

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

**BACIA DO RIO POMBA (MG): USO E OCUPAÇÃO
DO SOLO E IMPACTOS AMBIENTAIS NOS
RECURSOS HÍDRICOS**

GOIÂNIA,
2014.

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

**BACIA DO RIO POMBA (MG): USO E OCUPAÇÃO
DO SOLO E IMPACTOS AMBIENTAIS NOS
RECURSOS HÍDRICOS**

Roselir Ribeiro da Silva

Tese apresentada ao Programa de Ciências Ambientais da Pró-Reitoria de Pós-Graduação da Universidade Federal de Goiás, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Orientadora: Dra. Ina de Souza Nogueira.

**GOIÂNIA
2014**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação na (CIP)
GBT/BC/UFG

S586b Silva, Roselir Ribeiro.
Bacia do rio Pomba (MG) [Manuscrito]: uso e ocupação do solo e impactos ambientais nos recursos hídricos / Roselir Ribeiro da Silva. - 2014.
135f.: figs, tabs.

Orientadora: Dra. Ina de Souza Nogueira.
Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Goiás, Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais, 2014.
Bibliografia.

1. Recursos hídricos 2. Pomba, Rio – Uso – Minas Gerais
3. Pomba, Rio – Impactos ambientais. I. Título.

CDU 626.1:502(815.1)

BACIA DO RIO POMBA (MG): USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E IMPACTOS AMBIENTAIS NOS RECURSOS HÍDRICOS

Roselir Ribeiro da Silva

Orientadora: Dra. Ina de Souza Nogueira.

Tese apresentada ao Programa de Ciências Ambientais da Pró-Reitoria de Pós-Graduação da Universidade Federal de Goiás, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Banca examinadora

Dra. Ina de Souza Nogueira – Presidente

Dr. Leandro Gonçalves Oliveira (Membro)

Dr. Laerte Guimarães Ferreira (Membro)

Dr. Fernando Antônio Jardim (Membro)

Dr. Maurício Novaes Souza (Membro)

Dedicatória

Dedico à minha esposa Regina Ester Santini da Silva e aos meus filhos Rafael Santini da Silva e Gabriela Maria Santini da Silva pelo apoio, companheirismo e compreensão nos momentos de ausência.

Ria o progresso, chore o pescador

Sobe rio, desce corredeira, da mesma maneira, dia e noite, sempre foi assim e nunca vai mudar. Era o que pensavam os pescadores!

Eles conheciam todas as pedras do rio, mesmo as submersas. Sabiam os melhores pontos para pescar, qual peixe se achava ali, a melhor lua e hora certa, parecia mágica o que o rio fazia pra eles por centenas de anos.

O rio Pomba, um gigante! Cantava-se ao som de suas cachoeiras "gigante pela própria natureza."

Eles eram com o rio, como peixe e a água. Eles faziam parte da paisagem. Suas silhuetas contra o sol, com brilhos amarelados, à tardinha na corredeira, em pé, sobre o barco estreito, a dupla formava a obra, a desejada inspiração do artista, a inspiração perfeita, sonho de pintor.

Lançavam suas tarrafas, abertas ao ar como lança aguçada. Magros, mas fortes nos seus ideais, simples, mas sábios em suas habilidades, quase nus, mas vestidos de integridade.

Cinco dias no rio e dois em casa, as ilhas eram suas moradas, e suas casas, o ninho, pra onde traziam as promessas de um futuro melhor e a garantia de que seus filhos não seriam pescadores como eles, mas teriam estudo, um nome, seria alguém que soubesse falar e escrever, que tivesse um diploma e usasse gravata, embora a achasse um tanto quanto feia, alguém que realizasse o sonho deles, mesmo que isso lhes custasse o bronze, o bronze da pele de suas costas.

Pele marrom bronzeada, curtida pelo sol e pelo seu reflexo na água. Mãos grossas e calejadas que não podiam escrever a não ser as poesias, que seus remos, em silêncio, rabiscavam com borbulhas o planado das águas.

Mas, um dia, homens de gravata trouxeram para seus ninhos outras promessas, ludibriosas promessas de fazer esse gigante ainda maior, e realizar os sonhos de estudos de seus filhos.

Amarraram o gigante, cortaram seus montes, aplanaram seus vales, cortaram suas árvores centenárias e expuseram sua nudez, sua vergonha.

Não se vê mais a Cachoeira do Candango, nem a do Cemitério Velho Indígena, nem o sinuoso Canal Torto ou a suavidade do Tombo Liso, cortaram as canas do braço do Canavial, calaram pra sempre o barulho estrondoso das Cachoeiras do Marimbondo, afundaram a Panela e não se vê mais a ilha das Formigas, enterraram sem velório o Beco Morto, e o poço do Rodador, que enganava os pescadores, não gira mais, nem se ouve berro na ilha dos Cabritos, arrancaram a Porteira Preta e ninguém jamais pescará fundo ali, expulsaram os filhotes do Ninho dos Guachos, apagaram a Casa das Lâmpadas, não se escreve mais na lousa da Escolinha, nem há mais brilho no Cruzeiro, nenhum pescador cortará atalho pelo Beco do Cadinho Carneiro, nem há mais barracas na ilha do Bambu Gigante, entupiram o poço do Valdir e as lembranças do Nonora e sua filha, se vê ao longe o cume da ilha da Do Carmo; e sem remorso algum alisaram a ilha Caracachenta e sobre ela puseram um montão de pedras.

E "deitado eternamente em berço esplêndido", o fizeram dormir um sono profundo, o afogaram em suas próprias águas e nelas, coberto de Macrófitas, o sepultaram eternamente. Sepultaram com ele o coração, a vida, a alma e o orgulho de seus pescadores.

Já não se vêem mais as silhuetas dos pescadores sob o sol, e naufragaram com a inspiração dos pintores todas as lembranças, as histórias, as ilhas e as paisagens, que aos poucos se esvaem da memória.

Insiste ainda a promessa irreal de um futuro sustentável... mas o que mais dói, é que nunca, nunca, nunca mais florescerá a ilha das Laranjeiras.

Deivison Duarte da Fonseca
Presidente da Associação de
pescadores de Cisneiros-MG

“O rio atinge seus objetivos porque aprendeu a contornar obstáculos.”

Lao-Tsé

AGRADECIMENTOS

A colaboração e apoio de muitas pessoas e das Instituições tornaram possível a realização deste trabalho. Foram muitas horas de campo, laboratório, cursos e oficinas nas quais pessoas não mediram esforços para me orientar, me auxiliar e fazer deste trabalho uma realidade.

