, máximas, médias e medianas de nutrientes observadas nas estações de monitoramento da qualidade da água de MG e SP entre 2000 e 2016

	UF	Fósforo Total	Nitrato	Nitrito	Nitrogênio Amoniacal
Número de Estações	MG	573	573	573	573
	SP	578	578	578	578
Número de Amostras	MG	28.118	28.163	18.881	27.228
	SP	30.958	30.182	30.156	30.364
Concentração mínima (mg/L)	MG	0,010	0,001	0,0005	0,001
	SP	0,001	0,002	0,0006	0,003
Concentração máxima (mg/L)	MG	9,2	28,2	3,3	63,7
	SP	51,0	45,0	26,6	30,0
Concentração média (mg/L)	MG	0,12	0,51	0,03	0,76
	SP	0,39	0,68	0,11	2,56
Concentração mediana (mg/L)	MG	0,04	0,23	0,01	0,10
	SP	0,08	0,37	0,03	0,26

As Figuras 5.1 a 5.4 ilustram em mapas as concentrações medianas de fósforo total, nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal observadas nas 1.151 estações de monitoramento da qualidade da água dos estados de MG e SP. As faixas de concentrações dos nutrientes mostradas nos mapas, basearam-se nos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, com a finalidade de permitir uma visualização inicial dos dados apoiada em padrões conhecidos.

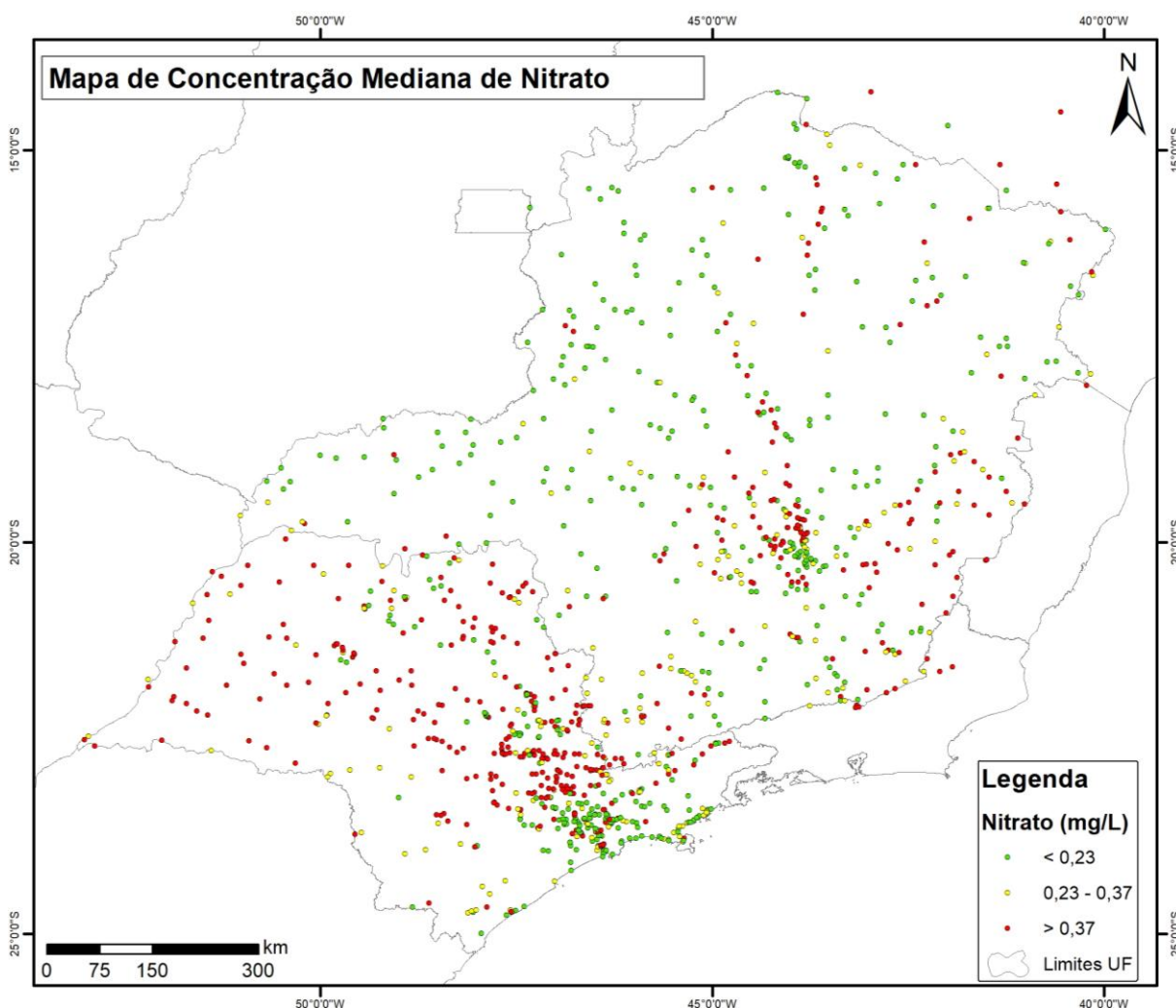
Em relação ao fósforo total, de um modo geral, cerca de 70% das estações apresentaram concentrações medianas até 0,1 mg/L. o passo que em torno de 7% das estações as concentrações medianas estiveram entre 0,1 mg/L a 0,15 mg/L e, por fim, cerca de 23% das estações apresentaram concentrações acima de 0,15 mg/L. As maiores concentrações observadas situam-se nas regiões metropolitanas de São Paulo-SP e Belo Horizonte-MG (Figura 5.1).

Figura 5.1 – Mapa com a concentração mediana de fósforo total nas 1.151 estações de monitoramento da qualidade da água dos estados de SP e MG



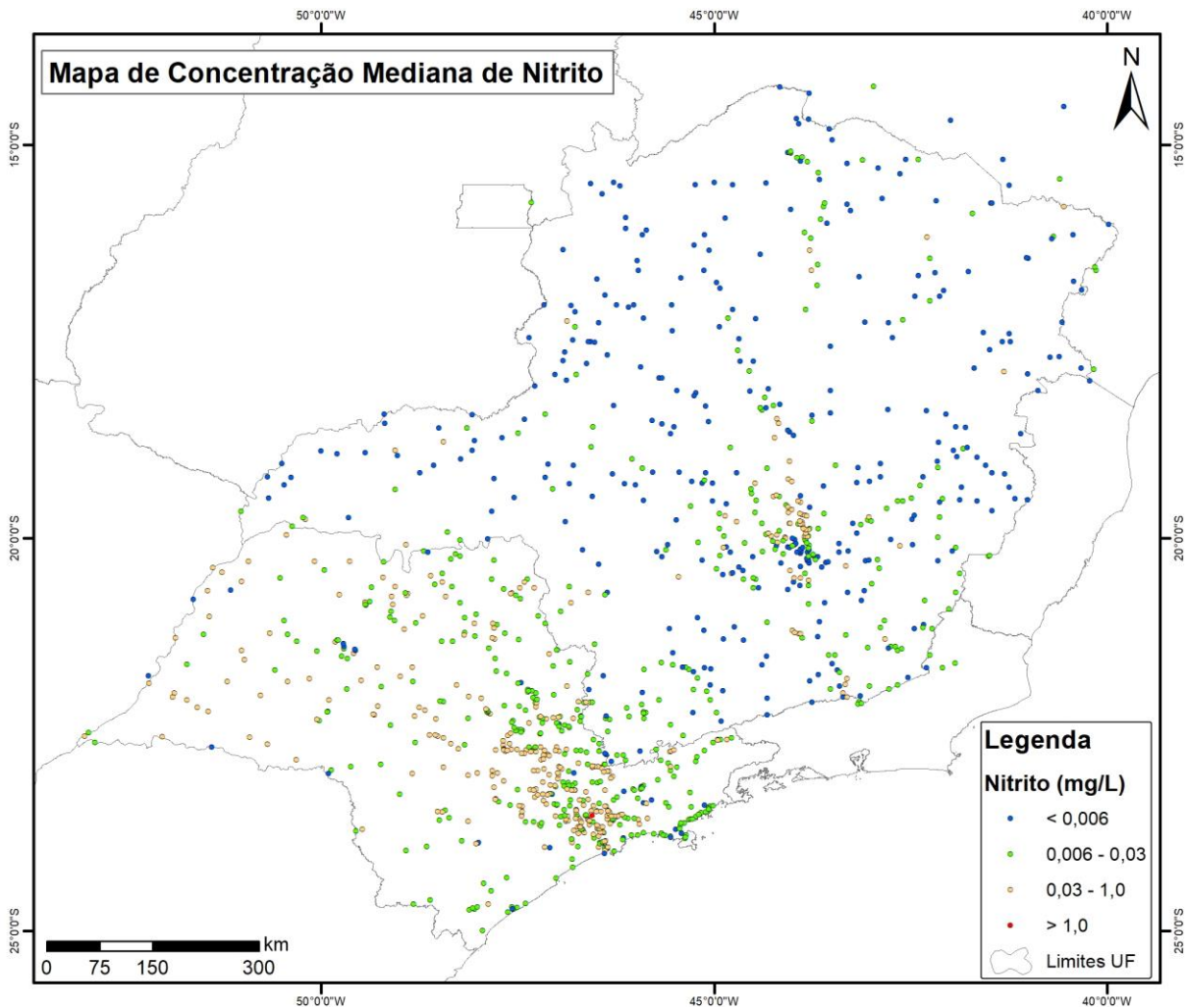
Quanto ao nitrato, nenhuma estação de monitoramento de MG e SP apresentou concentração mediana acima de 10,0 mg/L. Portanto, o mapa das concentrações medianas de nitrato nas estações (Figura 5.2) foi fatiado em classes que refletem a concentração mediana deste nutriente nos rios dos estados de Minas Gerais (0,23 mg/L) e São Paulo (0,37 mg/L).

Figura 5.2 – Mapa com a concentração mediana de nitrato nas 1.151 estações de monitoramento da qualidade da água dos estados de SP e MG



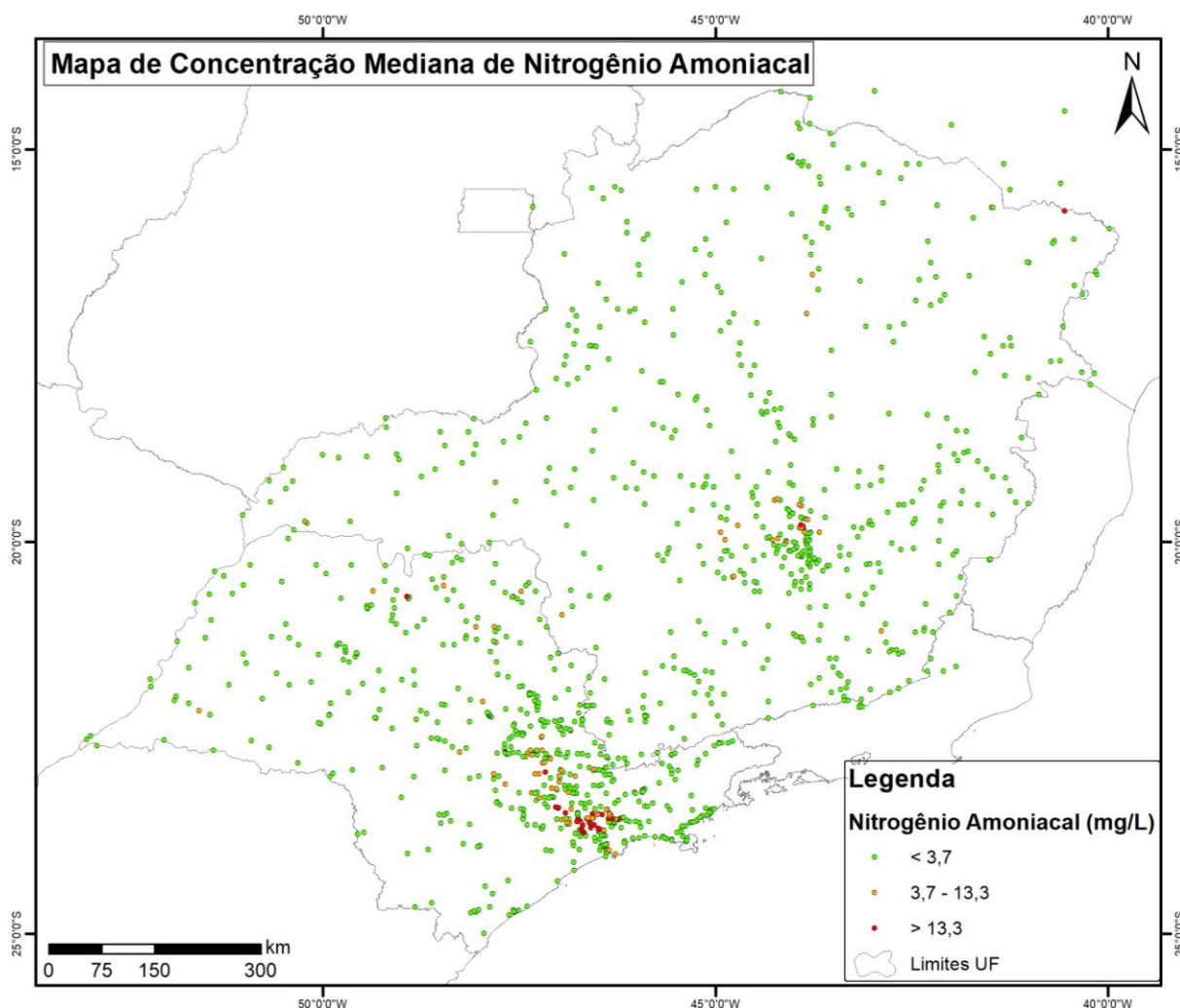
Em relação ao nitrito, as concentrações medianas deste nutriente nas estações não ultrapassaram, em geral, a concentração máxima permitida pela Resolução CONAMA nº 357/2005, exceto na estação DUVA 04900, situada na ponte Ely Lopes Meireles, no município de São Paulo, cuja concentração mediana foi de 15,20 mg/L. A Figura 5.3 apresenta o mapa com a concentração mediana deste nutriente nas estações.

Figura 5.3 – Mapa com a concentração mediana de nitrito nas 1.151 estações de monitoramento da qualidade da água dos estados de SP e MG



Em relação ao nitrogênio amoniacal (Figura 5.4), em cerca de 11% das estações ocorreram concentrações medianas superiores a 3,7 mg/L, que é a concentração máxima permitida pela legislação para águas de classe 1, com $\text{pH} \leq 7,5$. Em aproximadamente 3% das estações as concentrações medianas deste nutriente foram superiores a 13,3 mg/L, que é o limite máximo permitido pela legislação para águas de classe 3, com $\text{pH} \leq 7,5$, ou seja, a situação mais permissiva da legislação. As concentrações mais elevadas ocorreram principalmente na região metropolitana de São Paulo-SP.

Figura 5.4 – Mapa com a concentração mediana de nitrogênio amoniacal total nas 1.151 estações de monitoramento da qualidade da água dos estados de SP e MG



5.2 Delineamento das ecorregiões – análise de agrupamentos

A análise de agrupamentos foi realizada no *software* Statistica® 13.5 e visou agrupar as bacias hidrográficas das estações de monitoramento da qualidade da água e as ottobacias nível 5 que apresentaram maior nível de similaridade quanto aos fatores clima, biomas, declividade e tipos de solo. Esta análise de agrupamento teve como dados de entrada os valores percentuais de cada classe dos atributos supracitados e a saída foi o dendrograma com os agrupamentos de bacias, ou seja, os grupos de bacias que constituíram as possíveis ecorregiões de nutrientes na água.

Na Tabela 5.2, são apresentados os coeficientes de correlação cofenética obtidos para os diferentes métodos de ligação e medidas de distância. Nota-se que

dentre os testes realizados, a solução mais adequada para aplicar a técnica de agrupamento hierárquico foi adotar a medida de distância Euclidiana combinada com o método de ligação média, que apresentou o valor de 0,80. Segundo Rohlf (1970), correlações cofenéticas maiores que 0,7 são admissíveis para agrupamentos satisfatórios. As combinações entre distância euclidiana com ligação mediana e distância euclidiana com ligação centroide foram consideradas inadequadas, pois geraram árvore de cluster (dendrograma) não monotônica. Esse tipo de dendrograma não satisfaz à propriedade de desigualdade de triângulo, tornando a utilização do método aglomerativo hierárquico inadequada, conforme indicam Carlsson et al. (2018).

Tabela 5.2 – Análise cofenética realizada para as diferentes combinações de medidas de distância e métodos de ligação para agrupar as bacias

Distâncias	Métodos de Ligação					
	Simple	Completa	Média	Mediana	Centroide	Ward
Euclidiana	0,43	0,75	0,80	0,67*	0,80*	0,75
Quadrado da Distância Euclidiana	0,33	0,69	0,76	0,74	0,76	0,72

* Inadequada (vide explicação no texto)

O Apêndice A mostra o dendrograma gerado pelo método aglomerativo hierárquico, com a medida de distância euclidiana com ligação média, que representa o agrupamento das 1.290 bacias hidrográficas (bacias das estações e ottobacias nível 5) que recobrem a área de estudo.

A formação dos agrupamentos foi baseada na linha de corte realizada no dendrograma, que foi posicionada no valor médio da distância euclidiana. A definição desta linha de corte resultou em 39 grupos, denominados de ecorregiões preliminares. Após o refinamento e aplicação dos critérios descritos no tópico 4.2.7, o mapeamento final resultou em 19 ecorregiões consolidadas.

Na primeira fase do refinamento das ecorregiões, oito grupos (ecorregiões preliminares) foram desfeitos e reagrupados com outros maiores e mais próximos no dendrograma. Além das bacias constituintes destes grupos possuírem áreas menores que 1.000 ha, o que é irrelevante para a escala adotada na presente

pesquisa, elas eram espacialmente dispersas entre si, por isso foi feito o reagrupamento.

Na segunda fase do refinamento, sete grupos foram desfeitos e as bacias foram reagrupadas com outros grupos mais próximos no dendrograma, respeitando o critério de distância de até 5% para além da linha de corte (primeiro critério do refinamento final, descrito tópico 4.2.7). Estes grupos tiveram de ser reagrupados, pois não apresentavam, em suas áreas de abrangência, estações de monitoramento da qualidade da água, o que impossibilitaria a determinação das concentrações basais de nutrientes.

Finalmente, na terceira fase do refinamento, cinco grupos foram desfeitos. Dois grupos apresentaram apenas duas estações de monitoramento em sua área de abrangência, o que impossibilitou a elaboração de modelo de regressão linear. Para os outros três grupos, apesar de possuírem seis estações de monitoramento em seu território, os modelos de regressão lineares resultantes não foram aprovados nos testes estatísticos.

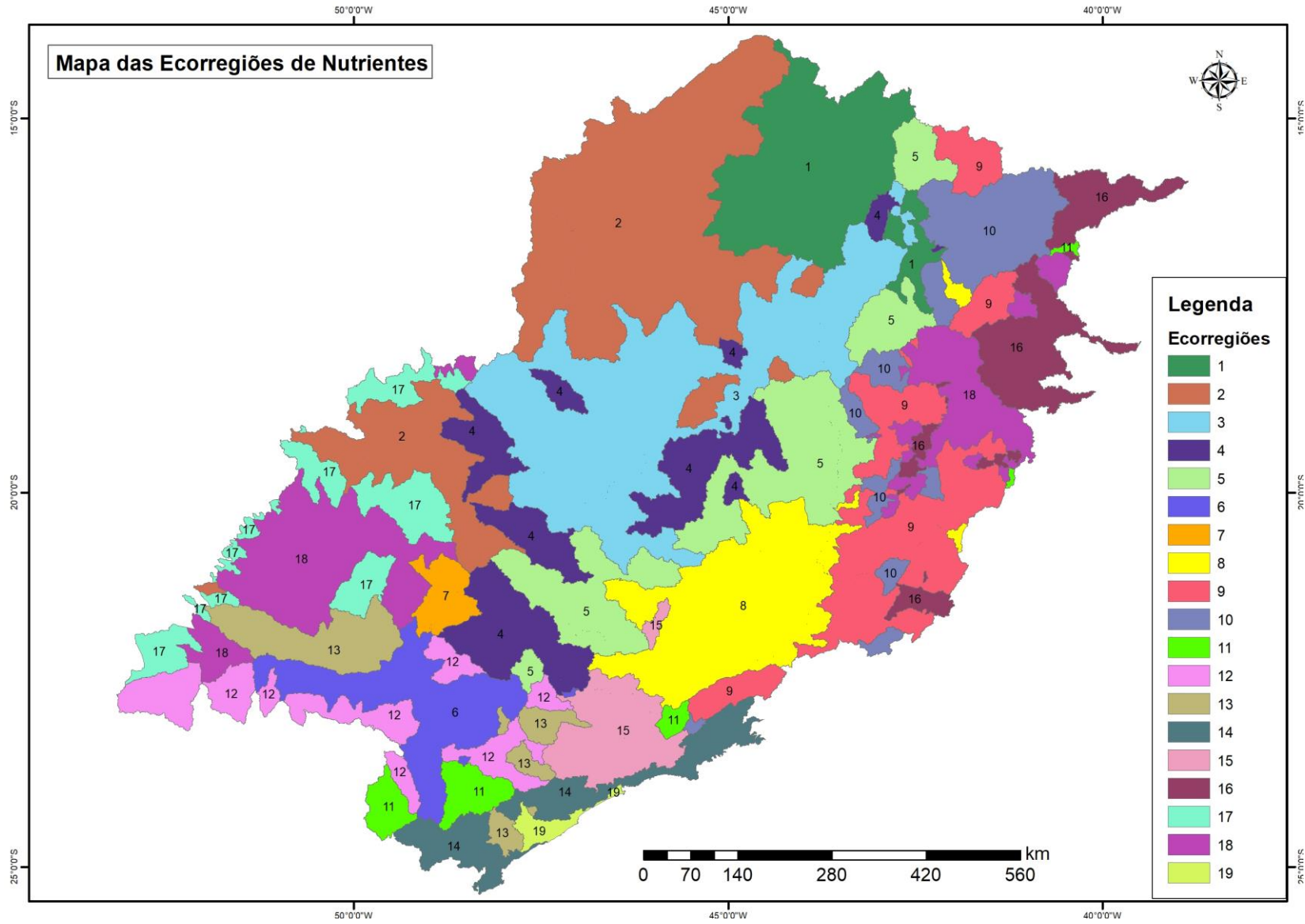
A Tabela 5.3 apresenta a síntese da proposta final, indicado a área de cada ecorregião mapeada e a quantidade de bacias nela inseridas, sejam elas bacias de drenagem das estações de monitoramento ou otobacias nível 5. A maior ecorregião delineada abrange uma área superficial de 144.619,39 km² e recebeu a nomenclatura de ecorregião 2. Esta ecorregião ocorre, principalmente, na porção norte do estado de Minas Gerais e é constituída por 128 bacias hidrográficas. A ecorregião 19 é a menor unidade mapeada, perfazendo uma área de 3.066,10 km². Esta ecorregião situa-se na porção sudeste do estado de São Paulo, em região litorânea, e é composta por 21 bacias hidrográficas. A ecorregião 18 é a que possui o maior número de bacias hidrográficas, sendo constituída por 275, abrangendo uma área de 69.184,57 km². A ecorregião 11 é constituída por apenas 6 bacias hidrográficas e abrange uma área de 12.631,46 km².

A Figura 4.5 ilustra o mapa final com as 19 ecorregiões delineadas na área de estudo. No Apêndice B é apresentado o mapa das ecorregiões em formato maior (folha A3).