À professora Dra. Ina de Souza Nogueira pela orientação, amizade, atenção, apoio e confiança durante todos esses anos de ensinamentos.

A professora Dra. Selma Simões de Castro, coordenadora do DINTER na UFG, que não mediu esforços para que fosse possível a conclusão do projeto, além das orientações e apoio moral.

Ao programa de Doutorado em Ciências Ambientais (CIAMB) da Universidade Federal de Goiás, pelo apoio oferecido durante o período de desenvolvimento da tese.

Ao Instituto Federal Sudeste de Minas Gerais Campus Rio Pomba, na pessoa do professor Dr. Maurício Henriques Louzada e Silva, e à Reitoria IF, na pessoa da professora Maria Elizabeth Rodrigues, pelo apoio no desenvolvimento deste trabalho.

Ao Laboratório de Análise e Gerenciamento Ambiental de Recursos Hídricos (LAMARH) da UFG, na pessoa do professor Dr. Leandro Gonçalves Oliveira, e pelo apoio no desenvolvimento do artigo da disciplina de Oficinas.

Ao Laboratório de Geomorfologia, Pedologia e Geografia Física - Labogef - UFG, na pessoa da professora Dra. Karla Maria Silva de Faria, pelo apoio na confecção do capítulo 1.

Ao professor Dr. Carlos Eduardo Rezende da UENF e sua equipe, pela realização das análises de carbono orgânico dissolvido.

A Silvia Moreira, Rafaela Wolf e Shyanne da SANEAGO - Empresa de Saneamento de Goiás, pela acolhida e ensinamentos sobre análise de clorofila e a professora Valéria Fernandes da UFES, que auxiliou nos procedimentos iniciais da técnica de análise de clorofila.

Ao professor Dr. Juliano Eduardo de Oliveira, pelas informações e treinamentos iniciais com as ferramentas GIS.

Ao professor Dr. Marcelo Correa Bernardes da UFF, pelas contribuições durante o desenvolvimento do projeto.

Ao professor Antônio Carlos Santini pela revisão dos textos.

Ao amigo Ronald Grossi que não mediu esforços para colaborar nas aulas práticas durante os períodos das minhas viagens de orientação em Goiânia.

Aos laboratoristas Jhonatan Faria da Costa, Rosélio Martins Vieira e João Eudes Ribeiro Brandão, pelo apoio e auxílio no uso do laboratório.

Aos professores do Departamento Acadêmico de Ciência e Tecnologia de Alimentos do IF Sudeste MG, Campus Rio Pomba, pelo apoio.

Aos alunos bolsistas, estagiários, que auxiliaram no trabalho de campo e laboratorial: Rodrigo de Paula Ferreira, Danielle Cunha de Souza Pereira, Raoni Nazateh da Costa, Sarah Santos da Silva, André Basic Olic, Berenice Dias Moraes, Francilene Teodoro Tinti, Adriano, Tatiane Ribeiro Silva, Nádia Loures Lanzoni, Rodrigo Aparecido Xavier Oliveira, Valdeir Viana Freitas, Edite Andrade Costa, Andressa Leonel, Jean Victor dos Santos Emilian, Sebastião Moreira Junior e Marlucy da Silva Dias Lopes.

A CAPES, pela concessão da bolsa de estudos dentro do Projeto Dinter.

A todos que contribuíram para a realização deste trabalho, muito obrigado.

Sumário

AGRADECIMENTOS.....	iv
LISTA DE FIGURAS DA INTRODUÇÃO GERAL	ix
RESUMO GERAL.....	xii
ABSTRACT	xiii
INTRODUÇÃO GERAL	1
Problemas que afetam a qualidade das águas	3
Qualidade ambiental em bacia hidrográfica	5
Importância do uso e ocupação do solo	6
Estudo integrado em bacia hidrográfica.....	8
Poluição das águas	9
Alternativa para avaliação de cursos d'água	10
Tratamento de efluentes	12
Impactos da ocupação da bacia hidrográfica do rio Pomba	13
Objetivo Geral.....	17
Objetivos específicos	18
Estruturação da tese	18
ÁREA DE ESTUDO.....	18
Localização geográfica.....	18
Aspectos Climatológicos.....	24
Precipitação	27
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	28
CAPÍTULO 1	40
IMPACTOS AMBIENTAIS AO LONGO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO POMBA.....	40

RESUMO	40
ABSTRACT	41
INTRODUÇÃO	42
MATERIAL E MÉTODOS.....	45
Área de estudo	45
Delimitação da bacia e frequência de amostragem.....	46
Variáveis climatológicas	46
Variáveis abióticas	46
Variáveis bióticas.....	49
Análise dos dados	49
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	50
CONCLUSÃO.....	66
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	66
CAPÍTULO 2	74
CENÁRIOS DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO DA BACIA DO RIO POMBA (MG) COM ÊNFASE EM IMPACTOS AMBIENTAIS NOS RECURSOS HÍDRICOS.....	74
RESUMO	74
ABSTRACT	75
INTRODUÇÃO	76
MATERIAL E MÉTODOS.....	78
Área de estudo e frequência amostral	78
Análise da paisagem.....	78
Variáveis limnológicas	80
Análises biológicas	81
Análise estatística dos dados	81
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	81
CONCLUSÃO.....	90

AGRADECIMENTOS.....	90
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	90
CAPÍTULO 3	95
IMPACTOS AMBIENTAIS DE EFLUENTES DE LATICÍNIOS EM CURSO D'ÁGUA NO TRECHO MÉDIO DA BACIA DO RIO POMBA.....	95
ABSTRACT	96
INTRODUÇÃO	97
MATERIAL E MÉTODOS.....	98
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	102
CONCLUSÃO.....	112
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	113
ANEXO 1	116
CONSIDERAÇÕES FINAIS	117
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	118

LISTA DE FIGURAS DA INTRODUÇÃO GERAL

Figura 1. Localização dos municípios e sedes municipais da bacia hidrográfica do rio Pomba.....	20
Figura 2. Altimetria e principais afluentes da bacia hidrográfica do rio Pomba.....	21
Figura 3. Perfil longitudinal do rio Pomba com destaque para as Pequenas Centrais Hidrelétricas.....	22
Figura 4. Mapa de declividade na área da bacia do rio Pomba.....	23
Figura 5. Balanço hídrico da bacia do rio Pomba considerando série histórica de Precipitação, Evapotranspiração Potencial, Evapotranspiração Real, déficit e excedente hídrico.....	25
Figura 6. Temperaturas médias anuais para série histórica de 1961 a 1990 para os municípios de Barbacena, Coronel Pacheco e Cataguases.....	26
Figura 7. Precipitação mensal do município de Barbacena-MG e Santo Antônio de Pádua-RJ para o ano de 2011.....	27
Figura 8. Isoietas de dados históricos (1977 a 2006) de precipitação para a bacia do rio Pomba.....	28

LISTA DE FIGURAS DO CAPÍTULO 1

Figura 1. Bacia hidrográfica do rio Pomba e as delimitações das sub-bacias.....	47
Figura 2. Dados médios de temperatura, umidade relativa e precipitação para os municípios de Barbacena-MG e Santo Antônio de Pádua-RJ.....	50
Figura 3. Dados climatológicos observados e aferidos nos pontos amostrais de coleta no período seco e chuva.....	52
Figura 4. Variáveis limnológicas e climatológicas considerando as sub-bacias do rio Pomba.....	55
Figura 5. Comportamento das variáveis Cla e FEO dos pontos amostrais da bacia do rio Pomba.....	57
Figura 6. DBO da água a montante e a jusante das sedes municipais com o limite máximo.....	59
Figura 7. Diagrama de ordenação da ACP aplicado às variáveis limnológicas.....	61
Figura 8. Diagrama de ordenação da Análise dos Componentes Principais em diferentes pontos amostrais da bacia do rio Pomba.....	63
Figura 9. Densidade de Coliformes totais e termotolerantes observados nos pontos amostrais da bacia do rio Pomba.....	65

LISTA DE FIGURAS DO CAPÍTULO 2

Figura 1. Bacia do rio Pomba, principais afluentes, sedes e limites municipais e área urbanizada	79
Figura 2. Bacia do rio Pomba com as classes de uso e ocupação do solo.....	83
Figura 3. Densidade de Coliformes termotolerantes a montante e a jusante de áreas urbanizadas comparando o período seco e o período chuvoso de coleta.....	85
Figura 4. Diagrama de ordenação da Análise dos Componentes Principais.....	88

LISTA DE FIGURAS DO CAPÍTULO 3

Figura 1. Localização dos laticínios na bacia do rio Pomba, sedes e limites municipais e rede de drenagem, destacando os laticínios amostrados.....	99
Figura 2. Matriz de correlação entre as variáveis medidas nos efluentes dos laticínios.....	104
Figura 3 Diagrama de ordenação da ACP aplicada às variáveis físicas e químicas dos estabelecimentos lácteos.....	106
Figura 4. Coeficiente de consumo de água por litro de leite processado nos laticínios analisados.....	106
Figura 5. Variação de temperatura, pH, nitrogênio total e óleos e graxas dos efluentes dos laticínios comparados com o padrão da Resolução Conama 430.....	107
Figura 6. Variação de pH e temperatura ao longo dos ciclos de produção diária.....	108
Figura 7. Distribuição de frequência dos dados de entrada e saída da modelagem..	110
Figura 8. Distribuição da frequência acumulada para DBO do rio com lançamento de efluentes em 3 condições de eficiência de redução da DBO.....	111

LISTA DE TABELAS DO CAPÍTULO 1

Tabela 1. Localização geográfica e ordem dos cursos d'água dos pontos amostrais distribuídos espacialmente na bacia do rio Pomba.....	48
Tabela 2. Informações das variáveis ambientais e biológicas dos pontos amostrais da bacia do rio Pomba no período de seca de 2012 e chuva de 2013.....	54
Tabela 3. Correlação das variáveis limnológicas obtidas na bacia do rio Pomba-MG/RJ dividida em sub-bacias.....	60
Tabela 4. Correlação das variáveis limnológicas obtidas na bacia do Rio Pomba (MG) com os dois primeiros componentes principais.....	63
Tabela 5. Correlações dos dados das informações sanitárias da bacia do rio Pomba no período seco entre coliformes e as variáveis abióticas.....	65

Tabela 6. Correlações dos dados das informações sanitárias da bacia do rio Pomba no período chuvoso entre coliformes e as variáveis abióticas.....	66
--	----

LISTA DE TABELAS E QUADROS DO CAPÍTULO 2

Quadro 1. Classes de uso e ocupação do solo agrupadas pelo potencial de alterar a qualidade da água.....	80
Tabela 1. Informações das variáveis limnológicas dos pontos amostrais da bacia do rio Pomba no período seco e chuvoso.....	82
Tabela 2. Área de drenagem a jusante dos pontos amostrais e percentagem das classes de uso e ocupação.....	82
Tabela 3. Correlação das variáveis limnológicas e frequências das classes de uso do solo em áreas a montante dos pontos amostrais da bacia do rio Pomba.....	87

LISTA DE TABELAS DO CAPÍTULO 3

Tabela 1. Informações dos laticínios estudados com os códigos das amostragens.....	100
Tabela 2. Dados de entrada para modelagem do decaimento da DBO.....	101
Tabela 3 - Caracterização dos laticínios avaliados em dois municípios da bacia do rio Pomba.....	102
Tabela 4. Variáveis físico-químicas e biológicas dos efluentes de laticínios ao longo de um ciclo de produção.....	103
Tabela 5. Correlação das variáveis obtidas nos efluentes dos laticínios com os dois primeiros componentes principais.....	105