Tabela 5.3 – Área de abrangência (em km²) das ecorregiões propostas para os estados de São Paulo e Minas Gerais e número de bacias hidrográficas inseridas em cada uma dessas ecorregiões

Ecorregião	Área (km²)	Número de bacias
1	61.974,13	149
2	144.619,39	128
3	107.039,94	65
4	57.591,24	39
5	69.751,83	23
6	32.214,36	30
7	7.157,61	24
8	58.422,16	47
9	64.238,78	148
10	38.609,58	64
11	12.631,46	6
12	30.906,30	35
13	24.527,75	27
14	22.790,45	31
15	21.700,68	16
16	35.574,87	109
17	31.502,68	53
18	69.184,57	275
19	3.066,10	21
Total	893.503,88	1.290

Figura 5.5 – Mapa das 19 ecorregiões propostas para os estados de Minas Gerais e São Paulo

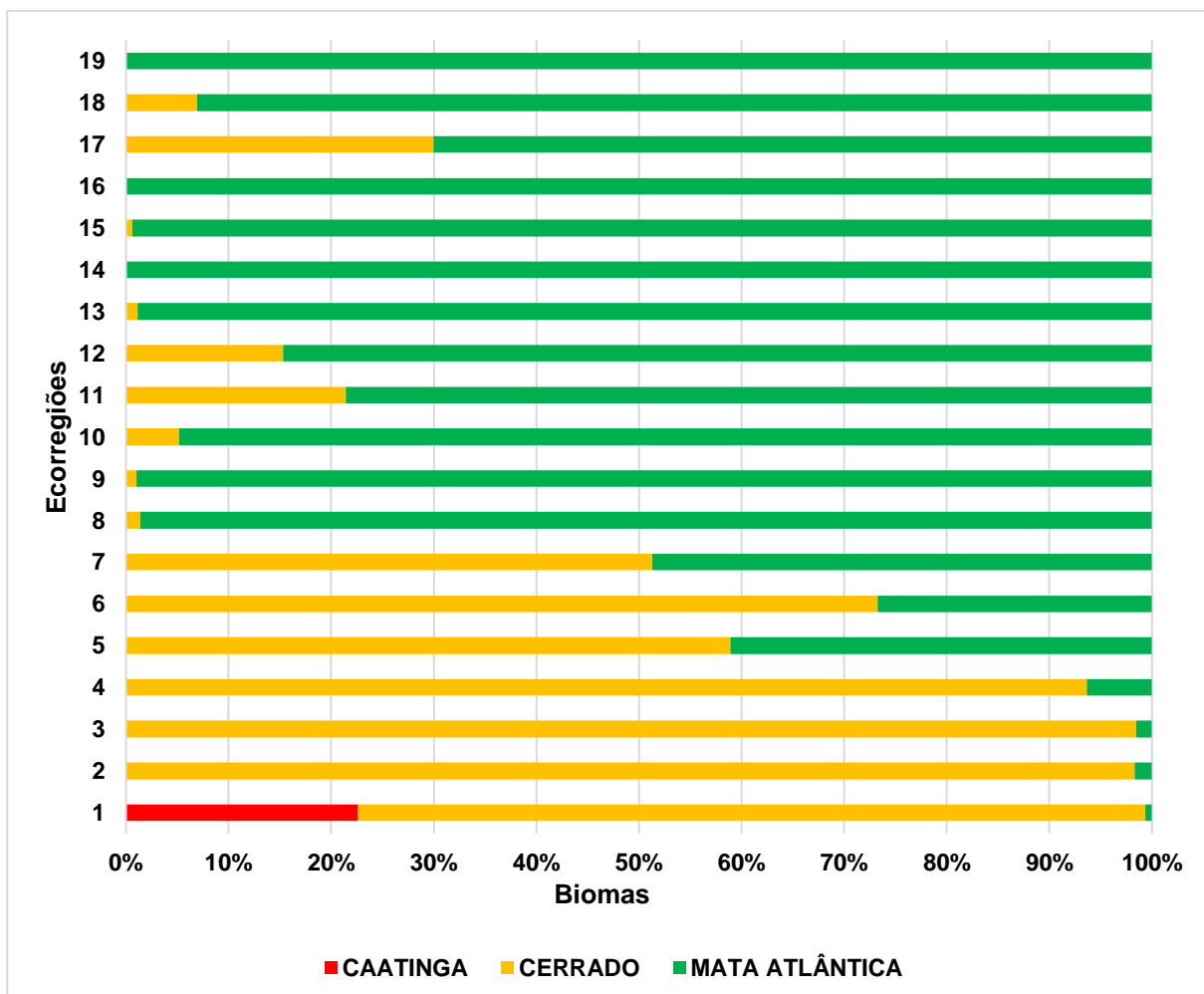


5.3 Caracterização das ecorregiões

As 19 ecorregiões mapeadas foram caracterizadas quanto ao bioma, clima, declividade, solos e uso e cobertura do solo. No Apêndice C, são apresentadas as tabelas com a área que cada classe dos atributos abrange em cada ecorregião.

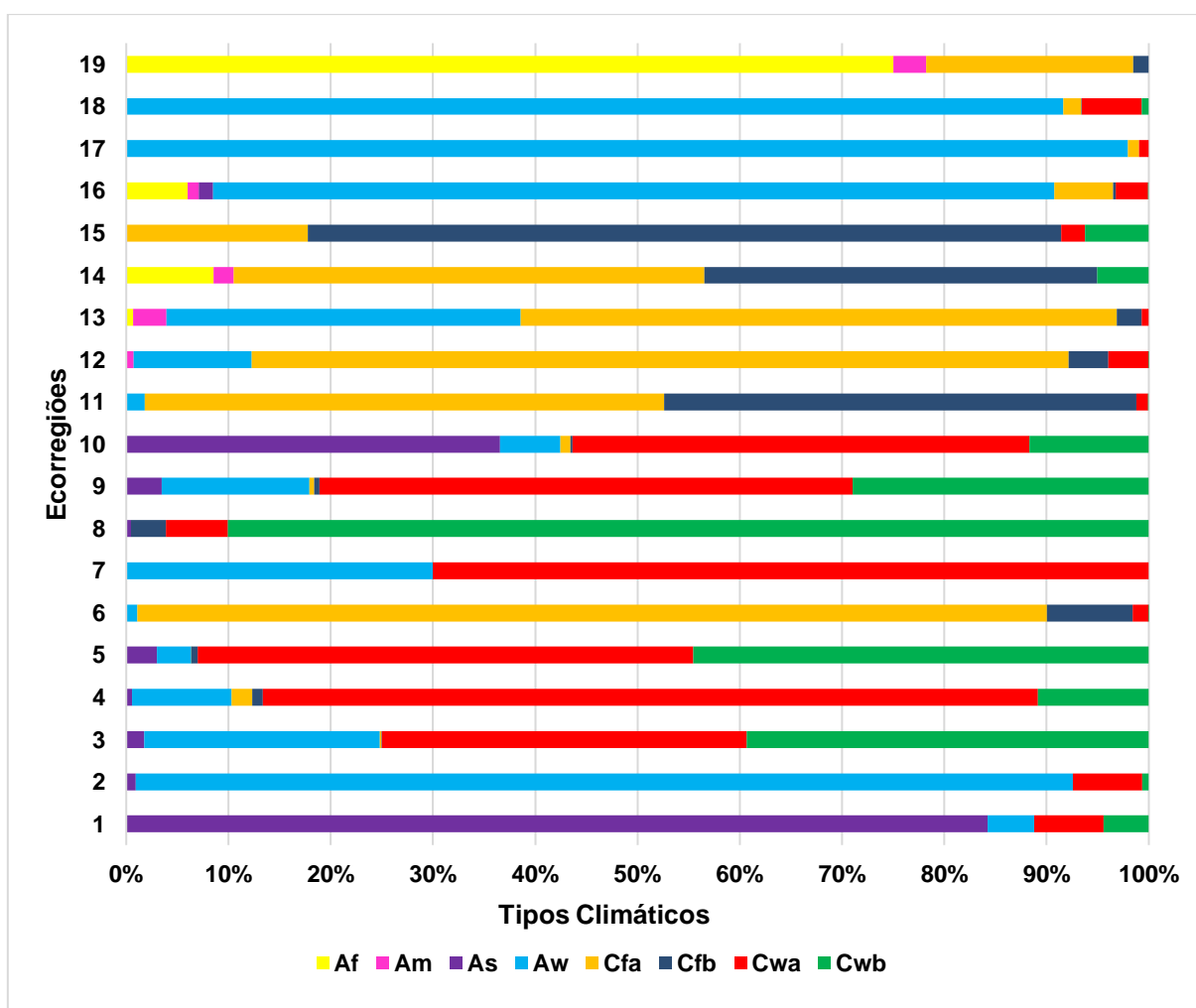
De modo geral, o bioma mata atlântica predomina nas ecorregiões (Figura 5.6). As ecorregiões 14, 16 e 19 estão totalmente inseridas em área de domínio do bioma mata atlântica. A mata atlântica também se mostra predominante nas ecorregiões 8, 9, 10, 13, 15 e 18, que apresentam mais de 90% do seu território inseridos neste bioma. As ecorregiões 2, 3 e 4 são predominantemente abrangidas pelo bioma cerrado, que perfaz mais de 90% de seus territórios. Já o bioma caatinga ocorre somente nas ecorregiões 1, 5 e 9, sendo que ele abrange aproximadamente 23% da área total da ecorregião 1. Tal bioma aparece, ainda, em pequenas manchas nas ecorregiões 5 e 9, com percentual inferior a 0,1% em cada uma.

Figura 5.6 – Distribuição percentual dos biomas nas ecorregiões



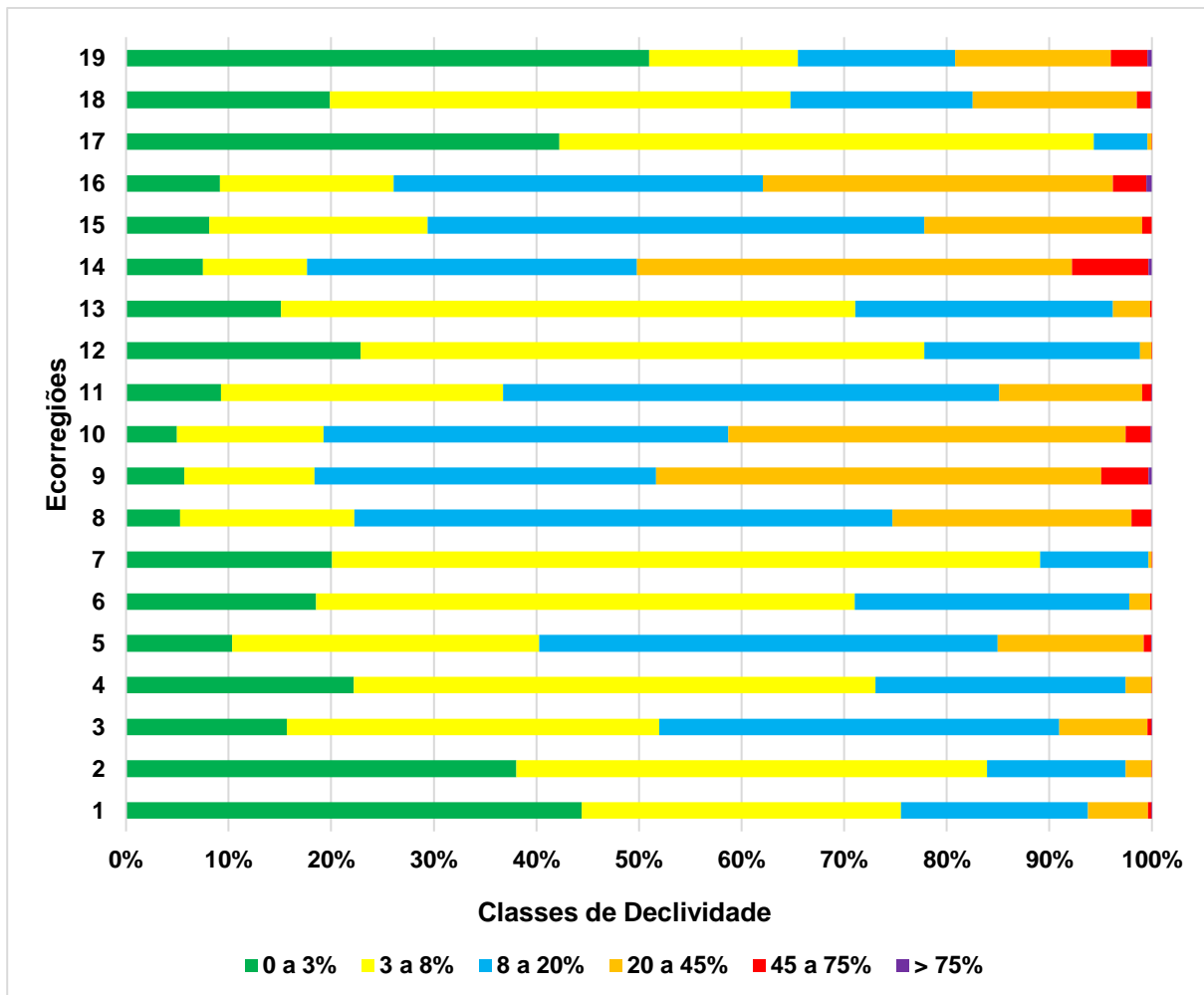
De um modo geral, as ecorregiões apresentaram diversidade de tipos climáticos, nenhuma ecorregião é constituída por um único tipo climático. Os principais tipos climáticos ocorrentes nas ecorregiões são o Aw, Cwa e Cwb (Figura 5.7). As ecorregiões 2, 16, 17 e 18 são predominantemente abrangidas pelo tipo climático Aw, que perfaz mais de 80% de seus territórios. O tipo climático Cwa perfaz mais de 50% das ecorregiões 4, 7 e 9. Mesmo que em pequenos percentuais, o clima Cwa ocorre em quase todas as ecorregiões, exceto nas ecorregiões 14 e 19. Por outro lado, os tipos climáticos menos ocorrentes nas ecorregiões são o Am e Af. O tipo climático Am é o que menos ocorre nas ecorregiões, a sua maior ocorrência é na ecorregião 13, ocupando cerca de 3% de seu território. A ecorregião 19 é predominantemente abrangida pelo tipo climático Af, ao passo que, nas ecorregiões 1 a 12, 15, 17 e 18 não ocorre este tipo climático.

Figura 5.7 – Distribuição percentual dos tipos climáticos nas ecorregiões



A classe de declividade que mais ocorreu nas ecorregiões é de terrenos suaves ondulados (3 a 8%) (Figura 5.8). Tal classe abrange mais de 50% do território de seis ecorregiões, seguida da classe de 8 a 20%. Nota-se que as ecorregiões 2, 4, 6, 7, 12, 13, 15 e 17 não possuem em sua área de abrangência terrenos escarpados, com declividades superiores a 75%. As demais ecorregiões apresentaram menos de 1% de seus territórios com essa declividade.

Figura 5.8 – Distribuição percentual das classes de declividades nas ecorregiões



Em relação aos tipos de solo, os latossolos e argissolos ocorrem em todas as ecorregiões mapeadas. Os latossolos ocorrem em mais de 50% dos territórios das ecorregiões 2, 4, 6, 9, 12, 16 e 17 (Figura 5.9). Em seguida, predomina o argissolo, ocupando mais de 60% das ecorregiões 7, 10, 13, 15 e 18. O cambissolo também ocorre com valores expressivos nas ecorregiões 3, 8, 14, 19. Por outro lado, o

vertissolo ocorre apenas na ecorregião 1, que possui 0,2% de seu território ocupado por esta classe pedológica.

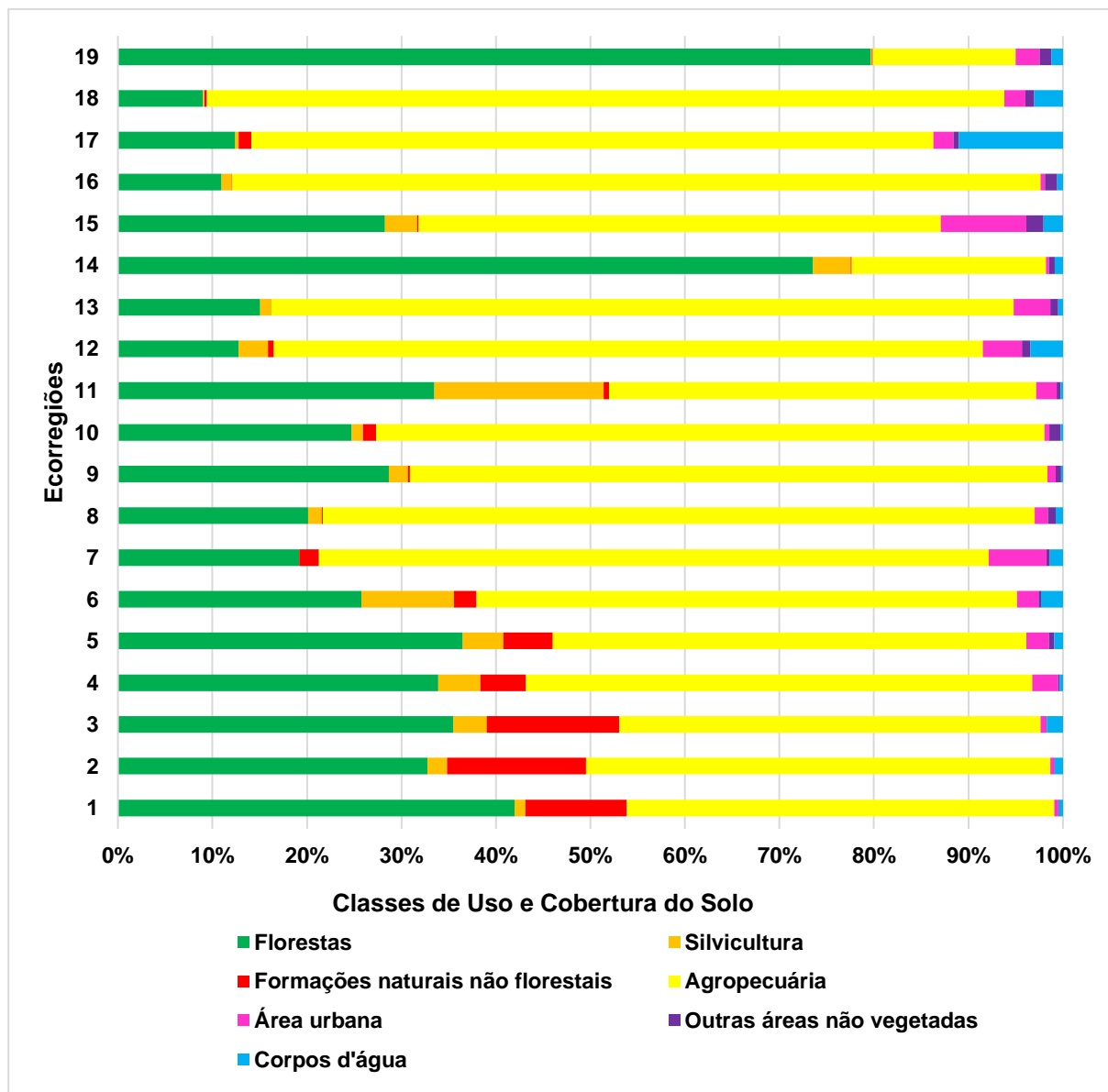
Figura 5.9 – Distribuição percentual das classes pedológicas nas ecorregiões



Em geral, em relação ao uso e cobertura do solo nas ecorregiões (Figura 5.10), a agropecuária é a classe predominante, seguida de florestas. As atividades agropecuárias ocupam mais de 70% da área das ecorregiões 7, 8, 10, 12, 13, 16, 17 e 18, com destaque para a ecorregião 16, que possui cerca de 86% de sua área coberta por esta classe. As ecorregiões 19 e 14 são as que mais apresentaram cobertura por florestas em seus territórios, na faixa dos 70-80% aproximadamente. As ecorregiões 1, 2 e 14 são as que possuem menos áreas urbanizadas em seu

território, por percentuais inferiores a 1%. Em contrapartida, a ecorregião 15 é a que tem mais áreas urbanizadas em seu território (cerca de 9%).

Figura 5.10 – Distribuição percentual das classes de uso e cobertura do solo nas ecorregiões



5.4 Concentrações basais de nutrientes nas ecorregiões

Ao todo, foram estimadas 76 concentrações basais de nutrientes. Entre elas, 51 concentrações foram estimadas por meio dos modelos de regressão linear, 14 foram estimadas com base na mediana da estação de monitoramento com o maior percentual de florestas em sua bacia (mínimo de 70%), e 11 com base na menor

mediana observada – independentemente do uso e cobertura do solo na bacia, conforme critérios detalhados no tópico 4.2.7. O Quadro 5.1 apresenta o detalhamento dos casos em que as concentrações basais foram estimadas por estes dois últimos métodos, ou seja, em que não foram estimadas por meio da regressão linear.

As ecorregiões 7 e 19 não dispunham de dados suficientes para elaborar os modelos de regressão linear. Na área de abrangência da ecorregião 19, há apenas quatro estações de monitoramento da qualidade da água e na ecorregião 7 existem apenas duas estações com dados que atendiam aos critérios estabelecidos nesta pesquisa. Já as demais ecorregiões mostradas no Quadro 4.1 dispunham de uma quantidade de dados que permitiu a elaboração de modelos de regressão linear, porém, os modelos resultantes não foram estatisticamente significativos.

Quadro 5.1 – Indicação do método utilizado para estimar a concentração basal de nutrientes em ecorregiões que não tiveram a sua concentração basal determinada por meio dos modelos de regressão linear

Ecorregião	Nutrientes	Método de determinação da concentração basal
1	Fósforo total, nitrato e nitrogênio amoniacal	Mediana da estação com maior percentual de florestas em sua bacia
7	Fósforo total, nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal	Menor mediana, independente do uso e cobertura do solo
10	Nitrato	Menor mediana, independente do uso e cobertura do solo
11	Fósforo total, nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal	Mediana da estação com maior percentual de florestas em sua bacia
12	Nitrato e nitrito	Menor mediana, independente do uso e cobertura do solo
13	Nitrato	Mediana da estação com maior percentual de florestas em sua bacia
14	Nitrogênio amoniacal	Mediana da estação com maior percentual de florestas em sua bacia
17	Fósforo total, nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal	Menor mediana, independente do uso e cobertura do solo
18	Nitrito	Menor mediana, independente do uso e cobertura do solo
19	Fósforo total, nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal	Mediana da estação com maior percentual de florestas em sua bacia

Do total de 304 modelos rodados, 51 foram aprovados nos testes estatísticos e foram utilizados para estimativa da concentração basal de nutrientes nas ecorregiões. O Quadro 5.2 apresenta as variáveis que foram utilizadas para estimar

as concentrações basais nas ecorregiões com base nos modelos aprovados nos testes estatísticos. Nota-se que para todos os casos utilizaram-se modelos de regressão linear simples, tendo em vista que os modelos regressão linear múltipla não apresentaram significância estatística para os pressupostos adotados.

Quadro 5.2 – Descrição das variáveis predictoras (x) e resposta (y) utilizadas para elaborar os modelos de regressão linear em cada ecorregião delineada na pesquisa. Para cada caso, são apresentados o erro padrão dos modelos e os respectivos valores de p (continua)

Ecorregião	Variável predictoradora (x)	Variável resposta (y)	Erro Padrão do modelo	p do modelo
1	% de pastagens	Nitrito	0,2051	0,0494
2	% de área urbana	Fósforo Total	0,1415	<0,0001
2	% de área urbana	Nitrato	0,0483	<0,0001
2	% de área urbana	Nitrito	0,1027	<0,0001
2	% de área urbana	Nitrogênio Amoniacal	0,0003	<0,0001
3	% de área urbana	Fósforo Total	0,0787	<0,0001
3	% de agropecuária	Nitrato	0,1454	0,0060
3	% de área urbana	Nitrito	0,1137	<0,0001
3	% de área urbana	Nitrogênio Amoniacal	0,00002	<0,0001
4	% de área urbana	Fósforo Total	0,2706	<0,0001
4	% de área urbana	Nitrato	0,3652	0,0160
4	% de área urbana	Nitrito	0,2811	0,0003
4	% de área urbana	Nitrogênio Amoniacal	0,2276	<0,0001
5	% de área urbana	Fósforo Total	0,2767	<0,0001
5	% de pastagens	Nitrato	0,2915	0,0026
5	% de área urbana	Nitrito	0,4291	<0,0001
5	% de área urbana	Nitrogênio Amoniacal	0,0861	<0,0001
6	% de área urbana	Fósforo Total	0,0359	<0,0001
6	% de agropecuária	Nitrato	0,0483	<0,0001
6	% de agropecuária	Nitrito	0,4115	0,0465
6	% de área urbana	Nitrogênio Amoniacal	0,0699	0,0001
8	% de área urbana	Fósforo Total	0,2234	<0,0001
8	% de área urbana	Nitrato	0,1561	0,0085
8	% de área urbana	Nitrito	0,1845	<0,0001
8	% de área urbana	Nitrogênio Amoniacal	0,0266	<0,0001
9	% de área urbana	Fósforo Total	0,2208	<0,0001
9	% de agropecuária	Nitrato	0,1095	0,0064
9	% de área urbana	Nitrito	0,1986	0,0001
9	% de área urbana	Nitrogênio Amoniacal	0,0057	<0,0001
10	% de área urbana	Fósforo Total	0,1764	<0,0001
10	% de área urbana	Nitrito	0,2184	0,0382
10	% de área urbana	Nitrogênio Amoniacal	0,1965	<0,0001
12	% de área urbana	Fósforo Total	0,4362	0,0054
12	% de área urbana	Nitrogênio Amoniacal	0,4560	0,0012

Quadro 5.2 – Descrição das variáveis preditoras (x) e resposta (y) utilizadas para elaborar os modelos de regressão linear em cada ecorregião delineada na pesquisa. Para cada caso, são apresentados o erro padrão dos modelos e os respectivos valores de p (conclusão)

Ecorregião	Variável preditora (x)	Variável resposta (y)	Erro Padrão do modelo	p do modelo
13	% de área urbana	Fósforo Total	0,2879	0,0012
13	% de área urbana	Nitrito	0,5158	0,0352
13	% de área urbana	Nitrogênio Amoniacal	0,4706	0,0067
14	% de área urbana	Fósforo Total	0,0774	<0,0001
14	% de área urbana	Nitrato	0,0498	0,0071
14	% de área urbana	Nitrito	0,0140	<0,0001
15	% de área urbana	Fósforo Total	0,2715	<0,0001
15	% de agropecuária	Nitrato	0,1386	<0,0001
15	% de área urbana	Nitrito	0,4060	<0,0001
15	% de área urbana	Nitrogênio Amoniacal	0,3839	<0,0001
16	% de área urbana	Fósforo Total	0,1975	0,0125
16	% de pastagens	Nitrato	0,2714	0,0337
16	% de área urbana	Nitrito	0,1299	0,0039
16	% de área urbana	Nitrogênio Amoniacal	0,2765	0,0300
18	% de área urbana	Fósforo Total	0,3876	0,0001
18	% agropecuário	Nitrato	0,3242	0,0267
18	% de área urbana	Nitrogênio Amoniacal	0,0416	<0,0001

Os interceptos dos modelos de regressão elaborados e aprovados nos testes estatísticos indicam as concentrações basais de nutrientes nas ecorregiões. Isto é, assumiu-se que a concentração de nutrientes esperada na ausência de atividades humanas pode ser obtida a partir da extrapolação linear para a origem (DODDS; OAKES, 2004; HSIEH; SHIU; CHIUEH, 2016). Assim, utilizando-se cada equação dos modelos de regressão linear, atribuiu-se o valor zero à variável preditora (% de pastagens, % de agropecuária ou % de áreas urbanas na bacia) e, assim, foi estimada cada concentração de referência. Nos tópicos seguintes, são apresentados os modelos de regressão linear adotados e as concentrações basais estimadas, separadas por nutrientes.

5.4.1. Fósforo total

A Tabela 5.4 apresenta a concentração basal de fósforo total nas 19 ecorregiões, bem como o modelo de regressão linear adotado em cada caso. Na Tabela 5.4 também são apresentadas as concentrações basais que não foram

estimadas por meio da análise de regressão linear, a saber: ecorregiões 1, 7, 11, 17 e 19.

Tabela 5.4 – Concentrações basais de fósforo total nas ecorregiões e modelos de regressão linear adotados para sua determinação, exceto nas ecorregiões 1, 7, 11, 17 e 19, cujas concentrações foram estimadas por outros métodos

Ecorregião	Concentração basal de PT (mg/L)	Modelo de regressão linear
1	0,02*	-
2	0,03	$\text{Log}_{10}\text{PT} = 1,4318 + 0,02688 \times \% \text{Urb}$
3	0,02	$\text{Log}_{10}\text{PT} = 1,3295 + 0,13481 \times \% \text{Urb}$
4	0,03	$\text{Log}_{10}\text{PT} = 1,4974 + 0,06781 \times \% \text{Urb}$
5	0,03	$\text{Log}_{10}\text{PT} = 1,4991 + 0,01771 \times \% \text{Urb}$
6	0,03	$\text{Log}_{10}\text{PT} = 1,4780 + 0,00454 \times \% \text{Urb}$
7	0,06**	-
8	0,03	$\text{Log}_{10}\text{PT} = 1,5315 + 0,05912 \times \% \text{Urb}$
9	0,03	$\text{Log}_{10}\text{PT} = 1,4313 + 0,02498 \times \% \text{Urb}$
10	0,03	$\text{Log}_{10}\text{PT} = 1,4611 + 0,15023 \times \% \text{Urb}$
11	0,02*	-
12	0,06	$\text{Log}_{10}\text{PT} = 1,7954 + 0,02597 \times \% \text{Urb}$
13	0,06	$\text{Log}_{10}\text{PT} = 1,7722 + 0,02119 \times \% \text{Urb}$
14	0,02	$\text{Log}_{10}\text{PT} = 1,3256 + 0,01631 \times \% \text{Urb}$
15	0,05	$\text{Log}_{10}\text{PT} = 1,7231 + 0,01817 \times \% \text{Urb}$
16	0,02	$\text{Log}_{10}\text{PT} = 1,3094 + 0,35990 \times \% \text{Urb}$
17	0,03**	-
18	0,03	$\text{Log}_{10}\text{PT} = 1,5219 + 0,04268 \times \% \text{Urb}$
19	0,09*	-

PT: fósforo total.

* Mediana da estação com maior percentual de florestas em sua bacia.

** Menor mediana encontrada na ecorregião, independente do uso e cobertura do solo.

Para a maioria das ecorregiões (14 entre as 19), as concentrações basais de fósforo total estiveram entre 0,02 mg/L e 0,03 mg/L. Para as ecorregiões 7, 12, 13, 15 e 19, por outro lado, as respectivas concentrações foram maiores, sempre acima de 0,05 mg/L. A maior concentração basal de fósforo foi obtida na ecorregião 19 (0,09 mg/L). Esta concentração foi estimada com base na concentração mediana observada na estação PETO02900, que possui 72% de florestas em sua bacia de drenagem. Apesar do elevado percentual de cobertura florestal natural em sua bacia, esta concentração foi a maior entre todas as concentrações basais estimadas,

o que requer uma avaliação adicional em campo para confirmação dessas condições.

Na Tabela 5.5 são apresentados os resultados estatísticos das análises de regressão linear para estimativa das concentrações basais de fósforo total nas ecorregiões delineadas. São apresentados o número de dados, o valor de R^2 ajustado o erro padrão de b^* e o erro padrão de b .

Tabela 5.5 – Resultados das análises de regressão linear para estimativa das concentrações basais de fósforo total nas ecorregiões

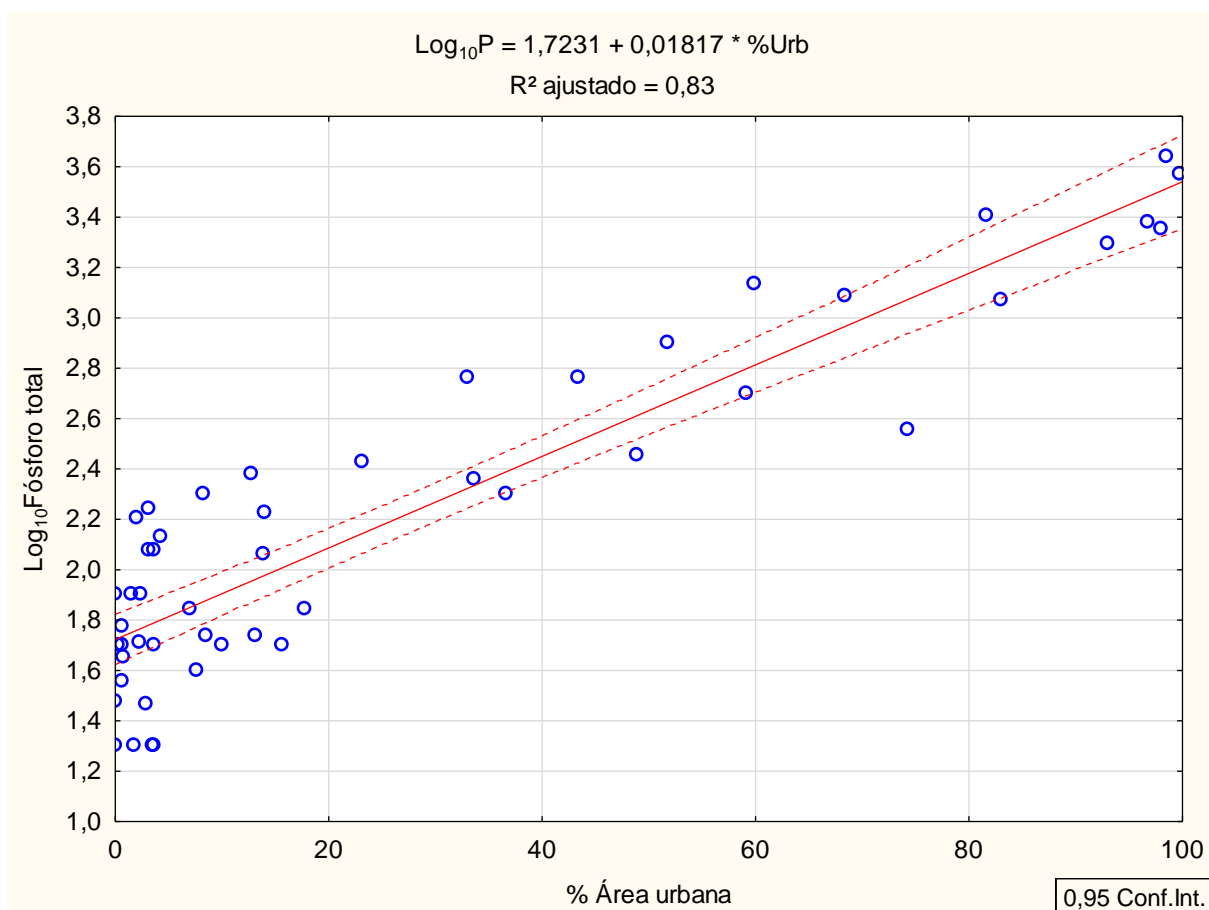
Eco	n	R^2 aj	Coeficientes	b^*	SE b^*	SE b	p
2	31	0,51	Intercepto			0,02730	0,000
			%Urb	0,72704	0,12750	0,00471	0,000
3	22	0,93	Intercepto			0,01829	0,000
			%Urb	0,96407	0,05940	0,00831	0,000
4	33	0,70	Intercepto			0,06307	0,000
			%Urb	0,84472	0,09613	0,00772	0,000
5	49	0,62	Intercepto			0,04507	0,000
			%Urb	0,78954	0,08952	0,00201	0,000
6	10	0,53	Intercepto			0,12872	0,000
			%Urb	0,23229	0,34388	0,00671	0,043
8	42	0,60	Intercepto			0,04147	0,000
			%Urb	0,77838	0,09926	0,00754	0,000
9	30	0,54	Intercepto			0,04236	0,000
			%Urb	0,74360	0,12636	0,00410	0,000
10	11	0,85	Intercepto			0,07126	0,000
			%Urb	0,93203	0,12080	0,01947	0,000
12	12	0,51	Intercepto			0,19024	0,000
			%Urb	0,74481	0,21101	0,00736	0,005
13	12	0,63	Intercepto			0,10170	0,000
			%Urb	0,81671	0,18248	0,00474	0,001
14	30	0,73	Intercepto			0,01583	0,000
			%Urb	0,86161	0,09592	0,00182	0,000
15	50	0,83	Intercepto			0,04966	0,000
			%Urb	0,91391	0,05859	0,00117	0,000
16	7	0,69	Intercepto			0,11691	0,000
			%Urb	0,86240	0,22639	0,09448	0,013
18	22	0,52	Intercepto			0,11188	0,000
			%Urb	0,73586	0,15141	0,00878	0,000

Legenda: Eco: ecorregião; n: número de dados; R^2 aj: R^2 ajustado; SE b^* : erro padrão de b^* ; SE b: erro padrão de b.

Todos os modelos de regressão linear simples adotados para a estimativa das concentrações basais de fósforo total nas ecorregiões tiveram como variável preditora o percentual de área urbana na bacia de drenagem da estação de monitoramento. Os modelos com outras variáveis preditoras (pastagem e agropecuária) não apresentaram significância estatística. Nesses casos, embora os interceptos tenham apresentado o valor de $p < 0,05$, os parâmetros dos modelos, tais como os coeficientes e erro padrão, não apresentaram significância estatística.

O coeficiente ajustado de determinação (R^2 ajustado) dos modelos de regressão linear variou de 0,51 a 0,93 (Tabela 5.5). A maior parte dos modelos de regressão linear elaborados apresentou R^2 ajustado com valores acima de 0,6. A Figura 5.11 apresenta, a título de exemplo, o modelo de regressão linear entre o percentual de área urbana nas bacias de drenagem e as concentrações de fósforo total (\log_{10}) da ecorregião 15, que foi elaborado com 50 dados e apresentou R^2 ajustado com o valor de 0,83.

Figura 5.11 – Modelo de regressão linear entre o percentual de área urbana nas bacias de drenagem e as concentrações de fósforo total (\log_{10}) da ecorregião 15



5.4.2. Nitrato

A Tabela 5.6 apresenta as concentrações basais de nitrato nas 19 ecorregiões, bem como o modelo de regressão linear adotado em cada caso. Na Tabela 5.6 também são apresentadas as concentrações basais que não foram estimadas por meio de regressão linear, a saber: ecorregiões 1, 7, 10, 11, 12, 13, 17 e 19.

Tabela 5.6 – Concentrações basais de nitrato nas ecorregiões e modelos de regressão linear adotados para sua determinação, exceto nas ecorregiões 1, 7, 10, 11, 12, 13, 17 e 19, cujas concentrações foram estimadas por outros métodos

Ecorregião	Concentração basal de NO ₃ ⁻ (mg/L)	Modelo de regressão linear
1	0,11*	-
2	0,10	$\text{Log}_{10}\text{NO}_3^- = 2,0131 + 0,03552 \times \% \text{Urb}$
3	0,09	$\text{Log}_{10}\text{NO}_3^- = 1,9409 + 0,00508 \times \% \text{Agro}$
4	0,18	$\text{Log}_{10}\text{NO}_3^- = 2,2635 + 0,01862 \times \% \text{Urb}$
5	0,19	$\text{Log}_{10}\text{NO}_3^- = 2,2731 + 0,00753 \times \% \text{Past}$
6	0,13	$\text{Log}_{10}\text{NO}_3^- = 2,1065 + 0,00594 \times \% \text{Agro}$
7	0,22**	-
8	0,21	$\text{Log}_{10}\text{NO}_3^- = 2,3209 + 0,01185 \times \% \text{Urb}$
9	0,13	$\text{Log}_{10}\text{NO}_3^- = 2,1046 + 0,00438 \times \% \text{Agro}$
10	0,30**	-
11	0,17*	-
12	0,20**	-
13	0,20*	-
14	0,21	$\text{Log}_{10}\text{NO}_3^- = 2,3133 + 0,00387 \times \% \text{Urb}$
15	0,18	$\text{Log}_{10}\text{NO}_3^- = 2,2608 + 0,00500 \times \% \text{Agro}$
16	0,02	$\text{Log}_{10}\text{NO}_3^- = 1,3096 + 0,01900 \times \% \text{Past}$
17	0,03**	-
18	0,03	$\text{Log}_{10}\text{NO}_3^- = 1,4231 + 0,01498 \times \% \text{Agro}$
19	0,26*	-

NO₃⁻: nitrato.

* Mediana da estação com maior percentual de florestas em sua bacia.

** Menor mediana encontrada na ecorregião, independente do uso e cobertura do solo.

As melhores variáveis preditoras das concentrações basais foram diferentes em cada ecorregião, incluindo o percentual de uso agropecuário (ecorregiões 3, 6, 9, 15 e 18), de áreas urbanas (ecorregiões 2, 4, 8 e 14) e de pastagens (ecorregiões 5 e 16) nas diferentes bacias de drenagem das estações de monitoramento.

Na Tabela 5.7 são apresentados os resultados estatísticos das análises de regressão linear para estimativa das concentrações basais de nitrato nas ecorregiões delineadas. São apresentados o número de dados, o valor de R^2 ajustado o erro padrão de b^* e o erro padrão de b .

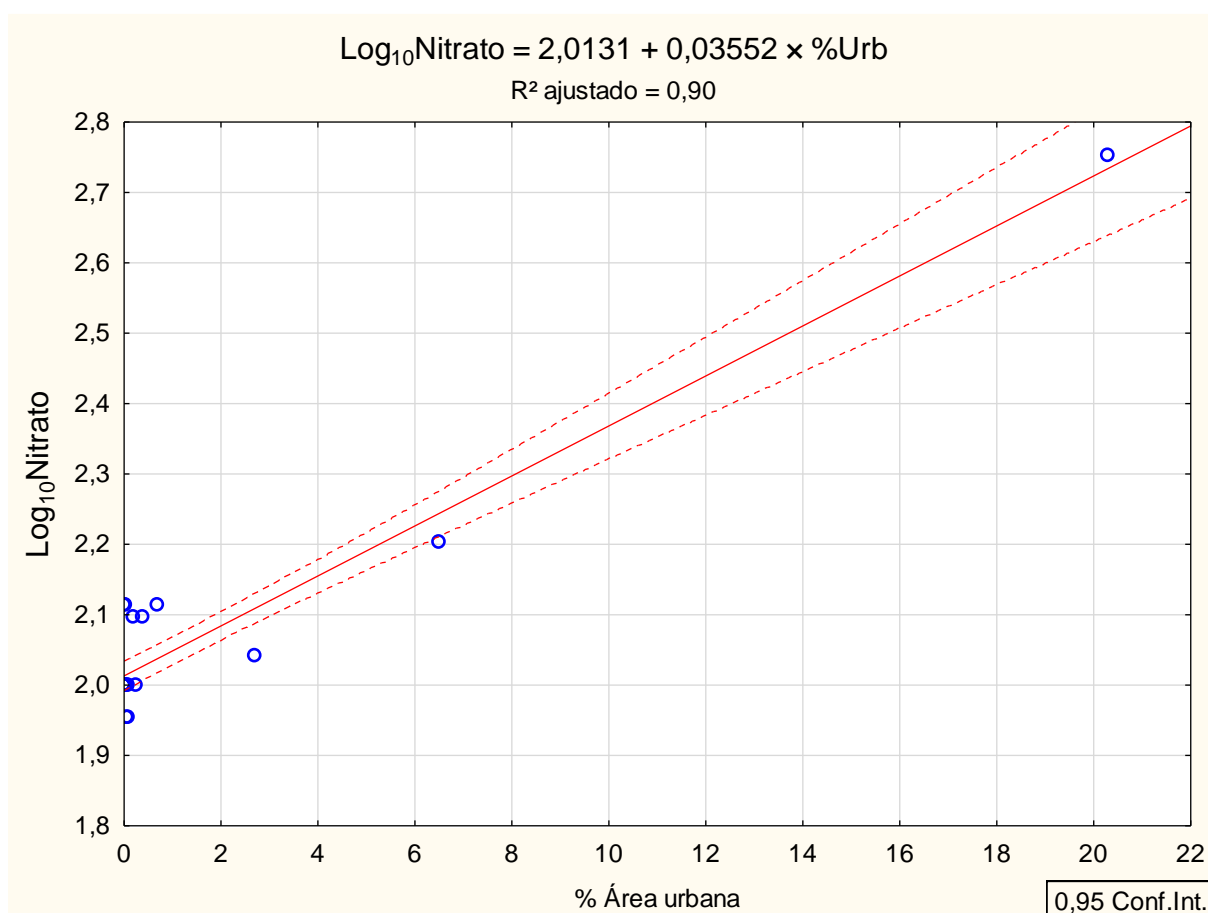
Tabela 5.7 – Resultados das análises de regressão linear para estimativa das concentrações basais de nitrato nas ecorregiões

Eco	n	R ² aj	Coeficientes	b*	SE b*	SE b	p
2	25	0,90	Intercepto			0,01010	0,0000
			%Urb	0,95323	0,06302	0,00235	0,0000
3	30	0,22	Intercepto			0,07835	0,0000
			%Agro	0,48997	0,16474	0,00171	0,0060
4	36	0,13	Intercepto			0,07908	0,0000
			%Urb	0,39877	0,15727	0,00734	0,0160
5	52	0,55	Intercepto			0,06220	0,0000
			%Past	0,40864	0,12908	0,00238	0,0026
6	10	0,55	Intercepto			0,07835	0,0000
			%Agro	0,48997	0,16474	0,00171	0,0060
8	39	0,56	Intercepto			0,02946	0,0000
			%Urb	0,41563	0,14953	0,00426	0,0085
9	22	0,49	Intercepto			0,09561	0,0000
			%Agro	0,56310	0,18479	0,00144	0,0064
14	22	0,57	Intercepto			0,01198	0,0000
			%Urb	0,55661	0,18577	0,00119	0,0071
15	45	0,39	Intercepto			0,04400	0,0000
			%Agro	0,63375	0,11796	0,00093	0,0000
16	7	0,55	Intercepto			0,36586	0,0159
			%Past	0,79206	0,27300	0,00655	0,0337
18	22	0,48	Intercepto			0,52515	0,0135
			%Agro	0,47158	0,19718	0,00627	0,0267

Legenda: Eco: ecorregião; n: número de dados; R² aj: r-quadrado ajustado; SE b* – erro padrão de b*; SE b – erro padrão de b.

O R^2 ajustado dos modelos de regressão linear variou de 0,13 a 0,90 (Tabela 5.7). A maioria dos modelos (ecorregiões 2, 5, 6, 8, 9, 14 e 16) apresentou o valor de R^2 ajustado acima de 0,5. Para as ecorregiões 3, 4, 15 e 18, por outro lado, os modelos de regressão linear apresentaram valores de R^2 ajustado entre 0,13-0,48. O melhor coeficiente ajustado de determinação (R^2 ajustado) foi obtido na ecorregião 2, com o valor de 0,90. A Figura 5.12 apresenta, a título de exemplo, o modelo de regressão linear entre o percentual de pastagens nas bacias de drenagem e as concentrações de nitrato (\log_{10}) da ecorregião 2, que foi elaborado com 25 dados e apresentou R^2 ajustado com o valor de 0,90.

Figura 5.12 – Modelo de regressão linear entre o percentual de pastagens nas bacias de drenagem e as concentrações de nitrato (\log_{10}) da ecorregião 2



As concentrações basais estimadas para o nitrato nas 19 ecorregiões estiveram entre 0,02 mg/L e 0,30 mg/L, apresentando variação de uma ordem de grandeza (Tabela 5.7). A maioria das ecorregiões (10 entre as 19) tiveram nitrato

basal compreendido na faixa de 0,1 a 0,2 mg/L. A mediana das concentrações de referência de nitrato nas 19 ecorregiões foi estimada em 0,183 mg/L.