RESUMO GERAL

Os impactos das atividades antrópicas alteram a qualidade das águas de uma bacia hidrográfica. Na bacia do rio Pomba (MG/RJ), com área de 8.544 km², as pastagens são a cobertura predominante e, dos 618.418 habitantes, 86,3% vivem nas cidades. O presente estudo teve como objetivo avaliar e caracterizar os possíveis impactos ambientais negativos na bacia do rio Pomba e selecionar variáveis ambientais descritoras e importantes para a determinação destes impactos. Assim, esta tese foi dividida em três capítulos. No **primeiro capítulo**, apresentou-se a dinâmica do ecossistema aquático da bacia, com base nos dados limnológicos, sanitários e bióticos e na relação com as principais atividades antrópicas da bacia, de forma espacial no período de seca e de forma temporal nos pontos amostrais no período chuvoso. Para efeitos deste estudo, dividiu-se a bacia do rio Pomba em quatro sub-bacias, coletando-se 46 amostras de água no período seco e 21 no período chuvoso. Constatou-se que a qualidade das águas apresentou-se mais crítica no período de seca. As variáveis ambientais ($n = 3$) e limnológicas ($n = 24$) consideradas importantes para a qualidade das águas foram selecionadas com base na ACP. Como resultado, as variáveis oxigênio dissolvido, fósforo total, condutividade elétrica, carbono orgânico dissolvido e DBO foram significativas para avaliar a qualidade das águas da bacia. Também foram significativas clorofila *a* e feofitina *a* no período seco e turbidez no período chuvoso. No **segundo capítulo** objetivou-se verificar como o uso e a ocupação do solo interferem na qualidade da água. As classes de uso do solo ($n = 10$) e as variáveis limnológicas ($n = 18$) analisadas nas estações seca e chuvosa, nos 21 pontos amostrais, foram ordenadas pela análise dos componentes principais (ACP). A classificação do uso do solo foi realizada com imagens do satélite LandSat 8. Verificou-se maior deterioração da qualidade das águas nas áreas mais urbanizadas e ocupadas com pastagens. No **terceiro capítulo**, simulou-se a importância da carga dos efluentes das indústrias de laticínios e verificou-se como esta atividade econômica afeta a qualidade da água. Para isso, analisaram-se as variáveis físicas, químicas e microbiológicas dos efluentes de cinco indústrias de laticínios e simulou-se a dinâmica de um curso d'água no qual o efluente foi descartado. Constatou-se que uma parte dos efluentes das indústrias de laticínios foi lançada nos cursos d'água sem tratamento, enquanto a outra parte não foi tratada eficientemente antes do lançamento. Na simulação, concluiu-se que, para não alterar as condições de uso da água a jusante, a eficiência da redução da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) dos efluentes deveria ser de, no mínimo, 60%. Embora alguns afluentes do rio Pomba também tenham apresentado características críticas, ainda está ocorrendo autodepuração quando estes aportam ao leito principal. Ao término do estudo, constatou-se que a situação ao longo da bacia do rio Pomba, mediante os impactos tanto dos cenários quanto da água, está crítica nas regiões da sub-bacia do rio Xopotó, do ribeirão das Posses e do ribeirão Feijão Cru. A qualidade das águas dos rios com baixa vazão e a jusante das cidades é mais afetada. As diferentes formas de uso e de ocupação do solo foram as principais causas de impacto na qualidade das águas dos rios, destacando-se o esgoto doméstico proveniente de áreas urbanizadas no período seco, assim como a falta de conservação e o manejo inadequado do solo no período chuvoso.

Palavras-chave: Cenário da paisagem. Qualidade da água. Rio Pomba. Efluentes. Sensoriamento remoto.

ABSTRACT

THE POMBA RIVER BASIN (MG): LAND USES AND ENVIRONMENTAL IMPACTS ON WATER RESOURCES

The impacts of anthropogenic activities change the water quality of a river basin. In the Pomba river basin (MG/RJ), encompassing an area of 8.544 km², pastures are the predominant ground cover and, among the 618,418 inhabitants, 86.3% live in cities or towns. The present study aimed to assess and characterize the possible negative environmental impacts on the Pomba river basin as well as to select environmental variables that describe and are important for the determination of these impacts. Therefore, this thesis was divided into three chapters. In the **first chapter**, the dynamics of the aquatic ecosystem of the river basin was presented, based on limnological, sanitary, and biotic data, as well as on the relationship with the main anthropogenic activities in the basin, using spatial distribution in the dry season and temporal distribution in the sampling points in the rainy season. For the purposes of this study, the Pomba river basin was divided into four sub-basins, and 46 water samples were collected in the dry season and 21 in the rainy season. It was evidenced that the water quality was more critical in the dry season. Environmental (n = 3) and limnological (n = 24) variables considered important for water quality were selected based on PCA. As a result, the variables dissolved oxygen, total phosphorus, electrical conductivity, dissolved organic carbon, and BOD were significant to evaluate the water quality of the basin. Also, chlorophyll *a* and pheophytin *a* were significant in the dry season and turbidity in the rainy season. In the **second chapter**, the goal was to verify how the land use interferes with the quality of water. The types of land use (n = 10) and limnological variables (n = 18) analyzed in the dry and rainy seasons, in the 21 sampling points, were ordered using the principal component analysis (PCA). The classification of land use was carried out using the satellite LandSat 8 images. Higher water quality deterioration was registered in more urbanized areas and in areas with pastures. In the **third chapter**, the importance of the effluents from dairy industries was simulated and it was verified how this economic activity affects the water quality. To achieve this goal, the physical, chemical, and microbiological variables of the effluents from five dairy industries were analyzed, and the dynamics of a water body in which the effluent was disposed was simulated. It was evidenced that a part of the effluents from the dairy industries was disposed on water bodies without any treatment, whereas the other part was not efficiently treated prior to disposal. Regarding the simulation, it was concluded that, in order not to alter the conditions for water use downstream, the efficiency of biochemical oxygen demand (BOD) reduction of the effluents should be of at least 60%. At the end of this study, it was concluded that the situation along the Pomba river basin, due to the impacts on both the scenario and the water, is critical in the regions of the Xopotó river sub-basin, das Posses stream, and Feijão Cru stream. The quality of the water in low discharge rivers and downstream of municipalities is more affected. Although some tributaries of the Pomba river also presented critical characteristics, their self purification is still taking place when they flow into the main river bed. The different types of land use were the main causes of impact on the quality of river water, especially the domestic sewage from urban areas in the dry season, as well as the lack of soil conservation and inappropriate management in the rainy season.

Keywords: Landscape scenario. Water quality. Pomba river. Effluents. Remote sensing.

INTRODUÇÃO GERAL

A água sempre foi um bem precioso e atualmente é considerado um recurso estratégico. Portanto, em estudos hídricos é imprescindível diferenciar o vocábulo *água* da expressão *recurso hídrico*, pois é comum encontrar na legislação e em artigos técnico-científicos os termos como sinônimos. O termo *água* não se regula, pois é o gênero ou elemento natural de domínio público, sem qualquer uso, aplicação ou destinação. Já *recurso hídrico* é a água como bem econômico, utilitário, passível de uso para tal fim (POMPEU, 2006; BICUDO e BICUDO, 2008).

Por considerar que o uso das águas no Brasil era regido por uma legislação obsoleta, em desacordo com as necessidades e interesse da coletividade nacional, foi criado em 1934 o Decreto 24.643 do Código de Águas (BRASIL, 1934). Por ser um código, e não uma lei, o Decreto tratou o elemento líquido, em seu gênero, com aproveitamento econômico ou não (GRANZIERA, 2001). É o caso do uso para necessidades vitais (Art. 34), produção de energia elétrica (Art. 63) e obrigatoriedade dos prédios inferiores receberem água que correm naturalmente dos superiores, pois de acordo com Pompeu (2006) o que flui dos prédios superiores é a água, e não recurso hídrico. Assim, o que devemos preservar e proteger é a água como um todo, e não apenas como recurso. Estes exemplos ilustram a nítida diferença entre o vocábulo (água) e a expressão (recurso hídrico), sendo que o emprego do primeiro, em qualquer situação, estará correto, mas o da segunda, não.