A maior concentração basal de nitrato foi estimada em 0,30 mg/L para a ecorregião 10. Tal concentração foi obtida tomando como referência a concentração mediana observada na estação JE020, cuja bacia de drenagem apresenta predomínio de uso agropecuário (76%) e apenas 23% de cobertura vegetal florestal. No entanto, esta foi a menor concentração mediana observada nas estações pertencentes à ecorregião 10. Isso indica uma falta de estações de referência nessa ecorregião e a necessidade de cautela ao se considerar essa concentração basal de nitrato em função de tais limitações.

5.4.3. Nitrito

A Tabela 5.8 apresenta as concentrações basais de nitrito nas 19 ecorregiões, bem como o modelo de regressão linear adotado em cada caso. Na Tabela 5.8 também são apresentadas as concentrações basais que não foram estimadas por meio da análise de regressão linear, a saber: ecorregiões 7, 11, 12, 17, 18 e 19.

Para o nitrito, o percentual de área urbana nas bacias foi variável preditora predominante nos modelos de regressão linear (11 entre as 13). Apenas nas ecorregiões 1 e 6 é que foram utilizadas outras variáveis, a saber: percentual de pastagem e de uso agropecuário na bacia, respectivamente.

As concentrações basais estimadas para o nitrito nas 19 ecorregiões estiveram entre 0,002 mg/L e 0,031 mg/L, apresentando variação de uma ordem de grandeza (Tabela 5.8). A maioria das concentrações basais de nitrito foram estimadas entre 0,002 mg/L e 0,010 mg/L. Nesta faixa de concentração estão as ecorregiões 1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 10, 11, 12, 14, 16, 17 e 18. A mediana das concentrações basais de nitrito nas 19 ecorregiões foi estimada em 0,007 mg/L.

A menor concentração basal de nitrito foi estimada 0,002 mg/L para a ecorregião 16 (0,002 mg/L). Esta concentração foi obtida por meio de um modelo de regressão linear que levou em conta sete dados e o seu coeficiente ajustado de determinação apresentou o valor de 0,80 (Tabela 5.9). Já na ecorregião 13, obteve-se a maior concentração basal de nitrito (0,031 mg/L). Esta concentração basal foi

estimada por meio de um modelo de regressão linear que levou em conta 12 dados e o seu coeficiente ajustado de determinação apresentou o valor de 0,42.

Tabela 5.8 – Concentrações basais de nitrito nas ecorregiões e modelos de regressão linear adotados para sua determinação, exceto nas ecorregiões 7, 11, 12, 17, 18 e 19, cujas concentrações foram estimadas por outros métodos

Ecorregião	Concentração basal de NO ₂ ⁻ (mg/L)	Modelo de regressão linear simples
1	0,003	$\text{Log}_{10}\text{NO}_2^- = 0,42490 + ,00768 \times \% \text{Past}$
2	0,004	$\text{Log}_{10}\text{NO}_2^- = 0,56715 + 0,04520 \times \% \text{Urb}$
3	0,004	$\text{Log}_{10}\text{NO}_2^- = 0,61494 + 0,11282 \times \% \text{Urb}$
4	0,007	$\text{Log}_{10}\text{NO}_2^- = 0,82214 + 0,02414 \times \% \text{Urb}$
5	0,009	$\text{Log}_{10}\text{NO}_2^- = 0,96701 + 0,01685 \times \% \text{Urb}$
6	0,013	$\text{Log}_{10}\text{NO}_2^- = 1,1284 + 0,01476 \times \% \text{Agro}$
7	0,030**	-
8	0,005	$\text{Log}_{10}\text{NO}_2^- = 0,66922 + ,03315 \times \% \text{Urb}$
9	0,005	$\text{Log}_{10}\text{NO}_2^- = 0,69470 + ,01696 \times \% \text{Urb}$
10	0,005	$\text{Log}_{10}\text{NO}_2^- = 0,73791 + ,04665 \times \% \text{Urb}$
11	0,010*	-
12	0,010*	-
13	0,031	$\text{Log}_{10}\text{NO}_2^- = 1,4880 + 0,02065 \times \% \text{Urb}$
14	0,010	$\text{Log}_{10}\text{NO}_2^- = 0,99248 + 0,00465 \times \% \text{Urb}$
15	0,030	$\text{Log}_{10}\text{NO}_2^- = 1,4703 + 0,00747 \times \% \text{Urb}$
16	0,002	$\text{Log}_{10}\text{NO}_2^- = 0,31961 + 0,31458 \times \% \text{Urb}$
17	0,004**	-
18	0,004**	-
19	0,017*	-

NO₂⁻: nitrito

* Mediana da estação com maior percentual de florestas em sua bacia.

** Menor mediana encontrada na ecorregião, independente do uso e cobertura do solo.

Na Tabela 5.9 são apresentados os resultados estatísticos das análises de regressão linear para estimativa das concentrações basais de nitrito nas ecorregiões delineadas. São apresentados o número de dados, o valor de R² ajustado o erro padrão de b* e o erro padrão de b. O R² ajustado dos modelos de regressão linear variou de 0,26 a 0,85. Apresentaram valores de R² ajustado maiores que 0,50 as

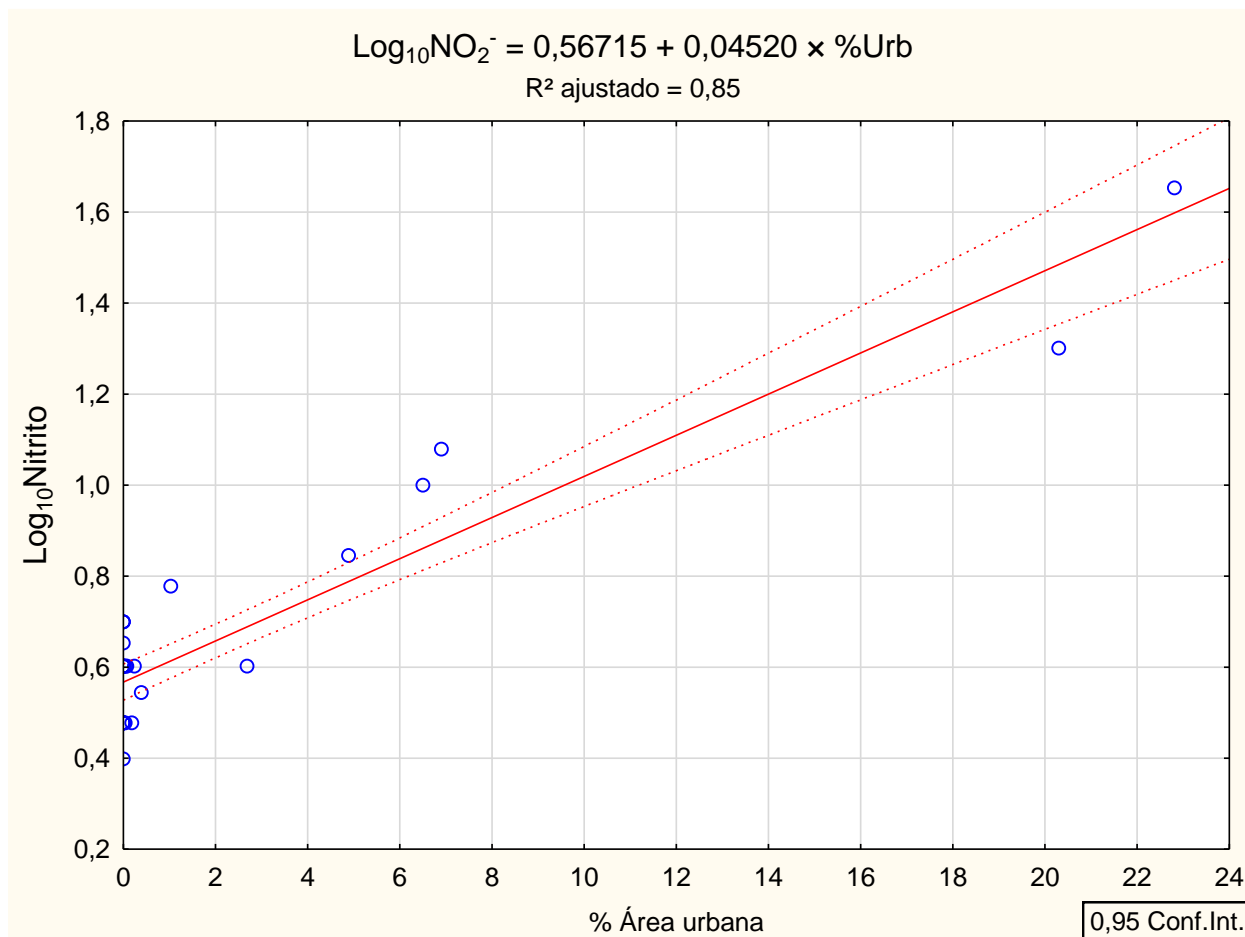
ecorregiões 2, 3, 8, 10, 14 e 16. O melhor R^2 ajustado foi obtido na ecorregião 2, com o valor de 0,85, tendo sido utilizados 30 dados para elaborar o modelo. Ao passo que, o pior valor de R^2 ajustado foi obtido na ecorregião 15, com o valor de 0,26, tendo sido utilizados 56 dados para elaborar o modelo. A Figura 5.13 apresenta, a título de exemplo, o modelo de regressão linear entre o percentual de área urbana nas bacias de drenagem e as concentrações de nitrito (\log_{10}) da ecorregião 2, que apresentou R^2 ajustado com o valor de 0,85.

Tabela 5.9 – Resultados da análise de regressão linear para estimativa da concentração basal de nitrito nas ecorregiões

Eco	n	R ² aj	Coeficientes	b*	SE b*	SE b	p
1	13	0,45	Intercepto			0,12357	0,0055
			%Past	0,55413	0,25099	0,00348	0,0494
2	30	0,85	Intercepto			0,01946	0,0000
			%Urb	0,92498	0,06938	0,00339	0,0000
3	27	0,77	Intercepto			0,02359	0,0000
			%Urb	0,88034	0,09487	0,01216	0,0000
4	30	0,36	Intercept			0,06323	0,0000
			%Urb	0,61082	0,14963	0,00591	0,0003
5	56	0,34	Intercepto			0,06604	0,0000
			%Urb	0,59344	0,10953	0,00311	0,0000
6	10	0,34	Intercept			0,34940	0,0121
			%Agro	0,63937	0,27185	0,00627	0,0465
8	38	0,5	Intercepto			0,03426	0,0000
			%Urb	0,71792	0,11602	0,00536	0,0000
9	27	0,44	Intercept			0,03989	0,0000
			%Urb	0,67419	0,14771	0,00372	0,0001
10	11	0,62	Intercepto			0,08594	0,0000
			%Urb	0,62894	0,25915	0,01922	0,0382
13	12	0,42	Intercepto			0,18220	0,0000
			%Urb	0,61002	0,25058	0,00848	0,0352
14	26	0,77	Intercepto			0,00304	0,0000
			%Urb	0,88318	0,09574	0,00050	0,0000
15	56	0,26	Intercepto			0,07087	0,0000
			%Urb	0,51656	0,11652	0,00169	0,0000
16	7	0,80	Intercepto			0,07687	0,0088
			%Urb	0,91477	0,18066	0,06213	0,0039

Legenda: Eco – ecorregião; n – número de dados; R² aj – R² ajustado; SE b* – erro padrão de b*; SE b – erro padrão de b.

Figura 5.13 – Modelo de regressão linear entre o percentual de área urbana nas bacias de drenagem e as concentrações de nitrito (\log_{10}) na ecorregião 2



5.4.4. Nitrogênio amoniacal

A Tabela 5.10 apresenta as concentrações basais de nitrogênio amoniacal nas 19 ecorregiões, bem como o modelo de regressão linear adotado em cada caso. Na Tabela 5.10 também são apresentadas as concentrações basais que não foram estimadas por meio da análise de regressão linear, a saber: ecorregiões 11, 7, 11, 14, 17 e 19. Assim como ocorreu com o fósforo total, todos os modelos de regressão linear adotados para a estimativa das concentrações basais de nitrogênio amoniacal nas ecorregiões tiveram como variável preditora o percentual de área urbana na bacia de drenagem da estação de monitoramento. Os modelos elaborados com outras variáveis preditoras (pastagem e agropecuária) não apresentaram significância estatística, os interceptos apresentaram o valor de $p < 0,05$, porém, os parâmetros dos modelos não apresentaram significância estatística.

Tabela 5.10 – Concentrações basais de nitrogênio amoniacal nas ecorregiões e modelos de regressão linear adotados para sua determinação, exceto nas ecorregiões 1, 7, 11, 14, 17 e 19, cujas concentrações foram estimadas por outros métodos

Ecorregião	Concentração basal de N (mg/L)	Modelo de regressão linear simples
1	0,100*	-
2	0,100	$\text{Log}_{10}\text{N} = 1,9998 + 0,02124 \times \% \text{Urb}$
3	0,100	$\text{Log}_{10}\text{N} = 1,9988 + 0,14014 \times \% \text{Urb}$
4	0,075	$\text{Log}_{10}\text{N} = 1,8732 + 0,09911 \times \% \text{Urb}$
5	0,102	$\text{Log}_{10}\text{N} = 2,0075 + 0,02626 \times \% \text{Urb}$
6	0,100	$\text{Log}_{10}\text{N} = 2,0014 + 0,01047 \times \% \text{Urb}$
7	0,150**	-
8	0,095	$\text{Log}_{10}\text{N} = 1,9795 + 0,03200 \times \% \text{Urb}$
9	0,098	$\text{Log}_{10}\text{N} = 1,9892 + 0,02655 \times \% \text{Urb}$
10	0,078	$\text{Log}_{10}\text{N} = 1,8946 + 0,22020 \times \% \text{Urb}$
11	0,500*	-
12	0,172	$\text{Log}_{10}\text{N} = 2,2353 + 0,03571 \times \% \text{Urb}$
13	0,331	$\text{Log}_{10}\text{N} = 2,5192 + 0,02657 \times \% \text{Urb}$
14	0,040*	-
15	0,184	$\text{Log}_{10}\text{N} = 2,2655 + 0,02312 \times \% \text{Urb}$
16	0,063	$\text{Log}_{10}\text{N} = 1,7995 + 0,39746 \times \% \text{Urb}$
17	0,100**	-
18	0,086	$\text{Log}_{10}\text{N} = 1,9346 + 0,04056 \times \% \text{Urb}$
19	1,000*	-

N: nitrogênio amoniacal.

* Mediana da estação com maior percentual de florestas em sua bacia.

** Menor mediana encontrada na ecorregião, independente do uso e cobertura do solo.

Na Tabela 5.10 são apresentados os resultados estatísticos das análises de regressão linear para estimativa das concentrações basais de nitrogênio amoniacal nas ecorregiões delineadas. São apresentados o número de dados, o valor de R^2 ajustado o erro padrão de b^* e o erro padrão de b . O R^2 ajustado dos modelos de regressão linear variou de 0,50 a 0,99. Em comparação com os modelos elaborados para outros nutrientes, os modelos do nitrogênio amoniacal foram os que apresentaram os melhores valores de R^2 ajustado. Dos 13 modelos para este nutriente, 9 modelos apresentaram valores de R^2 ajustado acima de 0,80.

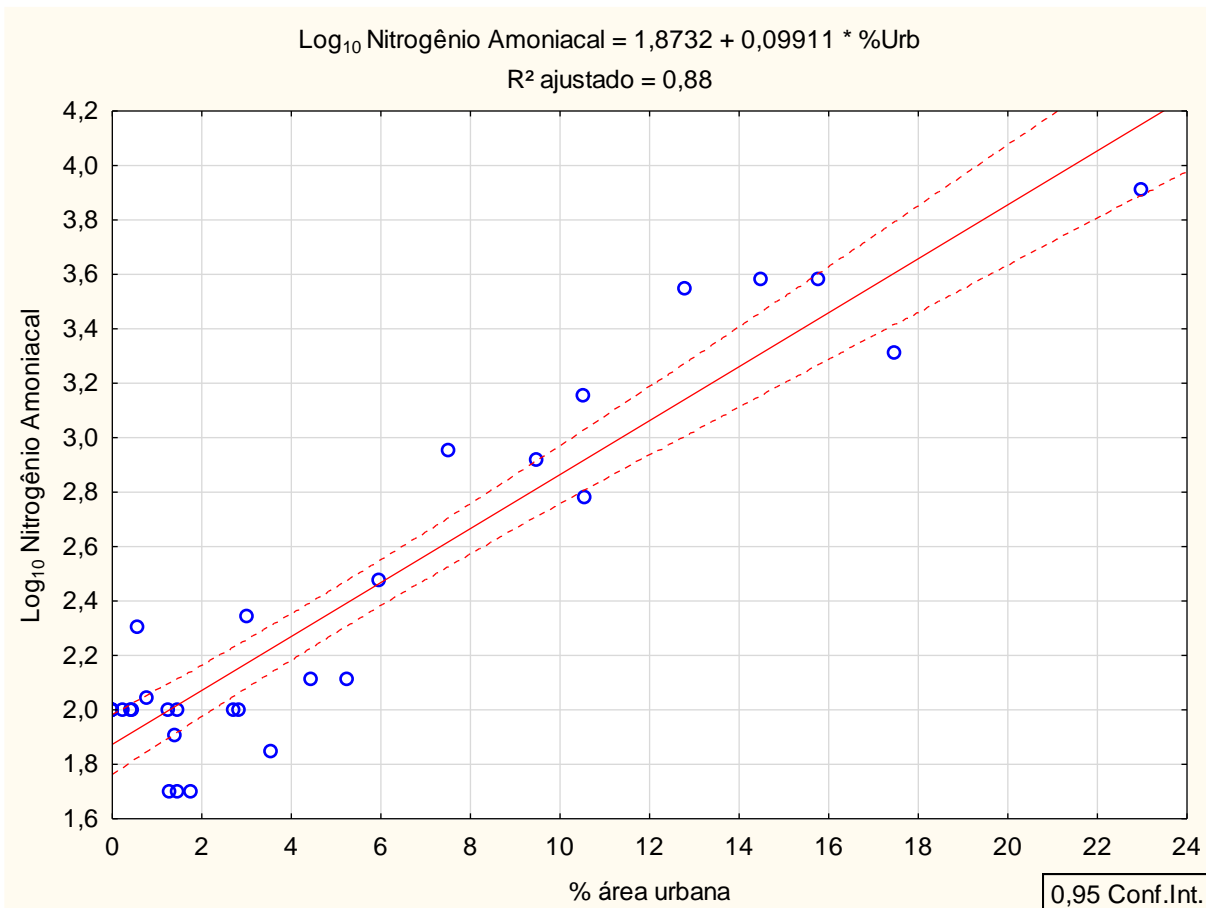
Tabela 5.11 – Resultados das análises de regressão linear para estimativa das concentrações basais de nitrogênio amoniacal das ecorregiões

Ecorregião	n	R ² aj	Coeficientes	b*	SE b*	SE b	p
2	19	0,99	Intercepto			0,0001	0,0000
			%Urb	1,0000	0,0008	0,0000	0,0000
3	16	0,98	Intercepto			0,0000	0,0000
			%Urb	1,0000	0,0000	0,0000	0,0000
4	31	0,88	Intercepto			0,0539	0,0000
			%Urb	0,9385	0,0641	0,0068	0,0000
5	35	0,97	Intercepto			0,0160	0,0000
			%Urb	0,9900	0,0246	0,0007	0,0000
6	9	0,88	Intercepto			0,0264	0,0000
			%Urb	0,9459	0,1227	0,0014	0,0001
8	27	0,76	Intercepto			0,0063	0,0000
			%Urb	0,8778	0,0958	0,0035	0,0000
9	17	0,99	Intercepto			0,0015	0,0000
			%Urb	0,9999	0,0041	0,0001	0,0000
10	11	0,91	Intercepto			0,0794	0,0000
			%Urb	0,9590	0,0944	0,0217	0,0000
12	11	0,67	Intercepto			0,2006	0,0000
			%Urb	0,8388	0,1815	0,0077	0,0013
13	12	0,5	Intercepto			0,1611	0,0000
			%Urb	0,7327	0,2152	0,0078	0,0067
15	51	0,82	Intercepto			0,0707	0,0000
			%Urb	0,9029	0,0614	0,0016	0,0000
16	7	0,57	Intercepto			0,1637	0,0001
			%Urb	0,8022	0,2670	0,1323	0,0300
18	11	0,98	Intercepto			0,0142	0,0000
			%Urb	0,9968	0,0266	0,0011	0,0000

Legenda: n – número de dados; R² aj – R² ajustado; SE b* – erro padrão de b*; SE b – erro padrão de b.

A título de exemplo, a Figura 5.14 apresenta o modelo de regressão linear entre o percentual de área urbana nas bacias de drenagem e as concentrações de nitrogênio amoniacal (\log_{10}) na ecorregião 4. Tal modelo foi elaborado com 31 dados e apresentou R² ajustado com valor de 0,88.

Figura 5.14 – Modelo de regressão linear entre o percentual de área urbana nas bacias de drenagem e as concentrações de nitrogênio amoniacal (\log_{10}) na ecorregião 4



As concentrações basais de nitrogênio amoniacal foram estimadas em 0,04 a 1,00 mg/L (Tabela 5.10), apresentando variação de duas ordens de grandeza. A maioria das ecorregiões (11 entre as 19) tiveram nitrogênio amoniacal basal compreendido na faixa de 0,10 a 0,18 mg/L. A menor concentração basal de nitrogênio amoniacal foi estimada para a ecorregião 14 (0,04 mg/L). Apesar de a ecorregião 14 ter 36 dados disponíveis, os modelos de regressão linear elaborados com estes dados não apresentaram significância estatística. Sendo assim, a concentração de referência foi estimada com base na mediana observada na estação GRAN00400, pois esta é a que possui o maior percentual de florestas e formações naturais em sua bacia de drenagem (cerca de 95%).

A maior concentração basal de nitrogênio amoniacal foi obtida na ecorregião 19 (1,00 mg/L). As concentrações basais desta ecorregião foram estimadas com base na concentração mediana da estação de monitoramento com o maior percentual de florestas e formações naturais em sua bacia de drenagem, que no

caso é a estação PETO02900, com 72% de florestas. Apesar do elevado percentual de florestas na bacia dessa estação, as concentrações basais de fósforo total e nitrogênio amoniacal foram as maiores entre todas as ecorregiões. Tal estação de monitoramento situa-se próxima à área urbana de Peruíbe-SP. A ecorregião 19 possui uma área de 3.066,10 km² e apresenta apenas duas estações de monitoramento da qualidade da água em seu território, indicando a necessidade de implantar mais estações de monitoramento em sua área de abrangência.

6. DISCUSSÃO

6.1 Análise crítica quanto aos procedimentos e métodos utilizados para o delineamento das ecorregiões de nutrientes

Foi possível realizar o delineamento de ecorregiões de nutrientes considerando os limites das bacias hidrográficas de MG e SP. A adoção de tal premissa facilita a utilização desse produto para o planejamento e a gestão dos recursos hídricos e atende ao que foi preconizado pela Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997), que definiu a bacia hidrográfica como unidade territorial de planejamento ambiental e gestão dos recursos hídricos em âmbito nacional. Cabe mencionar que a abordagem ecorregional inicialmente proposta por Omernik (1987) não compatibilizava as ecorregiões com os limites de bacias hidrográficas, o que na presente pesquisa foi visto como um problema para utilização prática de tais ecorregiões. Além de se constituir em um produto prático para ser utilizado no planejamento e gestão dos recursos hídricos, o mapa de ecorregiões considerando a estrutura espacial de bacia hidrográfica explica satisfatoriamente as variações espaciais da qualidade da água, conforme relataram Ravichandran, Ramanibai e Pundarikanthan (1996) ao realizarem o delineamento de ecorregiões na bacia do rio Tamiraparani, no sul da Índia. No Canadá, as ecorregiões de nutrientes em rios também incluíram toda a abrangência das bacias hidrográficas, para evitar o seccionamento de rios (CCME, 2016).

A análise de agrupamentos realizada no presente estudo se mostrou eficaz e adequada para agrupar bacias hidrográficas de acordo com a similaridade de seus atributos do clima, biomas, declividades e tipos de solo, com a finalidade de delinear ecorregiões de nutrientes da água. Porém, em alguns casos, ocorreu a formação de “ilhas” dentro das ecorregiões e também ocorreram ecorregiões formadas por bacias dispersas entre si, ou seja, sem contiguidade espacial. Diversos pesquisadores (CHERUVELIL et al., 2017; YUAN et al., 2015; ZHOU et al., 2003) ao mapearem ecorregiões em outros países também relataram a ocorrência de “ilhas” e mencionaram que a falta de contiguidade da ecorregião pode ser um problema para uso prático desse produto. Tal acontecimento pode ser explicado pelo fato de que o delineamento das ecorregiões teve como dados de entrada os fatores fisiográficos

(clima, relevo, solos) e bióticos (biomas), que variam espacialmente ao longo do território mapeado. O agrupamento de bacias hidrográficas similares quanto a esses atributos não foi condicionado a um fator de proximidade ou contiguidade espacial, mas somente à sua homogeneidade quanto aos atributos naturais preestabelecidos. Na presente pesquisa, o referido problema foi parcialmente solucionado com a realização de um refinamento no delineamento inicial, conforme critérios estabelecidos (tópicos 4.2.5 e 4.2.7). Já no estudo de Cheruvellil et al. (2017), o agrupamento levou em conta um fator adicional de proximidade espacial das bacias hidrográficas, o que eliminou a falta de contiguidade espacial das ecorregiões delineadas no estudo dos autores.

Os mapas de biomas, clima, declividade e solos das bacias hidrográficas da área de estudo foram escolhidos como dados de entrada no processo de delineamento de ecorregiões por representarem características que naturalmente influenciam a qualidade das águas e, principalmente, nos aportes naturais de P e N nos sistemas aquáticos. Tais atributos exercem influência na qualidade das águas tanto individualmente quanto de forma integrada com as características dos demais atributos, como por exemplo, solos com alta erodibilidade podem desencadear mais processos erosivos se estiverem situados em encostas com altas declividades e em locais com grandes quantidades de chuvas. As principais fontes naturais de fósforo são a dissolução de compostos do solo, a decomposição de matéria orgânica e o fósforo de composição celular de microrganismos (VON SPERLING, 2014b). Já o nitrogênio tem como principais fontes a chuva, o material orgânico e inorgânico de origem externa e a fixação biológica (principalmente em lagos) por bactérias e cianobactérias (ESTEVES, 2011), que são fortemente influenciadas pelo clima. Portanto, os atributos biomas, clima, declividade e solos foram escolhidos por representarem, de maneira direta e/ou indireta, as fontes naturais de P e N, bem como os processos ligados ao aporte desses nutrientes para os corpos d'água. Corrobora com tal afirmação a heterogeneidade das concentrações basais estimadas para as 19 ecorregiões propostas (Tabelas 5.4, 5.6, 5.8 e 5.10), que são constituídas por diferentes tipos de biomas, clima, declividade e solos.

Os biomas influenciam na tipologia da vegetação, que por sua vez influencia na entrada de material alóctone nas águas, que afetam a composição química das águas. Essa entrada de material alóctone é maior em áreas de cabeceira de rios (MAGALHÃES, 2017). Haja vista que a decomposição de vegetação e organismos

se constituem em fontes naturais de fósforo e nitrogênio (ESTEVEZ, 2011; VON SPERLING, 2014), pode-se afirmar que os tipos de bioma exercem influência no aporte de nutrientes para as águas. Ebrahimi et al. (2022) ressaltaram que durante o movimento da água nas superfícies e encostas inclinadas, o fósforo do solo e dos restos vegetais se dissolve na água e entra no escoamento superficial que atinge os corpos d'água.

O clima, principalmente as características da temperatura, o regime e quantidade de chuvas, os ventos, e a radiação solar, afetam fortemente a qualidade natural das águas. A deposição atmosférica é uma importante fonte de emissão natural de nutrientes para bacias hidrográficas e sofre influência de fatores relacionados com o clima, tais como a velocidade e direção do vento, pressão e temperatura atmosféricas, umidade relativa do ar, além das características físico-químicas de partículas e gases e das superfícies sobre as quais há deposição (GARCIA; CARDOSO, 2015; MOLISANI et al., 2013). A atmosfera é o principal reservatório de nitrogênio e a deposição atmosférica é uma importante fonte de nitrogênio para as águas superficiais, porém, esse processo é mais significativo em lagos e reservatórios do que em rios (COTTINGHAM et al., 2015). Apesar de o principal reservatório de fósforo ser a litosfera, Garcia e Cardoso (2015) relataram que a atmosfera também transporta e dispersa o fósforo em quantidade significativa e que parte do processo de intemperismo das rochas ocorre por erosão eólica, o mecanismo natural responsável por emitir partículas contendo fósforo para a atmosfera.

Os solos se constituem em importantes reservatórios de elementos químicos oriundos da rocha matriz e da deposição atmosférica, não obstante, processos erosivos de natureza física, química e biológica atuam para efetivar os solos como fontes de N e P para ambientes fluviais (MOLISANI et al., 2013). Ainda segundo os mesmos autores, tais processos são influenciados pelo tipo de solo e pelos aspectos climáticos da região. A principal influência do solo na qualidade das águas se dá pela sua composição química e também pelos processos de erosão e sedimentação, escoamento superficial e lixiviação (COOK et al., 1997), que ocorrem em menor ou maior grau, dependendo do tipo de solo da área. O fósforo é imóvel na maioria dos solos e concentra-se nas primeiras polegadas do perfil do solo, que é mais suscetível à erosão (GATIBONI; KULESZA; OSMOND, 2021). Portanto, é provável que o fósforo esteja presente no sedimento do escoamento.

A declividade influencia no aporte de nutrientes para corpos hídricos principalmente pela sua importância nos processos de escoamento superficial e infiltração. Na região das Três Gargantas na China, Chen et al. (2016) relataram que a quantidade de P impulsionada pelo escoamento superficial para as águas foi significativamente correlacionada com o gradiente de inclinação do terreno. Mesmo em ambientes prístinos, terrenos com altas declividades podem acarretar em incrementos do escoamento superficial, que por sua vez podem transportar sedimentos e partículas que afetam a qualidade das águas.

Há de se ressaltar que outros fatores naturais também influenciam no aporte de nutrientes e mapas representando esses fatores poderiam ter sido adicionados na caracterização das bacias para fins de delineamento de ecorregiões de nutrientes, conforme foi realizado em outros estudos. Para delimitar as ecorregiões da China, Huo et al. (2014) utilizaram mapas de precipitação, temperatura, elevação, geomorfologia e índice de umidade. Já no estudo de Ravichandran, Ramanibai e Pundarikanthan (1996), para mapear as ecorregiões da bacia do rio Tamiraparani (Índia), foram utilizados 23 fatores relacionados aos aspectos geológicos, geomorfológicos, morfométricos e de uso e cobertura do solo.

Os dados sobre o uso e cobertura do solo não foram considerados no agrupamento de bacias para delineamento de ecorregiões de nutrientes, haja vista que a premissa da pesquisa foi delinear inicialmente as ecorregiões que mostrem as características naturais do ambiente, sem influências antrópicas. Há muito tempo o uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica tem sido reconhecido como um dos principais impulsionadores das concentrações de nutrientes nas águas superficiais (SORANNO et al., 2015). Sendo assim, caso os dados de uso e cobertura do solo fossem incluídos na análise de agrupamentos, o mapeamento final não seria condizente com a realidade “natural” das ecorregiões. Esta premissa foi adotada por Cheruvellil et al. (2017), que também não incluíram dados de uso e cobertura do solo para delinear ecorregiões do nordeste dos EUA, pois, segundo os autores, os fatores antropogênicos afetam fortemente as características dos corpos d’água e podem mascarar a situação natural da área em estudo. Corroboram com o supracitado, os resultados de Chang et al. (2021) que estudaram a influência dos usos antrópicos na qualidade das águas de Taiwan e observaram menores concentrações de P e N em bacias hidrográficas com menores proporções de usos

agrícolas e áreas urbanizadas, o que ratifica que o uso e cobertura do solo influenciam na qualidade das águas.

6.2 Uso de modelos preditivos para a estimativa das concentrações basais de nutrientes nas ecorregiões

Os resultados obtidos na pesquisa mostraram que é possível estabelecer as concentrações basais de nutrientes nas ecorregiões a partir do uso de modelos de regressão linear (Tabelas 5.4 a 5.11), considerando informações de usos antrópicos do solo, tais como percentual de áreas urbanizadas, agropecuária e pastagens. No entanto, ressalta-se que tais modelos não levaram em conta todos os aspectos antropogênicos influentes no aumento das concentrações de nutrientes nos corpos hídricos, a exemplo do percentual de população residente na bacia, lançamentos pontuais de esgotos *in natura*, entre outros. Ressalva similar foi apontada por Dodds e Oakes (2004) que, ao estabelecerem as concentrações de referência em ecorregiões dos EUA, também reportaram que nem todas as fontes de impactos humanos foram consideradas nos modelos.

A obtenção das concentrações de referência por meio de modelos de regressão linear se mostrou um método eficaz, adequado e facilmente reproduzível em outras bacias e localidades, caso existam dados disponíveis para a elaboração de tais modelos (e.g., séries históricas de análises da qualidade da água, mapas de uso e cobertura do solo). Diversos autores (CLUNE; CRAWFORD; BOYER, 2020; DODDS; CARNEY; ANGELO, 2009; PARDO et al., 2012; SMITH, 2003) relataram que estabelecer as concentrações basais de nutrientes em corpos d'água é um grande desafio, devido à dificuldade em encontrar ambientes prístinos ou pouco impactados que poderiam servir de referência para a definição destas concentrações. Portanto, a metodologia utilizada na pesquisa (DODDS; OAKES, 2004) foi considerada satisfatória por não depender exclusivamente de amostragens em ambientes aquáticos de referência e, ainda assim, conseguir “remover” a influência antrópica nos dados utilizados e, por fim, estimar as concentrações esperadas de P e N na ausência de usos antrópicos.

Até mesmo em ecorregiões constituídas por bacias com elevados percentuais de usos antrópicos do solo (e.g., urbanização), foi possível estabelecer as

concentrações de referência de nutrientes. As ecorregiões 15 e 5 abrigam as localidades com maior o adensamento urbano da área de estudo, a saber: regiões metropolitanas de São Paulo-SP e Belo Horizonte-MG, respectivamente. Mesmo sendo as mais urbanizadas, tais ecorregiões não apresentaram as maiores concentrações basais de P e N, o que reforça que o modelo preditivo foi capaz de remover a influência da urbanização. A concentração basal de P na ecorregião 15 foi estimada em 0,05 mg/L e a mediana das concentrações observadas nas estações (n=202) dessa ecorregião foi de 0,12 mg/L. Observou-se que 72,77% das concentrações medianas de P observadas nas estações da ecorregião 15 estiveram acima da concentração basal estimada. A situação foi semelhante para as formas de nitrogênio.

O percentual de áreas urbanas nas bacias das estações de monitoramento foi a variável preditora predominante nos modelos de regressão linear adotados para estimativa das concentrações basais de nutrientes nas ecorregiões. Em todos os modelos de P e N amoniacal, essa foi a variável preditora. Diversos autores (MALAGÓ; BOURAOUI, 2021; LEE et al., 2013, VON SPERLING, 2014;) relataram que os lançamentos de esgoto residencial e despejos industriais provenientes de áreas urbanas são uma grande fonte antropogênica de P e N para os cursos d'água. Para o nitrito, também houve predominância do percentual de área urbana na bacia como variável preditora nos modelos e apenas dois modelos tiveram outras variáveis preditoras (pastagens e agropecuária). Diferentemente da presente pesquisa, no estudo de Dodds e Oakes (2004), os modelos de regressão linear para estimativa da concentração basal de P nas ecorregiões do Kansas apresentaram significância estatística tanto para o uso antrópico urbano, quanto para o uso agrícola nas bacias.

Embora as áreas urbanas nas bacias hidrográficas tenham se mostrado decisivas para a maioria dos nutrientes, em alguns casos houve influência da agropecuária e das pastagens nas concentrações de nitrato (Tabela 5.6). Burkart e Stoner (2002) relataram que a agricultura é a fonte antropogênica mais substancial desse nutriente e, segundo Mittelstet et al. (2019), isso é causado pelas atividades intensivas e extensivas de uso do solo, associados às culturas e à produção animal. O nitrato teve um comportamento diferente dos demais nutrientes estudados na presente pesquisa. Houve ecorregiões que tiveram a agropecuária (45,45% do total), outras que tiveram a área urbana (36,36%) e, por fim, outras que tiveram pastagens (18,18%) como variável preditora dos modelos de regressão linear. Mittelstet et al.

(2019) afirmaram que a poluição causada por nitrato nos riachos do estado de Nebraska (EUA) está estreitamente ligada às atividades agrícolas, principalmente ao uso de fertilizantes. Huang et al. (2016) relataram que nas bacias situadas em áreas montanhosas do Taiwan, as atividades agrícolas aumentaram consideravelmente as concentrações de nitrato nas águas, devido ao uso de fertilizantes, com consequentes perdas por lixiviação e carreamento para os corpos d'água. A poluição por nutrientes provenientes das atividades agrícolas não ocorre somente pelo uso excessivo/inadequado de fertilizantes, mas também à falta de manejo do solo que provoca erosão e consequente transporte de nutrientes e sedimentos para rios e lagos (LI et al., 2020).

Vale apontar que, embora os usos agropecuários nas bacias não tenham sido incluídos nos modelos preditivos de fósforo, nitrito e nitrogênio amoniacal basais, essa classe não deve ser desconsiderada. A ausência da significância estatística pode ser explicada pelo nível de detalhamento do mapa de uso e cobertura do solo utilizado. Outros estudos (CHANG et al., 2021; HSIEH; SHIU; CHIUEH, 2016) utilizaram mapas que detalharam os tipos de cultura ou até mesmo os tipos de pastagens e manejos do solo. Sendo assim, para estudos posteriores e em escala local, sugere-se a utilização de mapas de uso e cobertura do solo com o maior detalhamento das tipologias de classes de atividades agropecuárias.

6.3 Comparações com as concentrações basais de nutrientes obtidas em outros estudos

A Tabela 6.1 apresenta as concentrações basais de fósforo total, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e nitrogênio total, expressas em mg/L, estimadas para ambientes aquáticos em diferentes países, por diferentes autores, utilizando diferentes métodos, a saber: modelos preditivos, percentis, adoção de locais de referência e combinação de métodos.

Em relação aos estudos desenvolvidos no Brasil, Lamparelli (2004) e Cunha, Dodds e Calijuri (2011) estimaram em 0,032 mg/L e 0,040 mg/L, respectivamente, a concentração basal de fósforo total em rios do estado de São Paulo. Tais concentrações são similares à obtida na presente pesquisa considerando-se a mediana das concentrações basais desse nutriente nas ecorregiões dos estados de

Minas Gerais e São Paulo (0,031 mg/L) e estão dentro da faixa de concentrações basais obtidas para as 19 ecorregiões do presente estudo (0,02-0,09 mg/L). Contudo, os autores supracitados não realizaram uma divisão do estado com base nas características do meio físico e biótico (ecorregiões), tal como foi realizado na presente pesquisa. A estimativa de concentrações basais de nutrientes por meio da abordagem ecorregional é capaz de explicitar as variações espaciais, conforme relataram Clune, Crawford e Boyer (2020), e justifica a existência dessa ampla faixa de concentrações obtida no presente estudo.

Tabela 6.1 – Concentrações basais de P e frações de N expressas em mg/L, estimadas para diferentes locais do mundo, por diferentes autores, utilizando diferentes métodos

Local	Fósforo total	Nitrato	Nitrito	Nitrogênio amoniacal	Nitrogênio total	Referência	Metodologia
Rios de diferentes ecorregiões de MG e SP	0,02 - 0,09	0,02 - 0,30	0,002 - 0,031	0,04 - 1,00	0,09 - 1,28 ^(a)	Presente pesquisa	Modelos preditivos
Rios de SP	0,032	-	-	-	0,60	Lamparelli (2004)	Média de percentis (75% e 25%)
Rios de SP	0,040	-	-	-	0,34	Cunha, Dodds e Calijuri (2011)	Trisecção
Rios do centro oeste do Brasil	0,006	0,04	0,005	-	-	Fonseca et al. (2014)	Locais de referência
Rios de diferentes ecorregiões dos EUA	0,020 - 0,151	-	-	-	0,215 - 1,102	Dodds e Oakes (2004)	Modelos preditivos
Rios de diferentes ecorregiões dos EUA	0,010 - 0,128	-	-	-	0,00012 - 0,00218	USEPA (2000)	Locais de referência e percentis (75% e 25%)
Rios de diferentes ecorregiões de Maryland, EUA	0,0051 - 0,044	-	-	-	0,17 - 0,51	Morgan et al. (2013)	Modelos preditivos e percentis ^(b)
Rios da Europa	0,011 - 0,105	-	-	-	0,5 - 3,5	Nikolaidis et al. (2021)	Locais de referência e modelos preditivos
Rios de Victoria, Austrália	0,015 - 0,048	-	-	-	0,187 - 0,950	Newal e Tiller (2002)	Percentis

^(a) Sem considerar a fração orgânica. Foram somadas as frações de nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal para comparar com os outros estudos.

^(b) Utilizaram o método do intercepto (DODDS; OAKES 2004) e também os métodos de percentis (25% e 75%) da USEPA (2000), porém, nesta tabela são mostrados somente os resultados do primeiro método.

Em comparação com o estudo de Fonseca et al. (2014), também realizado no Brasil, houve discrepância entre as concentrações de P basal. Os autores estimaram em 0,006 mg/L a concentração basal de P para os rios situados no cerrado do centro-oeste brasileiro, uma ordem de grandeza abaixo das concentrações obtidas no presente estudo. Apesar de possuir o mesmo bioma de grande parte da área de estudo da presente pesquisa (cerca de 50% de cerrado), outros fatores podem explicar a discrepância de concentrações, tais como o clima, o relevo, os solos, entre outros.

Nenhum dos trabalhos levantados estimou as concentrações basais de nitrogênio amoniacal (Tabela 6.1). Em relação ao nitrato e ao nitrito, somente foram estimadas as concentrações basais destes nutrientes no estudo de Fonseca et al. (2014), realizado na região centro-oeste do Brasil, no bioma cerrado. Tanto para o nitrato quanto para o nitrito, as concentrações obtidas pelos autores (0,04 e 0,005 mg/L, respectivamente) estiveram na mesma ordem de grandeza do limite inferior da faixa de concentrações estimadas na presente pesquisa, que foi de 0,02 a 0,295 mg/L para o nitrato, e de 0,002 a 0,031 mg/L para o nitrito. Apesar disso, a maior concentração basal de nitrato esteve uma ordem de grandeza acima do resultado obtido por Fonseca et al. (2014).

Em comparação com os estudos realizados em outros países, de um modo geral, a faixa de concentrações basais de fósforo total estimadas na presente pesquisa (0,02-0,09 mg/L) se assemelhou àquelas descritas para as ecorregiões do EUA (0,020 - 0,151 mg/L e 0,010 - 0,128 mg/L), para os rios da Europa (0,011 - 0,105 mg/L) e para os rios de Victoria, Austrália (0,015 - 0,048 mg/L). Contudo, as maiores concentrações obtidas nos estudos de Dodds e Oakes (2004), USEPA (2000) e Nikolaidis et al. (2021) foram uma ordem de grandeza acima das concentrações obtidas para as ecorregiões propostas para MG e SP.

Vale destacar o estudo de Morgan et al. (2013), que foi desenvolvido com um nível de detalhamento maior e foi realizado especificamente nas ecorregiões de Maryland nos EUA. O limite inferior da faixa de concentrações basais de P obtidas no estudo dos autores (0,0051-0,044 mg/L) esteve uma ordem de grandeza abaixo das concentrações estimadas para as ecorregiões de MG e SP. Morgan et al. (2013) também utilizaram modelos preditivos tendo como variáveis preditoras o percentual de agricultura e urbanização, porém, o estudo abrangeu somente pequenos córregos (de primeira, segunda e terceira ordem). Tal diferença de resultados pode

ser explicada principalmente pelo nível de detalhamento do estudo de Morgan et al. (2013), todas as características ambientais dos dois países (Brasil x EUA) são diferentes e também pelo porte de cursos d'água – os autores só utilizaram dados de pequenos córregos.

Em relação ao nitrogênio total, este nutriente não teve a sua concentração basal estimada na presente pesquisa. Para comparar com os outros estudos, foram somadas as frações de nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal, com a ressalva de que falta a fração orgânica nessa somatória. Mesmo desprezando a fração orgânica de N, pode-se dizer que os resultados obtidos para as ecorregiões de MG e SP (0,09 - 1,28 mg/L) foram duas ordens de grandeza acima das concentrações estimadas para as ecorregiões do EUA pela USEPA (2000), que apresentaram faixa de concentrações variando de 0,00012 a 0,00218 mg/L. Haja vista que a principal fonte natural de nitrogênio é a deposição atmosférica, e que o clima, principalmente a velocidade e direção dos ventos, pressão e temperaturas atmosféricas, umidade relativa do ar, entre outros, influenciam na deposição atmosférica (GARCIA; CARDOSO, 2015), essa pode ser a explicação, pois há uma grande diferença entre tipos climáticos dos EUA e do Brasil.

Cabe enfatizar que as concentrações de referência de nitrogênio total estimadas pela USEPA (2000) para as ecorregiões dos EUA foram discrepantes de dos outros estudos (Tabela 6.1). Em comparação com estudos realizados na mesma localidade, com a utilização de métodos diferentes, as concentrações de N total foram discrepantes. Nos trabalhos Dodds e Oakes (2004) e USEPA (2000), que estimaram o N total para as ecorregiões dos EUA, as faixas de concentrações foram 0,215-1,102 mg/L e 0,00012-0,00218 mg/L, respectivamente, tendo variação de quatro ordens de grandeza.

Dado ao exposto, observou-se que as concentrações de referência de nutrientes (P e N) estimadas para ambientes aquáticos situados em diversos locais do mundo apresentaram variações significativas, mas sempre na mesma ordem de grandeza (Tabela 6.1). Fatores que podem explicar tais variações:

1. As características naturais das bacias, que já foram amplamente citadas na literatura como influentes nas concentrações naturais de nutrientes em ambientes aquáticos, tais como o clima, solos, relevo, vegetação, entre outros (SMITH, 2003). Esses fatores afetam a qualidade das águas, até mesmo em ambientes prístinos, de forma

isolada e/ou combinada/sinérgica. As características naturais das bacias de drenagem influenciam fortemente as concentrações de nutrientes nos ambientes aquáticos (EBRAHIMI et al., 2022).

2. A diversidade de métodos utilizados para realizar as estimativas das concentrações de referência. Alguns estudos utilizaram métodos baseados em modelos preditivos (DODDS; OAKES, 2004; MORGAN et al., 2013; NIKOLAIDIS et al., 2021), outros estimaram as concentrações por meio de métodos baseados em análises de percentis (CUNHA; DODDS; CALIJURI, 2011; LAMPARELLI, 2004; NEWAL; TILLER, 2002) e, por fim alguns estudos combinaram métodos ou utilizaram locais de referência considerados prístinos (FONSECA et al., 2014; USEPA, 2000). Em alguns desses métodos as concentrações utilizadas como dados de entrada sofrem influência dos usos antrópicos do solo. Por exemplo, nas pesquisas de Lamparelli (2004) e Cunha, Dodds e Calijuri (2011), não foi realizada distinção entre dados de ambientes impactados e preservados, todo o conjunto de dados levantado foi utilizado, o que certamente influenciou nas concentrações basais obtidas pelos autores.
3. Abordagem ecorregional. O estabelecimento de concentrações basais a partir de ecorregiões resultou em faixas de concentrações basais com variações significativas em um mesmo estado ou país, enquanto alguns estudos estimaram uma concentração basal única para ao mesmo território (Tabela 6.1). Por exemplo, Lamparelli (2004) e Cunha, Dodds e Calijuri (2011) estabeleceram uma concentração basal única para todo estado de SP, ao passo que, o presente estudo estimou uma faixa ampla de concentrações para os rios de SP, pois houve a “fragmentação” em ecorregiões. Isso ressalta que a abordagem ecorregional possibilita espacializar a variação das concentrações basais de nutrientes ao longo do território mapeado.