A Constituição do Brasil (BRASIL, 1988) estabeleceu que a água fosse um bem de domínio público, ou seja, um direito de todos, mas sua utilização necessitaria de autorização do Poder Público, conhecida como outorga. Notadamente os usuários que utilizam grande volume, são obrigados a pagarem pelo uso da água, enquanto que o uso de quantidades consideradas de baixo consumo não é passível de cobrança nem necessita de outorga. No entanto, o baixo consumo da água não dispensa o cadastramento do usuário junto à autoridade outorgante.

A lei que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos-PNRH (BRASIL, 1997) considera a água como um bem econômico (recurso hídrico), e é bom lembrar que não se trata de uma lei de águas, mas sim, de uma lei sobre gestão das águas. Considerando o art. 9º, inciso I, da PNRH que versa sobre o bem-estar humano e o equilíbrio ecológico aquático, foi estabelecida pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente- CONAMA, a Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) para avaliar a evolução da qualidade das águas

e controlar a poluição aquática. Já a Resolução CONAMA 430 (BRASIL, 2011) estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes nos corpos d'água.

Na Resolução CONAMA 357 há dezenas de variáveis de qualidade da água, porém, como estabelecido pela Resolução CNRH 91/2008 (BRASIL, 2008), deve-se considerar no processo de enquadramento, a bacia hidrográfica como unidade de gestão e os usos preponderantes mais restritivos. Assim, o conjunto de parâmetros de qualidade da água adotados deve ser definido em função dos usos pretendidos dos recursos hídricos, considerando os diagnósticos e os prognósticos elaborados, envolvendo ainda todos os setores da sociedade afetados pela dinâmica do enquadramento. Assim, não é necessária a análise de todas as variáveis listadas nas diretrizes legais, mas sim, daquelas mais importantes, que podem alterar a qualidade da água e do ecossistema aquático.

Os estudos sobre o ecossistema aquático remontam ao tempo de Aristóteles, que entre 384-322 a.C. classificou os animais que viviam na água doce. Outros estudos sobre condições de vida aquática foram realizados em várias partes do planeta, até que em 1901 a Limnologia ganhou notoriedade de ciência. Somente em 1922 expandiu-se a área de atuação e investigação para todas as massas continentais de água, incluindo os rios, riachos, brejos, águas subterrâneas, estuários e até os fitotelmos (ESTEVEZ, 2011).

A limnologia é, entre as ciências, a mais importante para entender como as ações antrópicas afetam os ecossistemas aquáticos. Por ser uma ciência multidisciplinar, integra as ciências básicas (biologia, química, física e geologia), a fim de estudar sistemas ecológicos complexos como as águas continentais. Com uma abordagem integrada, é mais fácil entender como as atividades humanas afetam esses ecossistemas (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1996).

Os estudos limnológicos buscam compreender o funcionamento e a forma de organização de cada ambiente aquático, descrevendo a dinâmica e as inter-relações com a biota, o solo e o clima, para propor ações de manejo dos recursos hídricos (CALHEIROS e FERREIRA, 1996). Como os orçamentos para minimizar impactos ambientais negativos são escassos e os custos elevados, a limnologia se torna essencial para elaborar soluções que contemplem ações benéficas ao meio ambiente, compatíveis com os gastos de implantação. Além de minimizar os impactos, fornece subsídios para avaliar a qualidade ambiental de bacias hidrográficas e outros corpos hídricos já extremamente alterados.

Problemas que afetam a qualidade das águas

A intensa urbanização, o aumento da demanda por água doce, a elevada quantidade de lançamento de efluentes sem tratamento, o uso indiscriminado dos recursos hídricos para fins agrícolas, industriais e domésticos, a consequente contaminação da água são considerados os maiores problemas a serem enfrentado neste século (TUCCI, 2008). A disponibilidade de água em quantidade e qualidade adequada é resultado de um conjunto de problemas ambientais e pode ser um fator limitante ao crescimento econômico e social (TUNDISI, 2008; GLEICK, 2009). A demanda por água doce em todo o mundo tem aumentado de maneira exponencial. Paralelamente, a degradação dos ecossistemas aquáticos tem preocupado órgãos governamentais e a sociedade civil.

A garantia da oferta de água para todos deve ser prioritária, pois se trata de suprir uma necessidade básica vital. Algumas regiões com escassez de água, poluição nas bacias hidrográficas e aquíferos, têm ultrapassado o ponto de recuperação. Lidar com um futuro sem disponibilidade de água e com recursos hídricos escassos é agora uma possibilidade real em várias partes do mundo. Para enfrentar esse desafio, é preciso reconhecer e lidar com a diversidade geoclimática e socioeconômica, com a distribuição da população e com as consequências do intenso processo de urbanização ocorrido nas últimas décadas.

Além da reduzida disponibilidade de água doce para o homem, esse recurso tem distribuição muito heterogênea. Como exemplo, a Ásia e a Europa concentram 72% da população mundial e dispõem de 27% da água doce do planeta (ESTEVES e MENEZES, 2011). De acordo com a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO) e da Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO), há evidências de que atualmente cerca de 54% da água doce acessível contida em rios, lagos e aquíferos já é utilizada pela sociedade. Em termos globais, 69% dessa água destina-se à irrigação das lavouras, 23% são usadas pela indústria e 8% destinam-se aos diversos usos domésticos.

Ainda de acordo com as informações das Nações Unidas, 1,4 bilhão de pessoas não têm acesso à água potável de qualidade confiável, e dois bilhões e meio vivem em condições sanitárias inadequadas. A gestão ineficiente dos recursos hídricos, os problemas com abastecimento e com a qualidade da água se dá em nível mundial.

Na Austrália, a bacia Murray-Darling, formada por muitos corpos d'água, passou por uma seca de 1990 a 2009 que causou sérios problemas de abastecimento e interrompeu o curso de vários rios. O impacto na bacia foi o declínio contínuo da qualidade da água

agravado pelas mudanças climáticas. Essas alterações levaram o governo a implantar uma abordagem integrada para a gestão dos recursos hídricos com metas estratégicas para a proteção da água e recuperação dos ativos ambientais (LEBLANC et al., 2012).

Os problemas hídricos da África são muitos e diversificados. Uma série de fatores sócioeconômicos como a pobreza e o crescimento populacional desordenado estão na raiz destes problemas. Seca e mudança climática agravam a vulnerabilidade do continente e imprimem um verdadeiro desafio para o uso sustentável dos recursos hídricos. Níveis inadequados de cobertura dos serviços de fornecimento de água potável assolam as comunidades urbanas e rurais, com riscos para a saúde. Os principais problemas observados, incluindo a diminuição *per capita* de água doce, compreendem a má gestão e utilização ineficiente dos recursos hídricos (OYEBANDE, 2005).