6.4 Contribuições científicas e ao planejamento gestão de recursos hídricos de recursos hídricos

A sistemática metodológica desenvolvida e aplicada na pesquisa é inédita e contribuiu para o preenchimento da lacuna existente na determinação de concentrações basais de nutrientes. As metodologias já aplicadas no Brasil (e.g., CUNHA; DODDS; CALIJURI, 2011; CUNHA; OGURA; CALIJURI, 2012; FONSECA et al., 2014; LAMPARELLI, 2004) estimaram as concentrações basais, porém não consideraram as variações espaciais destas concentrações nos territórios. Levar em conta as características regionais conduz a estimativas de concentrações basais mais realistas, pois, segundo Griffith et al. (1999), padrões espaciais de características regionais, como o relevo, os solos, a vegetação, a geologia, o clima e o uso do solo influenciam a natureza física, química ou biológica de corpos d'água. Tanto a metodologia adotada quanto os resultados alcançados na pesquisa serão úteis para o planejamento e a gestão dos recursos hídricos no Brasil.

O mapeamento de ecorregiões elaborado poderá auxiliar na definição das características naturais de corpos d'água de classe especial, tendo em vista que a Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), em seu artigo 13, traz uma definição geral: "Nas águas de classe especial deverão ser mantidas as condições naturais do corpo de água". Como não são especificados os parâmetros relativos a estas condições naturais, as concentrações basais de P e N estimadas na pesquisa podem servir de parâmetro para a classe especial nos estados de MG e SP. De uma maneira prática, as concentrações basais estimadas podem ser estabelecidas como limite máximo para a classe especial, haja vista a ausência de definição de tais parâmetros na referida resolução. Para os outros estados do território brasileiro, a metodologia desenvolvida poderá subsidiar a elaboração de estudos e pesquisas similares.

As concentrações basais de nutrientes estimadas para as 19 ecorregiões foram comparadas com os limites máximos permitidos para corpos d'água de classe 1, que foram estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005). A classe 1 foi escolhida para comparação dos resultados por ser a mais restritiva, já que a classe especial não especifica os parâmetros e limites. A referida resolução estabelece que em corpos d'água de classe 1, para um $\text{pH} \leq 7,5$, o limite máximo de nitrogênio amoniacal total deverá ser de 3,7mg/L. Tendo em

vista que para a maioria dos dados de monitoramento da qualidade da água utilizados nesta pesquisa, o pH mensurado apresentou valores abaixo de 7, em condições neutras ou levemente ácidas, as concentrações basais foram comparadas com os limites estabelecidos para esse valor de pH. Observou-se que as concentrações basais de fósforo total, nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal estimadas para as ecorregiões não ultrapassaram o limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos d'água de classe 1 (Tabela 6.2).

Tabela 6.2 – Concentrações basais de fósforo total, nitrato, nitrito e nitrogênio amoniacal estimadas para as ecorregiões (mínimas e máximas obtidas) comparadas às concentrações máximas estabelecidas pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos d'água de classe 1

Nutriente	Concentração basal estimada (mg/L)		Limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357 para águas de classe 1
	Mínima	Máxima	
Fósforo total	0,02	0,09	0,1*
Nitrato	0,02	0,30	10,0
Nitrito	0,002	0,031	1,0
Nitrogênio Amoniacal	0,04	1,00	3,7**

*Considerando os ambientes lóticos e tributários de ambientes intermediários.

**Considerando águas com pH \leq 7,5.

Houve variações significativas, de até duas ordens de grandeza (e.g., nitrogênio amoniacal), nas concentrações basais de nutrientes estimadas para as 19 ecorregiões propostas para os estados de MG e SP (Tabela 6.2). Tais variações evidenciam a influência das características naturais da bacia nas concentrações basais de nutrientes e ratificam a necessidade de se estabelecerem padrões de qualidade da água tangíveis, que de fato expressem as características naturais dos territórios, ou seja, que representem a variabilidade espacial ao longo do território, e não um limite único para todo o país, que apresenta dimensões continentais. Vale enfatizar que a variação das concentrações basais encontrada nas ecorregiões de MG e SP ocorre em uma área relativamente pequena quando comparada à dimensão do território brasileiro, levando a hipotetizar que ao longo do território brasileiro ocorrerão variações ainda maiores, tendo em vista a diversidade de biomas, clima, solos e relevo existentes no país. O mapeamento de ecorregiões é capaz de sintetizar esta diversidade de características e se constitui em uma

ferramenta apropriada para estabelecer diretrizes regionais de nutrientes em rios (CCME, 2016).

O mapa de ecorregiões de nutrientes e as concentrações basais estimadas também podem ser utilizados para subsidiar processos de licenciamento ambiental de empreendimentos/outorga de lançamento de efluentes em corpos d'água. Os padrões de lançamento podem ser particularizados de acordo com a concentração basal estimada para cada ecorregião, com atenção especial às ecorregiões em que as concentrações basais são menores e que, portanto, são possivelmente mais vulneráveis e responsivas aos possíveis aportes antropogênicos de nutrientes. A Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011, não estabelece padrões de lançamento para o fósforo, mas menciona esse nutriente em seu artigo Art. 17 (BRASIL, 2011):

O órgão ambiental competente poderá definir padrões específicos para o parâmetro fósforo no caso de lançamento de efluentes em corpos receptores com registro histórico de floração de cianobactérias, em trechos onde ocorra a captação para abastecimento público.

Portanto, para esses casos, os órgãos ambientais de SP e MG poderão utilizar as concentrações de referência de P, e até mesmo de N, para especificar os padrões a serem respeitados, visando a prevenir a eutrofização e evitar problemas de saúde pública advindos do abastecimento humano. O mapa de ecorregiões também pode ser útil na definição da melhor alternativa locacional para implantação de empreendimentos. Por exemplo, em ecorregiões com concentrações basais menores, pode-se evitar a implantação de empreendimentos que lançam efluentes com elevadas concentrações de P e N.

O uso das concentrações de referência também ajuda a contribuir para o cumprimento do objetivo nº 6 que compõe os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável – ODS, que foram instituídos pela Organização das Nações Unidas – ONU para promover mudanças positivas no mundo do futuro (ONU, 2015). O objetivo nº 6 foi dividido em metas específicas e, para o Brasil, a meta 6.3 é a seguinte (ODS BRASIL, 2015):

Até 2030, melhorar a qualidade da água nos corpos hídricos, reduzindo a poluição, eliminando despejos e minimizando o lançamento de materiais e substâncias perigosas, reduzindo pela metade a proporção do lançamento de efluentes não tratados e aumentando substancialmente o reciclo e reuso seguro localmente.

Do ponto de vista prático, a presente pesquisa pode contribuir no aspecto referente à melhoria da qualidade da água nos corpos hídricos e redução da poluição, pois, no tocante a esse tema da meta, existe o indicador: 6.3.2 – Proporção de corpos hídricos com boa qualidade da água. De acordo com a metodologia da ONU (2015), a qualidade geral da água é estimada a partir de um conjunto básico de seis parâmetros: condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, nitrogênio inorgânico, nitrogênio total, fósforo total, e pH. No Brasil, os padrões para tais parâmetros são os limites da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), conforme determinado pela ODS BRASIL (2015). Se 80% ou mais atendem dos parâmetros atendem aos padrões, é atribuída qualidade da água boa ao corpo hídrico monitorado. Sendo assim, a presente pesquisa poderá fornecer subsídios para aprimoramento da metodologia adotada pela ODS BRASIL (2015) ou até mesmo os resultados gerados para os estados de MG e SP podem ser utilizados como parâmetros para indicação de “boa qualidade da água”. Assim, ao potencialmente contribuir para o aprimoramento da Resolução CONAMA nº 357/2005, bem como ao controle e regulação dos processos de lançamentos de efluentes em corpos d’água, indiretamente a pesquisa também contribuirá para o cumprimento da meta 6.3 dos ODS.

7. CONCLUSÃO

A partir do delineamento de ecorregiões nos estados de MG e SP, seguido da determinação das concentrações basais de P e N, e considerando os métodos empregados e as técnicas utilizadas ao longo do estudo, foi possível concluir que:

- A metodologia adotada possibilitou o mapeamento de 19 ecorregiões nos estados de MG e SP, bem como o estabelecimento das concentrações de referência de fósforo total (0,02-0,09 mg/L), nitrato (0,02-0,30 mg/L), nitrito (0,002-0,031 mg/L) e nitrogênio amoniacal (0,04-1,00 mg/L) nessas ecorregiões.
- A porcentagem de áreas urbanas foi a variável preditora dominante nos modelos de regressão linear para a estimativa das concentrações basais de fósforo, nitrito e nitrogênio amoniacal. Tal constatação indica que o enriquecimento dos cursos d'água em MG e SP pela maioria das formas de nutrientes estudadas esteve fortemente relacionado às fontes pontuais e difusas em áreas urbanas, possivelmente ao lançamento de águas residuárias não tratadas ou que não passaram pelo tratamento terciário. Isso reforça a necessidade de investimentos em infraestrutura de saneamento básico, bem como a criação e implantação de programas e metas específicas de prevenção à poluição de rios e córregos. Além disso, o escoamento superficial de águas pluviais em áreas urbanas também pode ser citado como fonte de nutrientes. A influência dos usos agropecuários, por sua vez, mostrou-se especialmente relevante para o nitrato, o que sugere a possível contribuição dos fertilizantes e demais produtos utilizados no manejo de áreas agrícolas e de criação de animais. Contudo, a influência sobre outras formas de nutrientes precisa ser melhor explorada, possivelmente a partir de mapas com resolução espacial mais detalhada e que especifiquem as tipologias de classes de atividades agropecuárias.
- Os atributos físicos e ambientais escolhidos para delinear as ecorregiões de nutrientes em corpos d'água lóticos se mostraram

importantes, pois, a despeito das perturbações antrópicas, influenciam fortemente a qualidade das águas, o que ficou evidenciado pela heterogeneidade espacial das concentrações basais de P e N obtidas para as 19 ecorregiões. Cada atributo contribui de diferentes maneiras para o aporte natural de nutrientes para os corpos hídricos. O clima exerce influência devido ao regime e quantidade de chuvas, variações da temperatura, ventos e deposição atmosférica. Os solos, em função de sua composição química e também pelos processos de erosão e sedimentação, escoamento superficial e lixiviação, que ocorrem em menor ou maior grau, dependendo de suas características intrínsecas. A declividade condiciona processos de escoamento superficial, que transportam sedimentos associados a nutrientes e outras partículas que influenciam a qualidade das águas. Quanto aos biomas, a sua influência está relacionada, por exemplo, com o tipo de vegetação, que afeta o aporte de material alóctone aos corpos hídricos.

- A significativa heterogeneidade espacial das concentrações basais de P e N ao longo das ecorregiões de MG e SP, bem como as discrepâncias de tais concentrações em relação às reportadas em outros estudos nacionais e internacionais, corroboram a importância de se estabelecerem padrões de qualidade ambiental condizentes com tal variabilidade natural das concentrações ao longo do território. Além disso, ressaltam a necessidade de se mapearem as ecorregiões de nutrientes de todos os estados do Brasil de modo que não seja adotada uma concentração única para todo o território brasileiro, que apresenta dimensões continentais. A utilização das ecorregiões e suas concentrações de referência de nutrientes possui caráter preventivo da poluição de ambientes aquáticos, uma vez que permite a adoção de medidas de planejamento para se atingirem níveis esperados de N e P em condições de mínimo distúrbio ou se estabelecerem metas progressivas de melhoria da qualidade da água.

REFERÊNCIAS²

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711-728, 2013.

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Base Hidrográfica Ottocodificada Multiescalas 2017**. Disponível em: <<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/b228d007-6d68-46e5-b30d-a1e191b2b21f>> Acesso em 20 jan. 2018.

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Mapa da Divisão Hidrográfica segundo o Conselho Nacional de Recursos Hídricos**. Ano: 2013. Disponível em: <<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/5006a7c0-04cb-4ac4-8e8b-87d423b673e2>> Acesso em 04 jan. 2022.

AUER, M. T. et al. Qualidade da água. In: MIHELIC, J. R.; ZIMMERMAN, J. B. (orgs) **Engenharia Ambiental: fundamentos, sustentabilidade e projeto**. Rio de Janeiro: LTC, 2012. Título Original: Environmental engineering: fundamentals, sustainability, design.

BAILEY, R. G. **Ecoregions of the United States** (map). Intermountain Region, Ogden, Utah: US Department of Agriculture, Forest Service, Scale 1:7,500,000, 1976.

BRAGA, B. et al. **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2ª ed. São Paulo: Prentice Hall, 2005.

BRASIL. Lei Federal nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. **Política Nacional do Meio Ambiente**. Brasília, 1981

BRASIL. Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. **Política Nacional de Recursos Hídricos**. Brasília, 1997.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em: <<http://conama.mma.gov.br/images/conteudo/LivroConama.pdf>>. Acesso em: 8 out. 2021.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a

² De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT NBR 6023).

Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em: <<http://conama.mma.gov.br/images/conteudo/LivroConama.pdf>>. Acesso em: 17 out. 2021

BURKART, M. R.; STONER, J. D. Nitrate in aquifers beneath agricultural systems. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 9, p. 19-29, 2002.

CARLSSON, G. et al. Hierarchical clustering of asymmetric networks. **Advances in Data Analysis and Classification**, v. 12, n. 1, p. 65–105, 2018.

CCME – CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. **Development of ecoregion based phosphorus guidelines for Canada: Ontario as a case study**. Ontario: CCME, 2006.

CCME – CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. **Guidance Manual For Developing Nutrient Guidelines For Rivers And Streams**. Ontario: CCME, 2016. ISBN 978-1-77202-022-9

ÇELEKLI, A.; LEKESIZ, Ö. Eco-assessment of West Mediterranean basin's rivers (Turkey) using diatom metrics and multivariate approaches. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 27, p. 27796-27806, 2020.

CERH – Conselho Estadual de Recursos Hídricos. Comitê Coordenador do Plano Estadual de Recursos Hídricos. **Relatório de situação dos recursos hídricos do Estado de São Paulo**. Comitê Coordenador do Plano Estadual de Recursos Hídricos, São Paulo: 1999.

CHANG, C. T.; SONG, C. E.; LEE, L. C.; CHAN, S. C.; LIAO, C. S.; LIOU, Y. S.; HUANG, J. C. Influence of landscape mosaic structure on nitrate and phosphate discharges: an island-wide assessment in subtropical mountainous Taiwan. **Landscape and Urban Planning**, v. 207, p. 1-13, 2021.

CHEN, C.; GAO, M.; XIE, D.; NI, J. Spatial and temporal variations in non-point source losses of nitrogen and phosphorus in a small agricultural catchment in the Three Gorges Region. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, 257, p. 1-15, 2016.

CHERUVELIL, K. S. et al. Creating multithemed ecological regions for macroscale ecology: Testing a flexible, repeatable, and accessible clustering method. **Ecology and evolution**, v. 7, n. 9, p. 3046-3058, 2017.

CLUNE, J. W.; CRAWFORD, J. K.; BOYER, E. W. Nitrogen and Phosphorus Concentration Thresholds toward Establishing Water Quality Criteria for Pennsylvania, USA. **Water**, v. 12, n. 3550, p. 1-13, 2020.

CNRH, 2002) - Política Nacional de Recursos Hídricos por meio da Resolução nº 30/2002 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (

COOK, M. G.; ZUBLENA, J. P.; HODGES, S. C.; NADERMAN, G. C. (1997). **How soils influence water quality**. Department of Crop and Soil Sciences: 1997. 4 p. Disponível em: <<http://www.soil.ncsu.edu/publications/Soilfacts/AG-439-01/>> Acesso em: Set. 2021

COTTINGHAM, K. L. et al. Cyanobacteria as biological drivers of lake nitrogen and phosphorus cycling. **Ecosphere**, v. 6, n. 1, p. 1-19, 2015.

CUNHA, D. G. F. et al. Resolução CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005-2009). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, p. 159-168, 2013.

CUNHA, D. G. F.; DODDS, W. K.; CALIJURI, M. C. Defining nutrient and biochemical oxygen demand baselines for tropical rivers and streams in São Paulo State (Brazil): a comparison between reference and impacted sites. **Environmental Management**, v. 48, p. 945-956, 2011.

CUNHA, D. G. F.; OGURA, A. P.; CALIJURI, M. C. Nutrient reference concentrations and trophic state boundaries in subtropical reservoirs. **Water Science & Technology**, v. 65, n. 8, p. 1461-1467, 2012.

D'ALGE, J. C. L. Cartografia para Geoprocessamento. In: CÂMARA, G.; DAVIS, C.; MONTEIRO, A. M. V. **Introdução à Ciência da Geoinformação**. São José dos Campos: INPE, 2001. Disponível em: <<http://mtc-m12.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/sergio/2004/04.22.07.43/doc/publicacao.pdf>> Acesso em: 27 fev. 2021.

DODDS, W. K.; CARNEY, E.; ANGELO, R. T. Determining Ecoregional Reference Conditions for Nutrients, Secchi Depth and Chlorophyll a in Kansas Lakes and Reservoirs. **Lake and Reservoir Management**, v. 22, n. 2, p. 151-159, 2009.

DODDS, W. K.; OAKES, R. M. A technique for establishing reference nutrient concentrations across watersheds affected by humans. **Limnology and Oceanography Methods**, v. 2, p. 333-341, 2004.

DODDS, W. K. et al. Eutrophication of U.S. Freshwaters: Analysis of Potential Economic Damages. **Environmental Science & Technology**, v. 43, n 1, p. 12-19, 2008.

EBRAHIMI, E. et al. Effect of precipitation and sediment concentration on the loss of nitrogen and phosphorus in the Pasikhan River. **Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua**, v. 0, n. 0, p. 1-18, 2022.

EEA – European Environment Agency. **European Waters - Assessment of Status And Pressures 2018**. <https://doi.org/10.2800/303664> EEA Report No 7/2018.

EEA – European Environment Agency. **European waters : assessment of status and pressures 2018**. Publications Office, 2018.

<<https://data.europa.eu/doi/10.2800/042362>> Acesso em 05 jan. 2022.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Brasília: Embrapa Solos, 2018. 356 p. ISBN 978-85-7035-800-4.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Súmula da 10. Reunião Técnica de Levantamento de Solos**. Rio de Janeiro, 1979. 83p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

FLORENZANO, T. G. **Iniciação em sensoriamento remoto**. 3. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

FONSECA, B. M. et al. Nutrient baselines of Cerrado low-order streams: comparing natural and impacted sites in Central Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 186, n. 1, p. 19-33, 2014.

GALLOWAY, J. N.; COWLING, E. B. Reflections on 200 years of Nitrogen, 20 years later. **Ambio**, v. 50, p. 745-749, 2021.

GARCIA, G.; CARDOSO, A. A. A importância da deposição atmosférica seca como fonte de nitrogênio e fósforo para ecossistemas lacustres. IN: POMPEO, M.; et al. (Orgs.) **Ecologia de reservatórios e interfaces**, São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015. p. 143-159, 2015.

GATIBONI, L.; KULESZA, S.; OSMOND, D. **Soils and Water Quality**. SoilFacts - NC State Extension Publications. AG-439-01. 2021. Disponível em: <<https://content.ces.ncsu.edu/soils-and-water-quality>> Acesso em: 01 dez. 2021.

GHILANI; C. D; WOLF, P.R. **Geomática**. São Paulo: Pearson, 2014. Título Original: Elementary surveying: an introduction to geomatics.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **Princípios de estatística em ecologia**. Porto Alegre: ARTMED editora, 2016. 528 p.

GRIFFITH, G. E.; OMERNIK, J. M.; WOODS, A. J. Ecoregions, watersheds, basins, and HUCs: How state and federal agencies frame water quality. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 54, n. 4, p. 666-677, 1999.

GRIFFITH, J. A.; STEHMAN, S. V.; LOVELAND, T. R. Landscape Trends in Mid-Atlantic and Southeastern United States Ecoregions. **Environmental Management**, v. 32, n. 5, p. 572-588, 2003.

GUERRA, A. J. T. et al. **Geomorfologia ambiental**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2006. 192 p.

HAIR, J. F. JR.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L.; BLACK, W. **Análise Multivariada de dados**. 6. ed. Bookman: São Paulo, 2009.

HEINSALU, A.; ALLIKSAAR, T.; LEEBEN, A.; NÕGES, T. Sediment diatom assemblages and composition of pore-water dissolved organic matter reflect recent eutrophication history of Lake Peipsi (Estonia/Russia). **Hydrobiologia**, v. 584, n. 1, p. 133-143, 2007.

HEMSING, L. Ø.; BRYN, A. Three methods for modelling potential natural vegetation (PNV) compared: A methodological case study from south-central Norway. **Norsk Geografisk Tidsskrift/Norwegian Journal of Geography**, v. 66, p. 11-29, 2012.

HSIEH, P.; SHIU, H.; CHIUEH, P. Reconstructing nutrient criteria for source water areas using reference conditions. **Sustainable Environment Research**, v. 26, p. 243-248, 2016.

HUANG, J. C. et al. Effects of different N sources on riverine DIN export and retention in a subtropical high-standing island, Taiwan. **Biogeosciences**, v. 13, n. 6, p. 1787-1800, 2016.

HUGHES, R. M.; LARSON, D. P. Ecoregions: Na approach to surface water protection. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, v. 60, p. 486-493, 1988.

HUO, S. et al. Development of methods for establishing nutrient criteria in lakes and reservoirs: A review. **Journal of Environmental Sciences**, v. 67, p. 54-66, 2018.

HUO, S. et al. Lake ecoregions and nutrient criteria development in China. **Ecological Indicators**, v. 46, p. 1-10, 2014.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de Biomas do Brasil**. Escala 1:250.000. Versão 2019. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/estudos-ambientais/15842-biomas.html?=&t=downloads>> Acesso em: 30 nov. 2019.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa Geomorfológico do Brasil**. Escala 1:250.000. Versão 2021. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/geomorfologia/10870-geomorfologia.html?=&t=downloads>> Acesso em: 01 dez. 2021.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa Pedológico do Brasil**. Escala 1:250.000. Versão 2018. Disponível em: <https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/pedologia/vetores/escala_250_mil/versao_2018/> Acesso em: 15 dez. 2018.

JANSSEN, A. B. G. et al. Spatial identification of critical nutrient loads of large shallow lakes: Implications for Lake Taihu (China). **Water Research**, v. 119, p. 276-287, 2017.

JOHNSON, R. A.; WICHERN, D. W. **Applied Multivariate Statistical Analysis**. Madison: Prentice Hall International, 1982. 607p.

KHAN, A. et al. How large is the Upper Indus Basin? The pitfalls of auto-delineation using DEMs. **Journal of Hydrology**, v. 509, p. 442-453, 2014.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia de corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese (Doutorado). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 2004.

LANDIM, P. M. B. **Análise estatística de dados geológicos multivariados**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011. 208 p.

LEE, T. Y.; HUANG, J. C.; KAO, S. J.; TUNG, C. P. Temporal variation of nitrate and phosphate transport in headwater catchments: the hydrological controls and land use alteration. **Biogeosciences**, v. 10, n. 4, p. 2617-2632, 2013.

LI, Y. et al. On the relationship between landscape ecological pattern and water quality across gradient zones of rapid urbanization in coastal China. **Ecological Modelling**, v. 318, p. 100–108, 2015.

MACHADO, M. F.; SILVA, S. F. (Org). **Geodiversidade do estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte: CPRM, 2010.

MAGALHÃES, S. F. C. **Avaliação dos fatores que influenciam na dinâmica de nutrientes, material particulado e vazão em pequenas bacias hidrográficas**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Conservação). Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2017.

MAKAREWICZ, J. C. et al. Using SWAT to determine reference nutrient conditions for small and large streams. **Journal of Great Lakes Research**, v. 41, n. 1, p. 123-135, 2015.

MALAGÓ, A.; BOURAOU, F. Global anthropogenic and natural nutrient fluxes: from local to planetary assessments. **Environmental Research Letters**, v. 16, n. 5, p. 1-14, 2021.

MCCARTY, J. A.; MATLOCK, M. D.; SCOTT, J. T.; HAGGARD, B. E. Risk Indicators For Identifying Critical Source Areas In Five Arkansas Watersheds. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 61, n. 3, p. 1025-1032, 2018.

MILLER JR., G. T. **Ciência ambiental**. 11. ed. São Paulo: CENGAGE Learning, 2007.

MILLER JR., G. T.; SPOOLMAN, S. E. **Ciência ambiental**. 14. ed. São Paulo: CENGAGE Learning, 2015.

MILLER, D. L. et al. Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. **Fisheries**, v. 13, p. 12-20. 1988.

MITTELSTET, A. R.; GILMORE, T. E.; MESSER, T.; RUDNICK, D. R.; HEATHERLY, T. Evaluation of selected watershed characteristics to identify best management practices to reduce Nebraskan nitrate loads from Nebraska to the Mississippi/Atchafalaya River basin. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 277, p. 1-10, 2019.

MOLISANI, M. M. et al. Emissões naturais e antrópicas de nitrogênio, fósforo e metais para a bacia do Rio Macaé (Macaé, RJ, Brasil) sob influência das atividades de exploração de petróleo e gás na Bacia de Campos. **Química nova**, v. 36, n. 1, p. 27-66, 2013.

MORGAN, R. P.; KLINE, K. M.; CHURCHILL, J. B. Estimating reference nutrient criteria for Maryland ecoregions. **Environmental monitoring and assessment**, v. 185, n. 3, p. 2123-2137, 2013.

NEWALL, P.; TILLER, D. Derivation of nutrient guidelines for streams in Victoria, Australia. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 74, p. 85-103, 2002.

NIKOLAIDIS, N. P. et al. River and lake nutrient targets that support ecological status: European scale gap analysis and strategies for the implementation of the Water Framework Directive. **Science of the Total Environment**, p. 151898, 2021.

NOERNBERG, M. A.; NOVO, E. M. L. M.; KRUG, T. Aplicação de sistemas radar no monitoramento de infestações de plantas aquáticas em reservatórios: vantagens e limitações. **Revista Boletim de Ciências Geodésicas**, Curitiba, v. 5, p. 41-54, 1999.

NOWATZKI, A. S; CORDEIRO, L. J; PAULA, E. V. Utilização do Sig na Delimitação das Áreas de Preservação Permanente (APP's) na Bacia do Rio Sagrado (Morretes/PR). **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 22, n.1, p. 107-120, 2010.

ODS BRASIL – Objetivos de Desenvolvimento Sustentável no Brasil. **Indicadores Brasileiros para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável – 2015**. Disponível em: <<https://odsbrasil.gov.br/>> Acesso em: 10 dez. 2021.

OMERNIK, J. M. Ecoregions of the conterminous United States. **Annals of the Association of American Geographers**, v. 77, p. 118-125, 1987.

ONU – Organização das Nações Unidas. **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável no Brasil**. 2015. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/pos2015/>. Acesso em: 28 dez. 2021.

PARDO, I. et al. The European reference condition concept: a scientific and technical approach to identify minimally-impacted river ecosystems. **The Science of the Total Environment**, v. 420, p. 33-42, 2012.

PFAFSTETTER, O. **Classificação de bacias hidrográficas: metodologia de codificação**. Rio de Janeiro, RJ: Departamento Nacional de Obras de Saneamento (DNOS), 1989. 19 p. Trabalho não publicado.

Projeto MapBiomas – **Coleção 2.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**, acessado em 2017 através do link: <http://mapbiomas.org/pages/downloads>

RAVICHANDRAN, S.; RAMANIBAI, R.; PUNDARIKANTHAN, N. V. Ecoregions for describing water quality patterns in Tamiraparani basin, South India. **Journal of Hydrology**, v. 178, n. 1-4, p. 257-276, 1996.

REIS, L. F. R.; BRANDÃO, J. L. B. Impactos ambientais sobre rios e reservatórios. In: CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. (coord.) **Engenharia Ambiental: conceitos, tecnologias e gestão**. 2. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2019.

ROHLF, F. J. Adaptative hierarchical clustering schemes. **Systematic Zoology**, v.19, n.1, p.58-82, 1970.

ROSA, R. Geotecnologias na Geografia Aplicada. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 16, p. 81-90, 2018.

SMITH, R. A.; et al. Natural background concentrations of nutrients in streams and rivers of the conterminous United States. **Environmental Science and Technology**, v. 37, p. 2039-3047, 2003.

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.

SNYDER, J. P. Map projections used by the US Geological Survey. **Geological Survey Bulletin** 1532. 2 ed. United States Government Printing Office, 1982.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. The comparison of dendrograms by objective methods. **Taxon**, v. 11, n. 2, p. 33-40, 1962.

SORANNO, P. A. et al. Effects of land use on lake nutrients: the importance of scale, hydrologic connectivity, and region. **PloS one**, v. 10, n. 8, p. 1-22, 2015.

SORANNO, P. A.; et al. Quantifying regional reference conditions for freshwater ecosystem management: A comparison of approaches and future research needs. **Lake and Reservoir Management**, v. 27, p. 138-148, 2011.

STEVENSON, R. J.; HILL, B. H.; HERLIHY, A. T.; YUAN, L. L.; NORTON, S. B. Algae–P relationships, thresholds, and frequency distributions guide nutrient criterion development. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 27, n. 3, p. 783-799, 2008.

STODDARD, J. L.; et al. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. **Ecological Applications**, v. 16, n. 4, p. 1267–1276, 2006.

TUNDISI, J. G. **Água no Século XXI: Enfrentando a Escassez**. 2ªed. São Carlos: RiMa, 2005. 248p

UDDIN, M. G.; MONIRUZZAMAN, M.; QUADER, M. A.; HASAN, M. A. Spatial variability in the distribution of trace metals in groundwater around the Rooppur nuclear power plant in Ishwardi, Bangladesh. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 7, p. 220-231, 2018.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Nutrient Criteria: Technical Guidance Manual; Rivers and Streams**. EPA 822B-00-002. Washington: U.S. Environmental Protection Agency, 2000.

USGS – United States Geological Survey. **Earth Explorer**. 2018. Disponível em: <<https://earthexplorer.usgs.gov/>> Acesso em fev. 2018.

VICINI, L. **Análise multivariada da teoria à prática**. 2005. 215 f. Monografia (Especialização) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. 2ª ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014a. 592 p.a

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ª ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014b. 452 p.

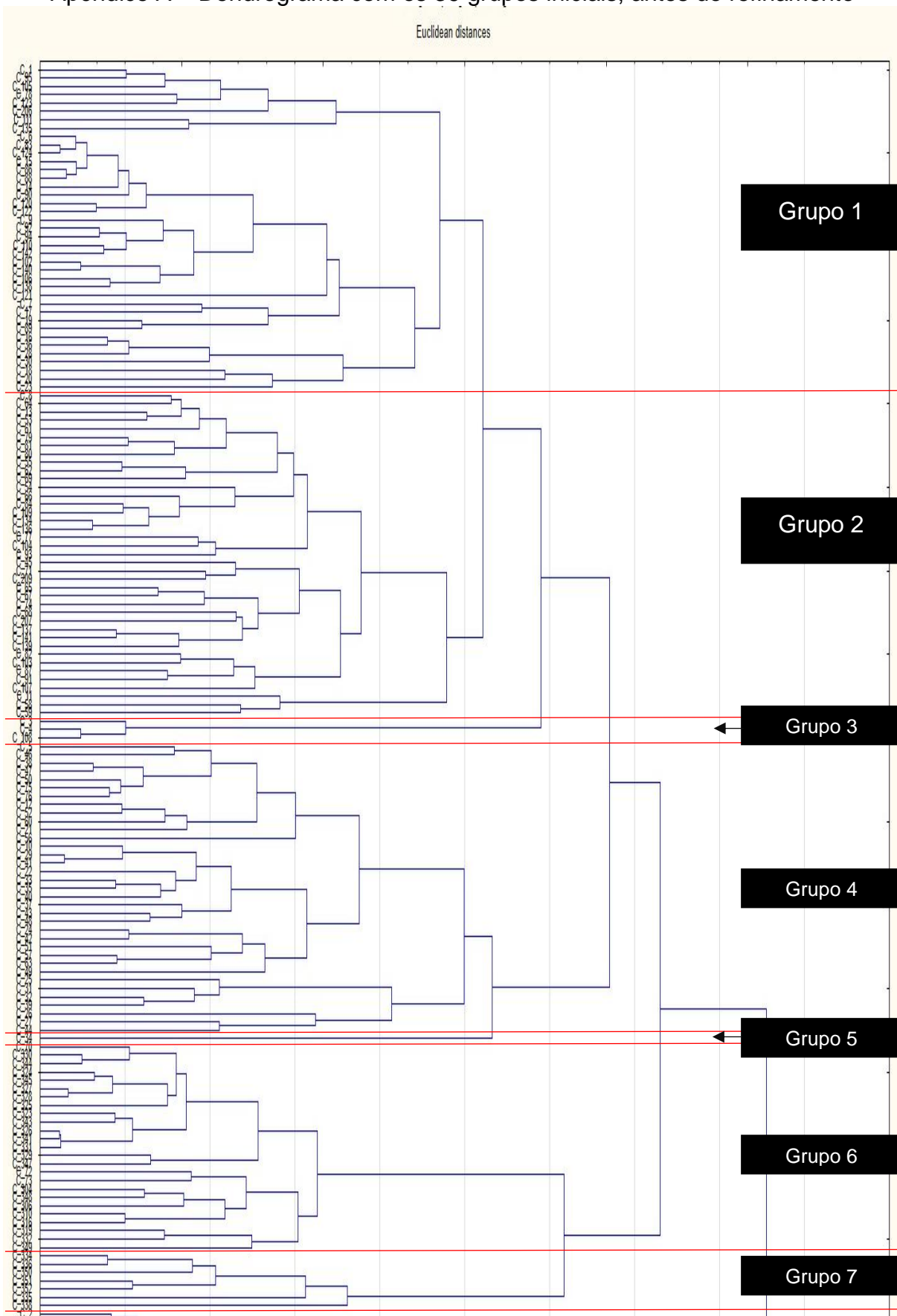
YUAN, S.; et al. Constrained spectral clustering for regionalization: Exploring the trade-off between spatial contiguity and landscape homogeneity. In: 2015 IEEE International Conference on Data Science and Advanced Analytics (DSAA). IEEE, 2015. p. 1-10.

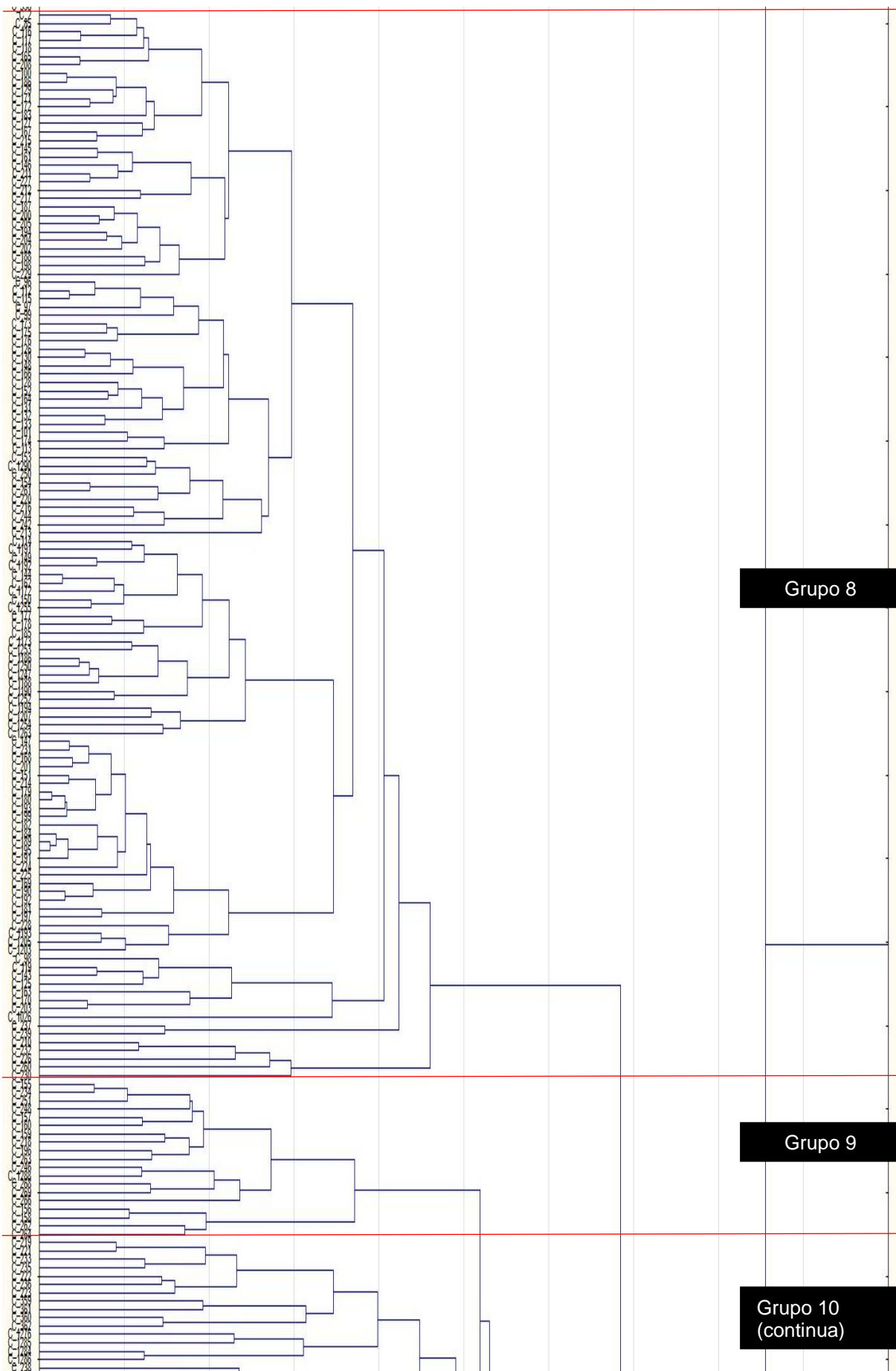
YUAN, S.; TAN, P. N.; CHERUVELIL, K. S.; COLLINS, S. M.; SORANNO, P. A. Constrained spectral clustering for regionalization: Exploring the tradeoff between

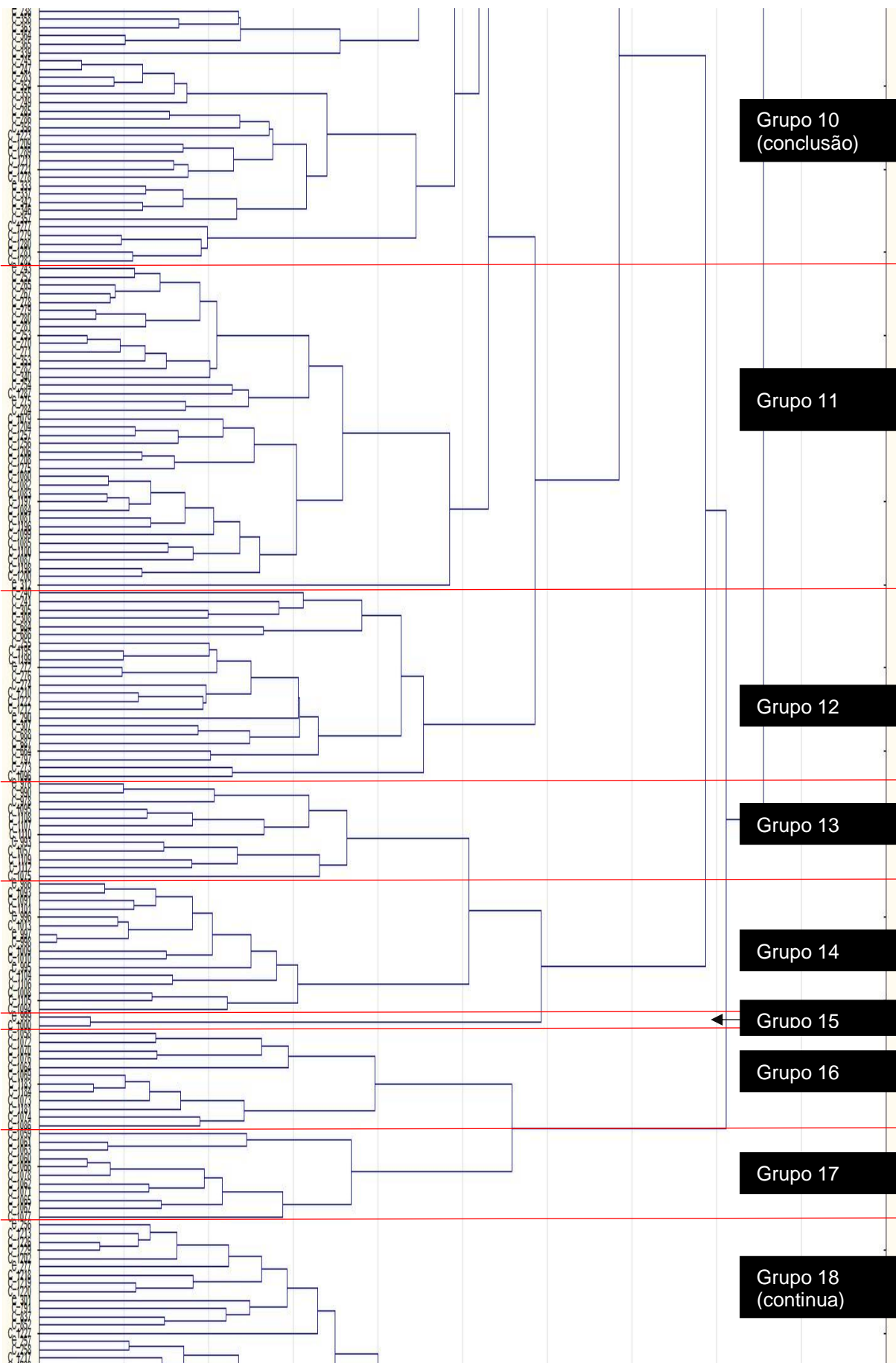
spatial contiguity and landscape homogeneity. **Proceedings of the IEEE International Conference on Data Science and Advanced Analytics (DSAA)**, Paris, France, October 19-21, 2015.

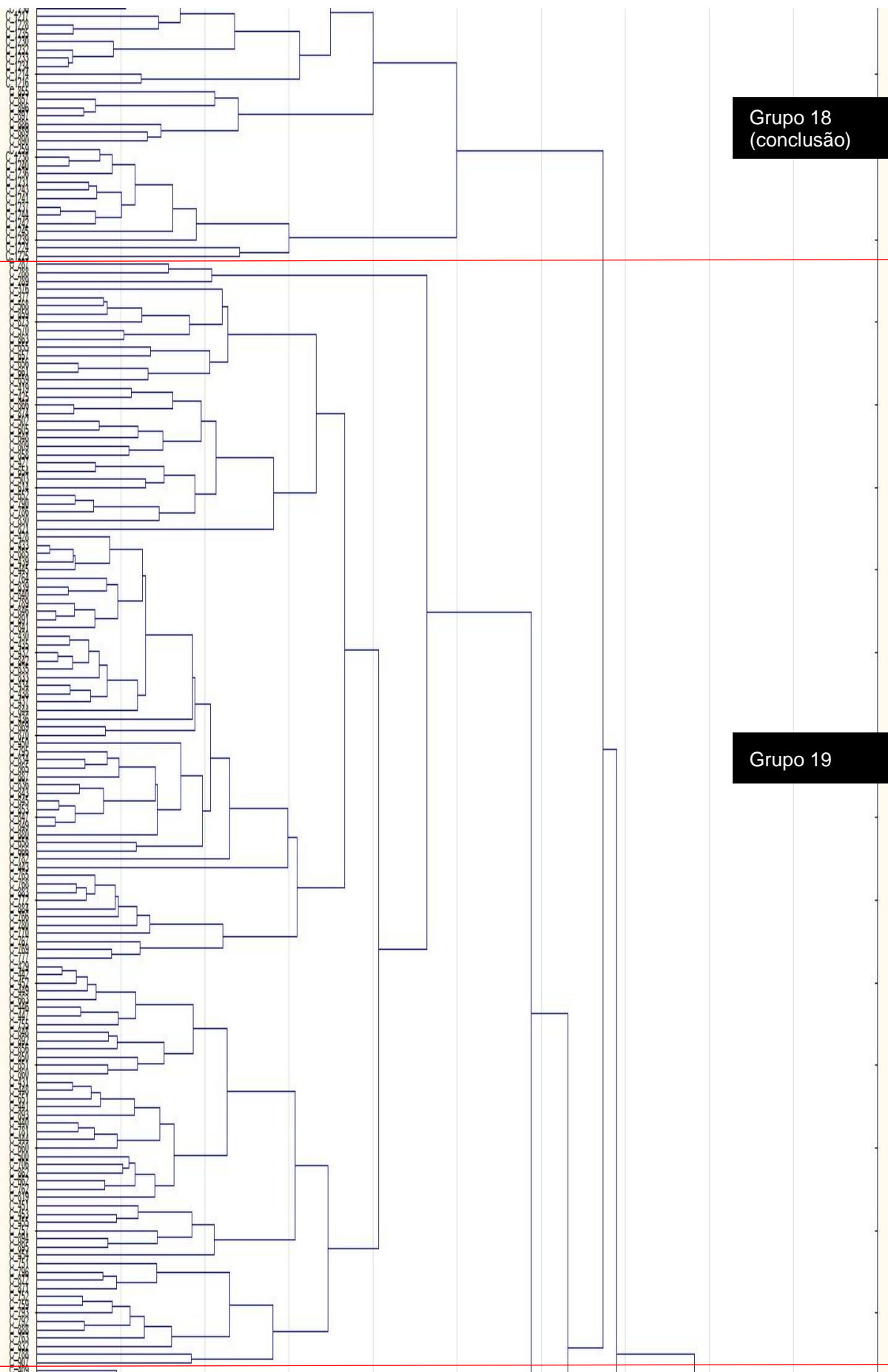
ZHOU, Y.; et al. A GIS-based spatial pattern analysis model for eco-region mapping and characterization. **International journal of geographical information science**, v. 17, n. 5, p. 445-462, 2003.