Outro exemplo de atenção com os recursos hídricos é o da região dos Grandes Lagos, centro-leste de Michigan (EUA). A crescente preocupação com a qualidade da água é devida às mudanças nas paisagens urbanas e agrícolas. As fontes pontuais e difusas contribuem para a poluição das águas superficiais da bacia do rio Saginaw, e a implantação e a escolha adequada das boas práticas de gestão foram importantes instrumentos para reduzir a poluição e melhorar a qualidade da água (GIRI et al., 2012).

Os dados das agências internacionais que tratam dos recursos hídricos não são animadores: 70% dos dejetos industriais nos países em desenvolvimento são lançados diretamente nos corpos d'água, sem qualquer tipo de tratamento. Estima-se que dois milhões de toneladas de dejetos humanos são despejados diariamente nos rios, na forma de esgoto bruto; cerca de 1/5 da humanidade vive em locais nos quais o uso da água excede os níveis mínimos de recarga, o que tem levado à diminuição gradual da água disponível. Se a tendência atual continuar inalterada, um bilhão e 800 milhões de pessoas estarão vivendo com escassez absoluta de água, e 2/3 da população mundial podem passar a viver na condição de escassez por volta de 2025 (BRASIL, 2012).

O Brasil, em termos globais, conta com 12% do total mundial dos recursos hídricos. A disponibilidade hídrica *per capita*, determinada a partir de valores totalizados para o País, indica uma situação satisfatória, quando comparada aos valores dos demais países informados pela ONU. Entretanto, apresenta uma distribuição espacial desigual dos recursos hídricos no território brasileiro (BRASIL, 2013). Além da distribuição desigual, a falta de atenção e cuidados com os recursos hídricos no Brasil é uma realidade nos dias atuais, comprometida pelo crescimento populacional e econômico desordenados, associados às desigualdades sociais, tanto na área urbana quanto na área rural.

Várias bacias hidrográficas no Brasil, em regiões com alta densidade demográfica, encontram-se em estado crítico de abastecimento e qualidade da água (PINTO et al., 2005; HADDAD e MAGALHÃES JÚNIOR, 2010; PIMENTEL DA SILVA et al., 2010). As bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Jundiá e Capivari no estado de São Paulo, com uma população de 5,3 milhões de habitantes (IBGE, 2011), se encontram com capacidade no limiar de abastecimento, pois a vazão disponível é de $37,98 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, enquanto a demanda consuntiva é de $36,34 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. Para piorar a situação, 53% da carga orgânica doméstica não é tratada, gerando um remanescente de $139 \text{ ton DBO}_5.\text{dia}^{-1}$ (PCJ, 2012).

Impacto semelhante ocorre na bacia do rio Paraíba do Sul. O rio Paraíba do Sul, com extensão de 1.137 quilômetros, forma uma bacia hidrográfica com 184 municípios, com aproximadamente 5,5 milhões de habitantes, concentrando 12% do PIB do país (IBGE, 2011). É considerada uma região desenvolvida e próspera, mas essa prosperidade não se traduz em cuidados necessários para manter a qualidade da água. Informações da AGEVAP (2011) mostram que o tratamento do esgoto sanitário no Estado de São Paulo foi 54,3%, no Rio de Janeiro foi 5,7% e em Minas Gerais 7,2% de tratamento antes do lançamento nos cursos d'água.

Na bacia do rio Paraíba do Sul está o rio Pomba e seus afluentes, com bacia de drenagem fortemente afetada pelo desmatamento, despejos de efluentes industriais e retirada de areia. Na bacia do rio Pomba, a reduzida cobertura florestal, as atividades agrícolas e pecuárias em condições inadequadas de uso e conservação dos solos resultam em uma importante extensão de terras suscetíveis à erosão. Os municípios de Santa Bárbara do Tugúrio, Visconde do Rio Branco, Astolfo Dutra, Descoberto e Guarani somam mais de 1.000 ha cada um, na classe de solo de muito alta vulnerabilidade à erosão (COPPETEC, 2002).

Qualidade ambiental em bacia hidrográfica

Conceito universal para qualidade ambiental não existe, pois é um termo de difícil definição. Qualidade é um termo tanto relacional quanto relativo. É relacional por estar associado à qualidade de uma entidade específica e dependente das necessidades do usuário (BOERSEMA, 2009). Por exemplo, um curso de água com baixa concentração de oxigênio dissolvido não é adequado para os peixes, mas é ideal para seres anaeróbios. A qualidade é relativa porque não possui tamanho absoluto. Algo pode ter mais ou menos qualidade em função de uma escolha ou uma referência. Assim, uma pessoa pode

considerar que o clima temperado é melhor que o clima tropical, ou um ambiente urbano ter melhor qualidade de vida que um ambiente rural e vice-versa.

As definições de alguns autores sobre qualidade ambiental podem auxiliar neste entendimento. Para Valle (2002) a qualidade ambiental consiste em atender aos requisitos de natureza física, química, biológica, social, econômica e tecnológica que assegurem a estabilidade das relações ambientais no ecossistema em que se inserem as atividades humanas. Para Johnson et al. (1997), qualidade ambiental é um conjunto de propriedades e características do ambiente, quer generalizadas ou individualizadas, que incidem sobre os seres humanos e outros organismos. É uma medida da condição de um ambiente em relação às exigências de uma ou mais espécies, para qualquer propósito ou necessidade.

De acordo com Boersema (2009), para avaliar a qualidade ambiental deve-se comparar o estado atual com um padrão pré-estabelecido e com o esperado. O estado atual pode ser alterado pela ação antrópica ou natural, sendo que a ação humana sempre é mais intensa. Se as mudanças percebidas ou avaliadas tiverem efeitos negativos, serão consideradas como problemas ambientais ou impactos ambientais negativos.

Se o problema persistir ou se intensificar, as relações entre a sociedade e o ecossistema podem tornar-se insustentáveis. Essa premissa, nos dias atuais, é uma realidade, a exemplo de um ecossistema como a bacia hidrográfica, onde o lançamento de efluentes sem tratamento polui as águas, tornando-as impróprias para o consumo humano. Além do mais, na maioria dos recursos hídricos brasileiros não existem dados anteriores para efeitos comparativos e avaliação da qualidade ambiental. Existem somente monitoramentos e/ou avaliações rápidas da qualidade da água e, em alguns casos, avaliam-se as interatividades com as margens e não a bacia como um todo (FARAGE et al., 2010; GUEDES et al., 2012).

Importância do uso e ocupação do solo

A qualidade da água dos rios de uma bacia hidrográfica está diretamente relacionada ao uso e ocupação do solo, uma vez que tudo que ocorre na área de drenagem altera as condições naturais dos corpos hídricos. A partir de informações sobre uso do solo pode-se definir as causas dos impactos na qualidade da água, sendo possível inferir sobre as condições ambientais da bacia hidrográfica como um todo (QUEIROZ et al., 2010).

A cobertura do solo condiciona a taxa de infiltração e o volume de água armazenado em uma bacia hidrográfica. Bacias hidrográficas com maior área de cobertura florestal, principalmente em topos de morros e áreas ripárias, oferece maior proteção

contra a erosão laminar, diminuindo a sedimentação e a lixiviação de nutrientes (SALOMÃO, 1999).

Ao planejar a gestão integrada de uma bacia hidrográfica busca-se manter maior quantidade de água dentro da área de drenagem, o maior tempo possível. As áreas com maior cobertura vegetal promovem o armazenamento e mantêm o abastecimento de água de boa qualidade. Por outro lado, o processo de ocupação desordenada da bacia e práticas não adequadas de manejo do solo promovem um efeito danoso na qualidade da água, justamente por permitir maior escoamento superficial e aumentar o processo erosivo (BOTELHO e SILVA, 2010).

De acordo com Silva et al. (2012), a destruição das matas ciliares facilita o assoreamento dos rios, aumenta a turbidez das águas e favorece a extinção de espécies vegetais e animais. Bertoni e Lombardi Neto (1990) salientam que a perda de solo em áreas cobertas com pastagem é 10 vezes maior que em áreas com cobertura florestal. Portanto, o transporte de sedimentos e a perda de nutrientes que alcançam os cursos d'água também são maiores em solos com pouca cobertura vegetal. Para Tundisi (2005) as ações produzidas pelas atividades antrópicas, ao explorar os recursos hídricos, têm causado deterioração dos suprimentos de água no decorrer dos tempos.

Uma das principais causas de impactos produzidos no ciclo hidrológico é a rápida taxa de urbanização. O crescimento não planejado das cidades altera substancialmente a drenagem, causando erosões, deslizamentos e desastres. A falta de saneamento básico afeta diretamente a qualidade das águas receptoras.

Associados ao uso e ocupação do solo, a fragmentação da paisagem é também uma das principais causas da degradação da qualidade da água (CHAVES e SANTOS, 2009). Considerando que o homem interfere e transforma os ecossistemas, hoje não é mais possível pensar em paisagem sem considerar a presença humana no conceito, na estrutura e na dinâmica da paisagem (SIQUEIRA et al., 2013a).

Os impactos em uma paisagem podem ser estudados de duas formas: relacionando os processos ecológicos no ambiente com ecossistemas particulares, a exemplo de um ecossistema aquático (CABACINHA et al., 2010); e por meio de índices ou métricas quantitativas da paisagem, que avaliem e caracterizem a estrutura, a função e as mudanças nos ambientes naturais (CAMPOS, 2005). De acordo com Albergoni (2011) o mapeamento de uso e cobertura do solo é a base para estudos de análise espacial da paisagem e o método mais empregado de mapeamento é realizado com imagens de satélites e de programas computacionais de classificação.

Estudo integrado em bacia hidrográfica

A bacia hidrográfica foi reconhecida nas últimas décadas como unidade espacial na Geografia Física e célula básica de análise ambiental. Tornou-se objeto de estudos das Ciências Ambientais, pois permite conhecer e avaliar os diversos componentes, e a forma como ocorrem os processos e interações nesta unidade (BOTELHO e SILVA, 2010). Portanto, é importante destacar o conceito de bacia hidrográfica e a relevância do seu estudo integrado, visto que ela tem sido adotada para planejamento e gestão dos recursos naturais (PORTO e PORTO, 2008).

Ao limitar a área de estudo ou de planejamento em uma bacia hidrográfica, contempla-se uma abordagem mais racional e integrada de gestão dos recursos naturais, principalmente os hídricos, pois as regras são aplicadas dentro dos limites da bacia, e não apenas para a margem direita ou à esquerda do rio que as forma. Este foi um dos motivos que levou a Lei das Águas do Brasil a decretar a bacia hidrográfica como sendo a unidade de planejamento dos recursos hídricos da União (BRASIL, 1997).

A bacia hidrográfica é considerada uma área cujos limites são criados em função da drenagem, delimitada pela área topográfica que capta e drena a água por uma rede de nascentes, riachos, córregos e rios, até resultar em um único exutório (BRIGANTE e ESPÍNDOLA, 2003). Formalmente é reconhecida como uma unidade básica natural de uma área do ecossistema terrestre, porque reúne partes do meio ambiente que interagem local e regionalmente através do fluxo de materiais e organismos mediado pela água (WILLIAM e TRAUTMANN, 2004; PIRES et al., 2008; FERNANDES, 2010).

A bacia hidrográfica resulta da interação da ação das águas com vários outros elementos da paisagem. Portanto, faz-se necessário o conhecimento de fatores sócio-culturais (BOTELHO e SILVA, 2010), de práticas de produção sustentável combinados com ações ambientais conservacionistas, visando a uma gestão planejada dos recursos hídricos (KEMERICH et al., 2013), analisada dentro de uma perspectiva múltipla e diversificada, pois diante dos limites da área fica mais fácil fazer o confronto entre as disponibilidades e as demandas (TUNDISI, 2005).

De acordo com TONELLO et al. (2009) a bacia hidrográfica constitui-se na mais adequada unidade de planejamento para uso dos recursos naturais, pois tem limites imutáveis dentro do horizonte de planejamento humano, o que favorece o acompanhamento das alterações naturais introduzidas pelo homem no que se refere ao uso e ocupação do solo.

Como a maioria das cidades, tiveram as fundações associadas a algum recurso hídrico, com o passar do tempo foram exercendo grandes pressões, gerando diferentes tipos de impactos nas bacias hidrográficas (SILVA et al., 2006; TUCCI, 2008). Portanto, o estudo detalhado de uma bacia hidrográfica é fundamental para que se proceda à utilização e ao manejo adequado dos recursos integrados dessa bacia.

Além do mais, os rios que formam as bacias hidrográficas são dinâmicos e diferentes dos lagos, são sistemas abertos que integram tudo que ocorre a sua volta. No entanto, o efetivo estudo de um rio só é concretizado quando são incluídos os seus afluentes, sendo que o rio principal é o corpo receptor de todos os processos ocorridos a montante e, por consequência, a análise conjunta revela as condições ambientais do sistema (SÁNCHEZ et al., 2009; SOUZA et al., 2010a).