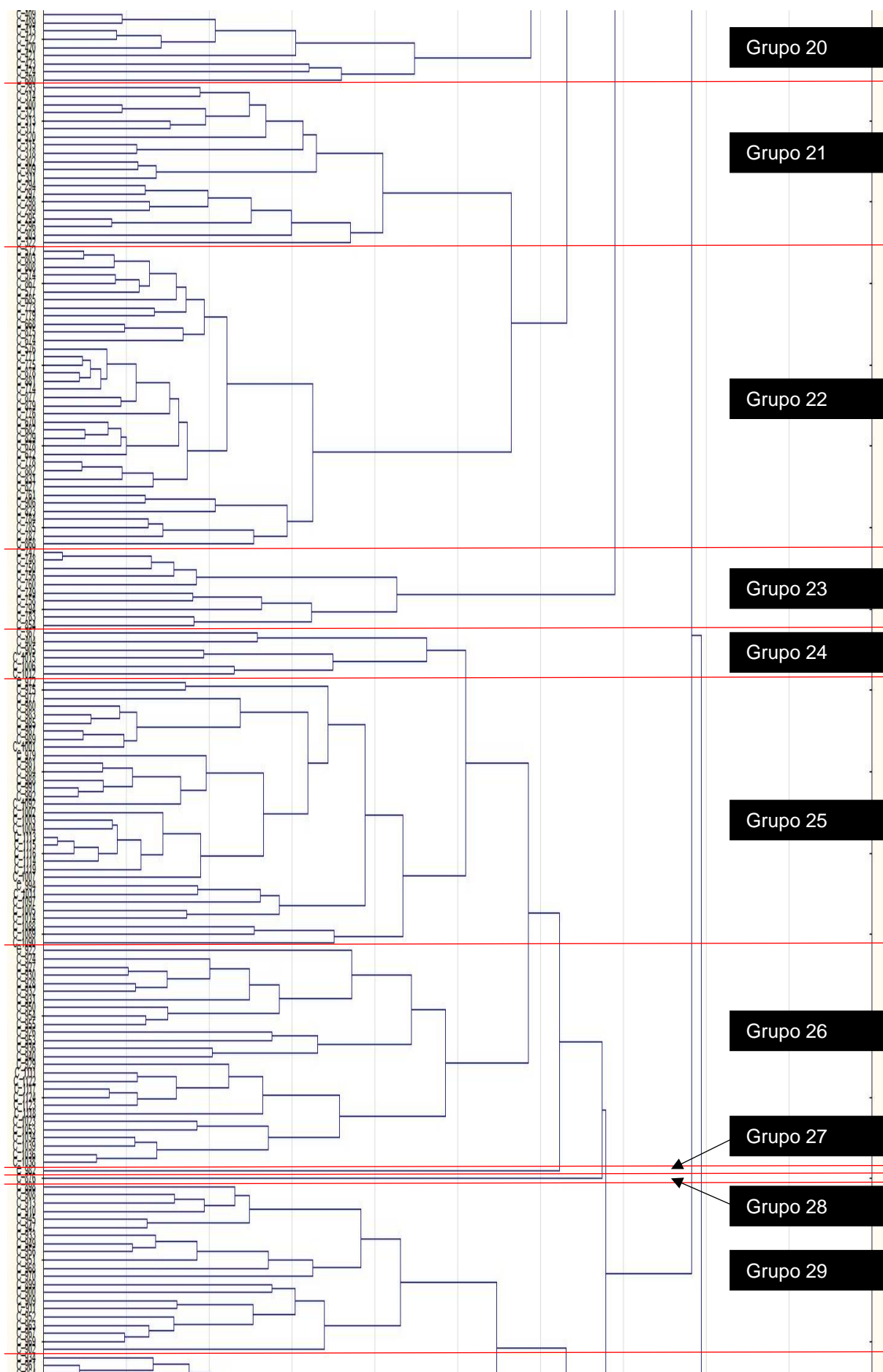
Apêndice A – Dendrograma com os 39 grupos iniciais, antes do refinamento

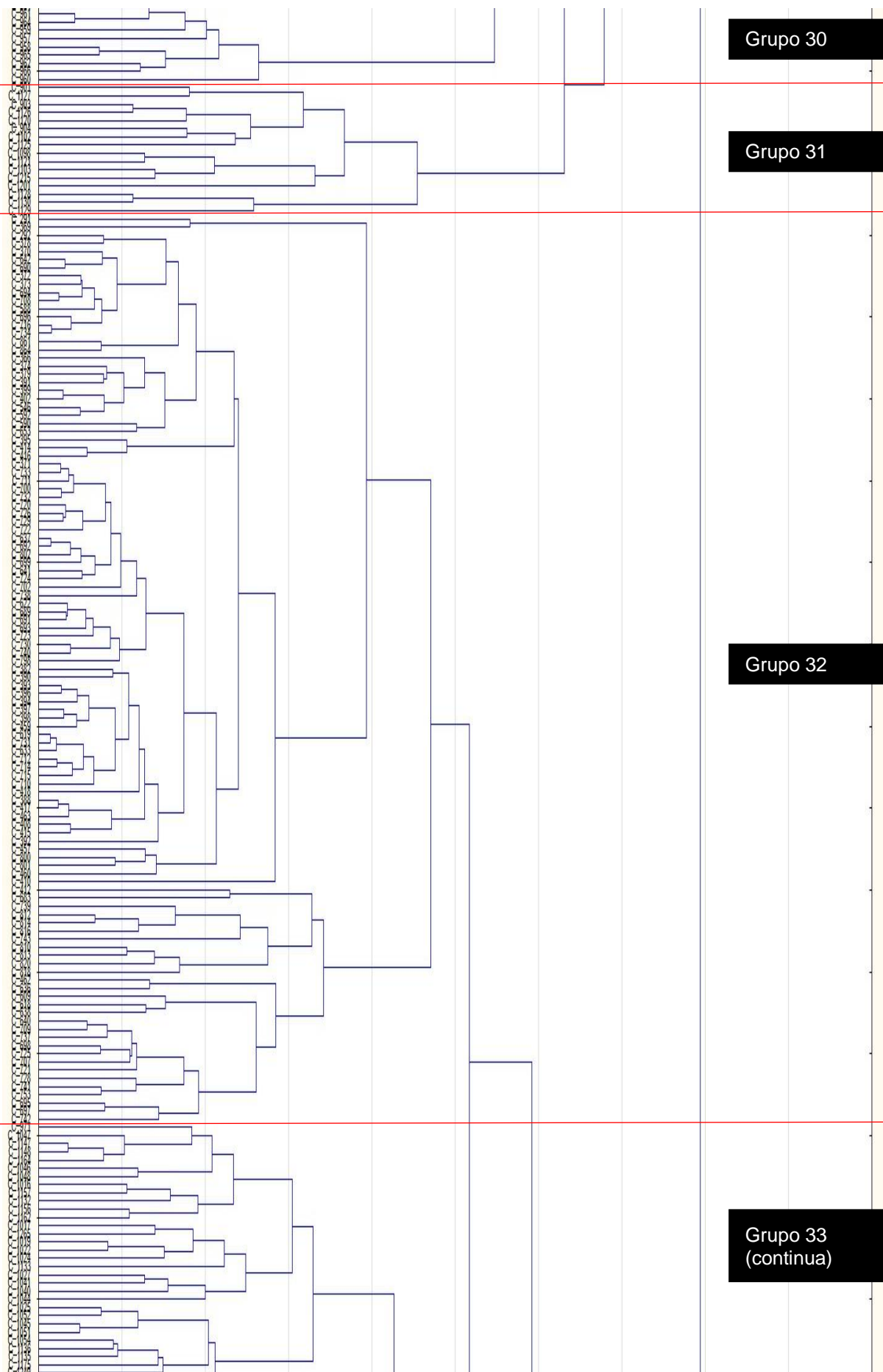


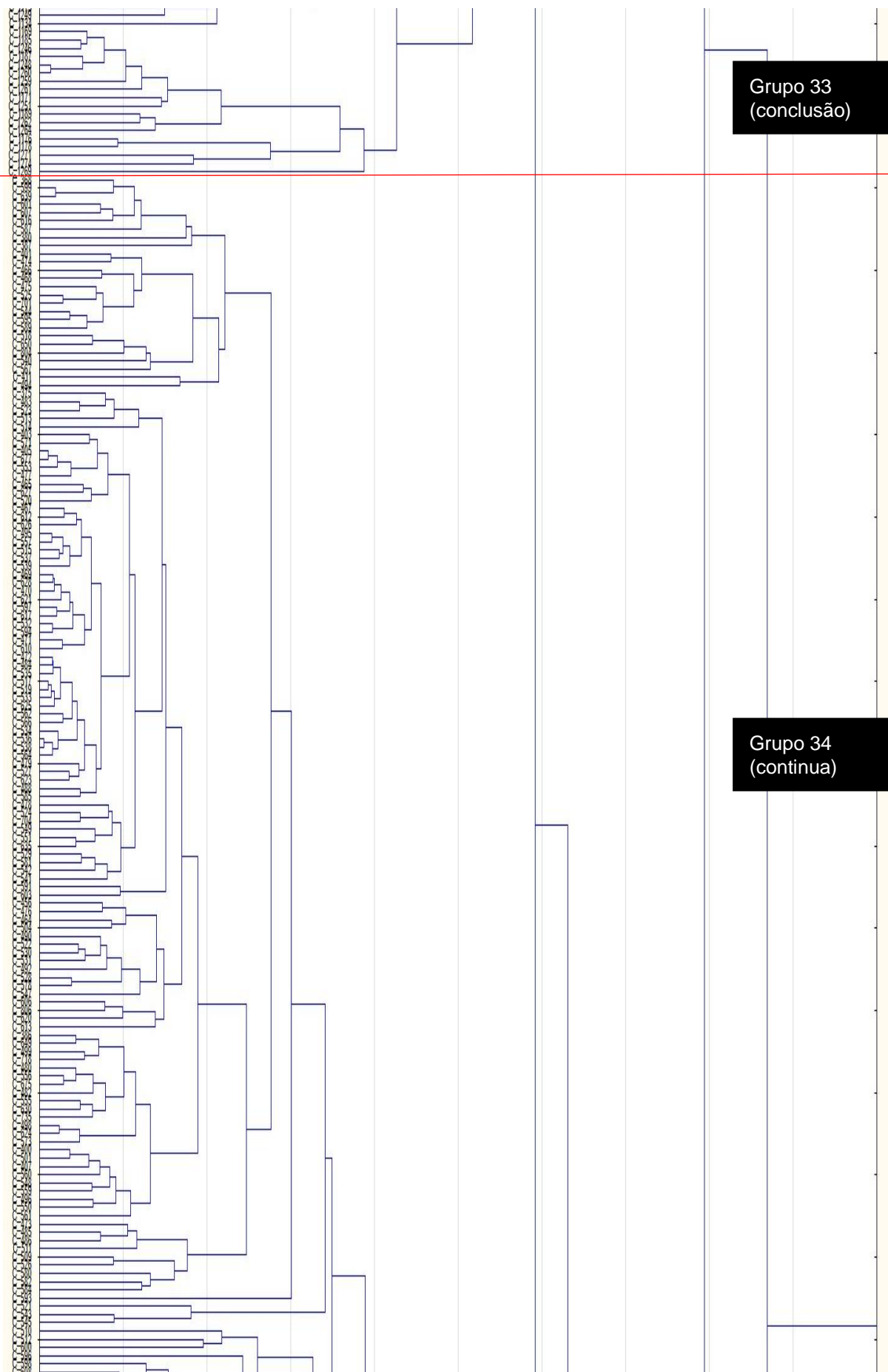


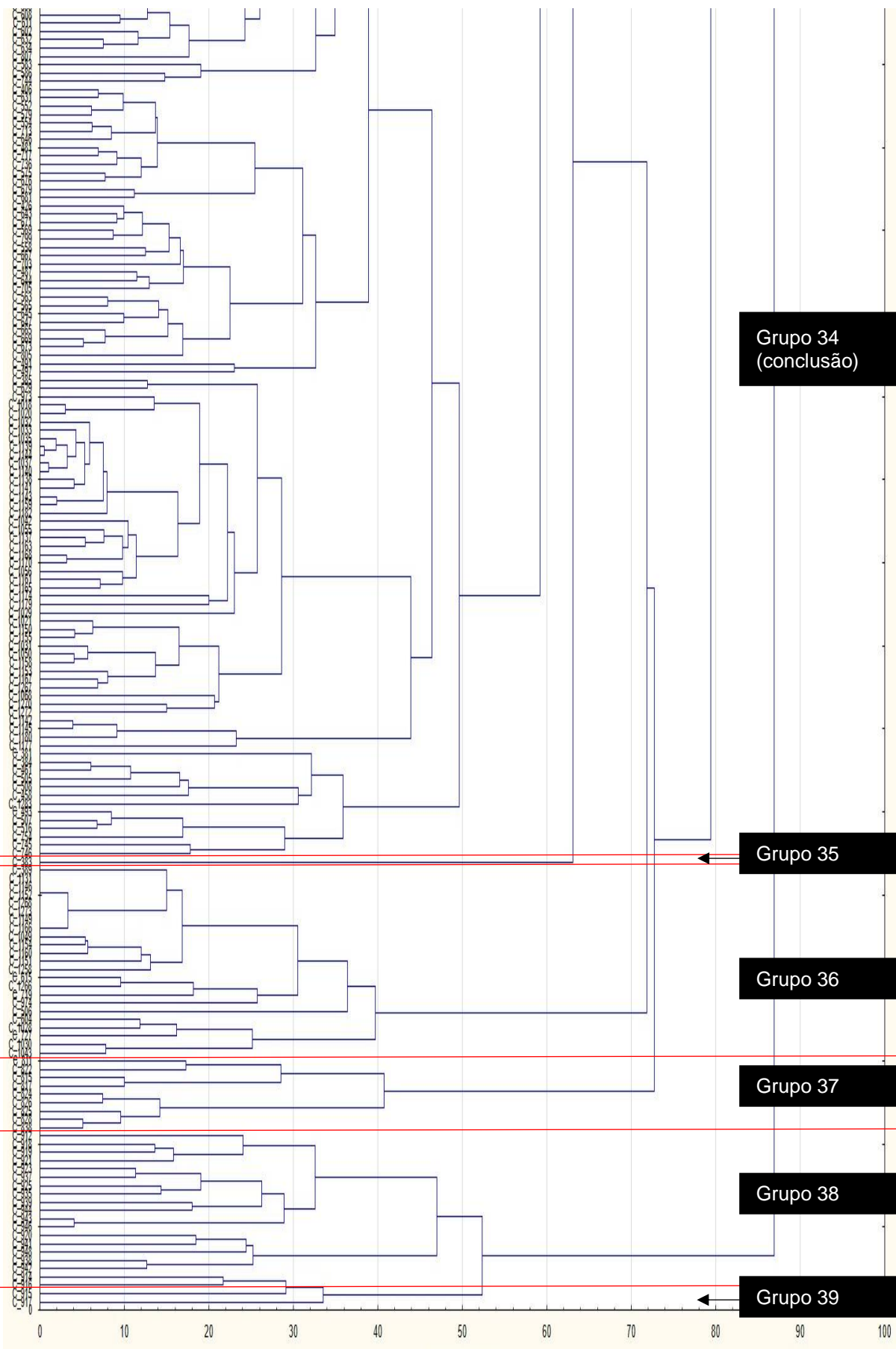












Grupo 34
(conclusão)

Grupo 35

Grupo 36

Grupo 37

Grupo 38

Grupo 39

Apêndice B – Mapa das Ecorregiões em Folha A3

Apêndice C – Tabelas com o percentual de área que cada classe de atributo ambiental (biomas, clima, declividade e tipo de solo) ocupa em cada uma das 19 ecorregiões de MG e SP

Tabela C1 – Percentual de área que cada bioma ocupa em cada uma das 19 ecorregiões propostas

Ecorregião	Biomas		
	Caatinga	Cerrado	Mata Atlântica
1	22,61	76,77	0,63
2	0,00	98,32	1,68
3	0,00	98,49	1,51
4	0,00	93,64	6,36
5	0,01	58,90	41,09
6	0,00	73,26	26,74
7	0,00	51,28	48,72
8	0,00	1,37	98,63
9	0,02	0,97	99,00
10	0,00	5,17	94,83
11	0,00	21,42	78,58
12	0,00	15,31	84,69
13	0,00	1,12	98,88
14	0,00	0,00	100,00
15	0,00	0,63	99,37
16	0,00	0,00	100,00
17	0,00	29,99	70,01
18	0,00	6,94	93,06
19	0,00	0,00	100,00

Tabela C2 – Percentual de área que cada tipo climático ocupa em cada uma das 19 ecorregiões propostas

Ecorregião	Tipos climáticos							
	Af	Am	As	Aw	Cfa	Cfb	Cwa	Cwb
1	0,00	0,00	84,22	4,55	0,00	0,00	6,80	4,43
2	0,00	0,00	0,94	91,63	0,00	0,00	6,77	0,66
3	0,00	0,00	1,75	23,06	0,12	0,08	35,65	39,34
4	0,00	0,00	0,57	9,71	2,05	1,01	75,83	10,83
5	0,00	0,00	3,02	3,34	0,01	0,63	48,46	44,54
6	0,00	0,00	0,00	1,06	88,98	8,36	1,56	0,04
7	0,00	0,00	0,00	29,98	0,01	0,00	70,01	0,00
8	0,00	0,00	0,45	0,00	0,00	3,42	6,05	90,08
9	0,00	0,00	3,46	14,44	0,50	0,52	52,10	28,98
10	0,00	0,00	36,58	5,88	1,00	0,21	44,66	11,67
11	0,00	0,00	0,00	1,81	50,80	46,17	1,15	0,07
12	0,00	0,74	0,00	11,51	79,93	3,85	3,96	0,01
13	0,68	3,26	0,00	34,63	58,28	2,45	0,70	0,00
14	8,57	1,97	0,00	0,00	45,99	38,42	0,00	5,06
15	0,00	0,00	0,00	0,00	17,76	73,66	2,32	6,25
16	6,02	1,08	1,37	82,26	5,75	0,30	3,13	0,09
17	0,00	0,00	0,00	97,93	1,09	0,00	0,98	0,00
18	0,00	0,00	0,00	91,65	1,76	0,02	5,85	0,71
19	75,01	3,20	0,00	0,00	20,28	1,51	0,00	0,00

Tabela C3 – Percentual de área que cada classe de declividades ocupa em cada uma das 19 ecorregiões propostas

Ecorregião	Classes de Declividade					
	0 a 3%	3 a 8%	8 a 20%	20 a 45%	45 a 75%	> 75%
1	44,44	31,07	18,25	5,84	0,37	0,03
2	38,02	45,89	13,54	2,46	0,08	0,00
3	15,70	36,30	38,99	8,55	0,42	0,04
4	22,19	50,83	24,39	2,48	0,10	0,00
5	10,36	29,92	44,67	14,25	0,75	0,05
6	18,53	52,49	26,80	2,02	0,17	0,00
7	20,09	69,04	10,56	0,31	0,01	0,00
8	5,29	16,97	52,45	23,33	1,88	0,09
9	5,69	12,66	33,32	43,41	4,58	0,34
10	4,96	14,28	39,49	38,72	2,44	0,12
11	9,26	27,51	48,32	13,97	0,90	0,03
12	22,90	54,92	21,00	1,16	0,02	0,00
13	15,09	55,99	25,12	3,61	0,18	0,00
14	7,50	10,14	32,17	42,38	7,44	0,36
15	8,13	21,24	48,45	21,23	0,94	0,00
16	9,17	16,89	36,01	34,15	3,26	0,52
17	42,26	52,05	5,25	0,43	0,01	0,00
18	19,88	44,90	17,76	15,98	1,36	0,12
19	51,02	14,48	15,32	15,20	3,56	0,43

Tabela C4 – Percentual de área que cada tipo de solo ocupa em cada uma das 19 ecorregiões propostas

co	Ar	Arg	Camb	Che	Esp	Glei	Lat	Luv	Neo	Nito	Org	Plan	Plint	Vert
1	0,33	17,76	17,96	0,00	0,00	0,14	39,78	0,00	21,04	2,92	0,00	0,05	0,00	0,02
2	0,35	3,86	14,74	0,00	0,00	1,68	54,28	0,00	22,94	0,29	0,00	0,21	1,64	0,00
3	1,06	6,86	31,38	0,08	0,00	0,31	42,21	0,00	18,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
4	0,19	8,50	13,51	0,00	0,00	0,79	72,89	0,00	3,55	0,00	0,33	0,24	0,00	0,00
5	3,30	33,02	12,08	0,00	0,00	0,17	43,12	0,07	7,34	0,53	0,06	0,00	0,32	0,00
6	0,00	39,17	2,03	0,00	0,00	0,00	53,13	0,00	2,39	3,28	0,00	0,00	0,00	0,00
7	0,00	94,44	0,00	0,00	0,00	0,00	4,41	0,00	1,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
8	0,14	15,76	36,59	0,00	0,00	0,19	46,46	0,00	0,78	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00
9	0,78	14,11	6,72	0,00	0,00	0,61	73,47	1,20	2,58	0,53	0,00	0,00	0,00	0,00
10	0,53	60,49	6,20	0,00	0,00	0,00	30,33	0,25	1,66	0,30	0,00	0,25	0,00	0,00
11	0,38	25,77	19,86	0,00	0,00	1,86	47,08	0,00	5,04	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
12	0,00	31,20	0,17	0,00	0,00	0,29	59,29	0,00	1,83	7,21	0,00	0,00	0,00	0,00
13	0,00	80,35	3,68	0,00	0,00	0,68	12,96	0,00	2,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
14	0,00	8,98	62,55	0,00	3,63	1,35	6,20	0,00	17,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
15	0,00	60,35	10,66	0,00	0,00	0,26	28,08	0,00	0,00	0,00	0,66	0,00	0,00	0,00
16	2,65	28,00	1,34	1,09	0,72	0,56	58,88	4,51	2,05	0,10	0,00	0,11	0,00	0,00
17	0,00	21,31	0,20	0,00	0,00	0,52	76,30	0,00	1,28	0,15	0,00	0,25	0,00	0,00
18	0,30	76,26	1,76	0,00	0,00	0,36	18,22	1,03	0,88	1,11	0,00	0,08	0,00	0,00
19	0,00	20,54	33,23	0,00	15,83	19,13	0,31	0,00	10,95	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Legenda: Eco – ecorregiões; Ar – afloramento rochoso; Arg – argissolo; Camb – cambissolo; Che – chernossolo; Esp – espodossolo; Glei – gleissolo; Lat – latossolo; Luv – luvissolo; Neo – neossolo; Nito – nitossolo; Org – organossolo; Plan – planossolo; Plint – plintossolo; Vert – vertissolo.

Tabela C5 – Percentual de área que cada classe de uso e cobertura do solo ocupa em cada uma das 19 ecorregiões propostas

Classes de uso e cobertura dos solos							
Eco	Flo	Silv	ForNat	Agro	Urb	ONVeg	Corpos d'água
1	42,00	1,13	10,72	45,25	0,42	0,07	0,41
2	32,77	2,06	14,72	49,13	0,41	0,03	0,88
3	35,50	3,54	14,02	44,56	0,56	0,11	1,71
4	33,88	4,45	4,84	53,58	2,75	0,15	0,35
5	36,48	4,30	5,24	50,10	2,38	0,58	0,92
6	25,78	9,80	2,34	57,25	2,29	0,23	2,31
7	19,18	0,03	2,06	70,87	6,12	0,36	1,38
8	20,15	1,43	0,08	75,32	1,43	0,82	0,77
9	28,65	2,02	0,20	67,46	0,89	0,57	0,21
10	24,74	1,16	1,40	70,74	0,52	1,18	0,26
11	33,47	17,95	0,55	45,22	2,16	0,41	0,24
12	12,75	3,15	0,62	75,01	4,11	0,89	3,47
13	15,03	1,19	0,02	78,53	3,91	0,82	0,50
14	73,54	4,03	0,06	20,55	0,34	0,62	0,86
15	28,24	3,41	0,15	55,26	9,06	1,84	2,04
16	10,95	1,07	0,05	85,55	0,47	1,31	0,60
17	12,39	0,37	1,34	72,21	2,08	0,59	11,02
18	9,02	0,14	0,24	84,41	2,21	0,94	3,04
19	79,65	0,10	0,11	15,14	2,53	1,24	1,23

Legenda: Flo: florestas; Silv: silvicultura; ForNat: formações naturais não florestais; Agro: agropecuária; Urb: áreas urbanizadas; ONVeg: outras áreas não vegetadas; CorpA: corpos d'água continentais; NObs: não observado.