Paralelamente à questão da conservação dos rios com base na gestão da bacia hidrográfica, vem a questão da conservação do próprio ecossistema aquático. A análise do ambiente de uma região permite identificar as potencialidades de uso (ou não uso), de ocupação, de vulnerabilidade, da dinâmica e da complexidade do ecossistema, levando à realização de ações que possibilitem a preservação e a conservação (MOULTON e SOUZA, 2006; MARTINI, 2012).

A realidade imposta pela poluição dos rios e pelo mau uso da água tem provocado uma crescente preocupação e exigido uma nova consciência da população (SOYASLAN e KARAGUZEL, 2008; GUEDES, et al., 2012; NAGY, et al., 2012; BAYRAM, et al., 2013), além de conflitos pelo uso das águas, principalmente nos casos de contaminação a montante prejudicando os usuários a jusante (BROCH, 2008).

O presente estudo encontra-se fundamentado na proposição de Machado e Torres (2012), sendo portanto, considerado o termo bacia hidrográfica a área de drenagem de um rio que é o principal curso d'água da bacia; neste caso, o rio Pomba será considerado uma bacia hidrográfica e as áreas de drenagem dos afluentes serão denominadas de sub-bacias hidrográficas.

Poluição das águas

A poluição das águas ocorre por contaminação dos corpos hídricos com substâncias nocivas aos organismos e plantas aquáticas, e aos animais e seres humanos que à consomem. As fontes de poluição das águas podem ser pontuais e não pontuais que causam desde a diminuição do oxigênio dissolvido até a eutrofização do meio aquático (LIBOS et al., 2003; HE et al., 2014)

Os estudos e controle das alterações dos ecossistemas aquáticos continentais tornaram-se uma questão mundial e têm levado cientistas e gestores a buscarem soluções que contemplem a preservação das bacias hidrográficas (CABEZAS et al. 2009; ZELL e HUBBART, 2012). O principal problema relacionado com a qualidade das águas está nas fontes de poluição aquática. As origens das fontes são as mais diversas e podem ser desde o intenso uso do solo com excesso de fertilizante e agrotóxicos (PORTA E POCH, 2011; SILVA NETO, 2012), o lançamento de efluentes industriais ou domésticos (COSTA e VERZOLA, 2004; BOLLEMANN e MARUQUES, 2006; GALLARDO et al. 2012; OTHMAN et al., 2012), até a mais simples ação humana em regiões rurais e urbanas. De acordo com Tundisi (2008) os ecossistemas aquáticos continentais estão sujeitos aos mais diversos impactos resultantes de atividades antrópicas, o que os leva à degradação da qualidade das águas e a diminuição da disponibilidade dos recursos hídricos para usos diversos.

Num ecossistema aquático em equilíbrio, a produção primária, que fornece energia para alimentar a base da cadeia alimentar (YOUNG, et al. 2008) nos dá uma ideia do comportamento do metabolismo aquático (YOUNG e COLLIER, 2009). A interferência humana altera estabilidade do sistema, causando desequilíbrio na cadeia trófica (FIA et al., 2009), mudanças estéticas e prejuízos para a biodiversidade (STEVENSON et al., 2012).

Embora muito tenha sido aprendido, as influências das perturbações antrópicas sobre os ecossistemas aquáticos, especialmente em regiões pouco estudadas, permanecem obscuras (DODDS e COLE, 2007; WILLIAMSON et al., 2008). Pesquisas adicionais são necessárias para melhorar o entendimento entre as atividades humanas, produção de nutrientes e resposta ecológica do estado trófico dos ambientes aquáticos (DODDS, 2007; SMITH e TRAN, 2010).

Alternativa para avaliação de cursos d'água

Existem variadas formas de interpretar a saúde ambiental e também as condições de resposta da qualidade da água. Uma alternativa seria quantificar os pigmentos do perifíton em ambiente lótico. O perifíton é representado por uma fina camada (biofilme) composta de algas, bactérias, fungos e pequenos animais, além de detritos orgânicos e inorgânicos aderidos a substratos inorgânicos ou orgânicos vivos ou mortos (WETZEL, 1983). O biofilme se encontra submerso na água, aderido a rochas e pedras (epilítico), troncos (epixílon), vegetação aquática (epifíton), animais (epizolítion) e areia (epizâmico).

A avaliação da comunidade perifítica é utilizada como índice de integridade biótica (HILL et al., 2000), avaliação da qualidade da água (VIS et al., 1998; MOSCHINI, 1999), como indicador de impacto ambiental (MONTUELLE et al., 2010) e avaliação de poluição não pontual da água (STEINMAN et al., 2011).

As comunidades de algas perifíticas são úteis no desenvolvimento de critérios para avaliar cursos de água, porque elas são a maior fonte de produção primária, importante na alimentação do ecossistema e são fortemente afetadas pela concentração de nutrientes (BIGGS, 2000), incidência de luz e ações antrópicas sobre o meio (LAGE-PINTO et al., 2008). Portanto, a alteração da estrutura da comunidade perifítica está associada a mudanças na cadeia alimentar, na quantidade de oxigênio dissolvido (MILTNER, 2010), na taxa de ciclagem de nutrientes (CARDINALE, 2011; CARDINALE et al., 2011), e na estética do ambiente (SUPLEE et al., 2009). Um dos indicativos desta mudança reside nas alterações da biomassa de clorofila *a* e na feofitina resultado da fase degradativa da comunidade.

No Brasil, estudos mostraram a correlação da eutrofização de bacias hidrográficas causadas por atividades antrópicas com algas perifíticas e também com os feopigmentos (MOSCHINI-CARLOS e HENRY, 1997; HERMANY et al., 2006; BERE, T. e TUNDISI, 2010; SALOMONI et al., 2011; BORDUQUI e FERRAGUT, 2012). O perifíton pode ser utilizado também como bioindicador de qualidade da água (VERB e VIS, 2005).

Porém, avaliar a estrutura da comunidade perifítica exige conhecimento de taxonomia envolvendo especialistas e laboratórios especializados. Uma alternativa são os indicadores para inferir sobre as condições do ecossistema aquático. Sensores, indicativos da presença de algas, podem ser a clorofila *a* (Cla) e a feofitina *a* (FEO). Para análise da Cla e FEO em ambientes lóticos é recomendado avaliar o perifíton, que é afetado por múltiplos fatores ambientais e, além de sésseis, são considerados bioindicadores de qualidade ambiental (VIS et al., 1998; HILL et al., 2000). Neste estudo especificamente, a Cla e a FEO do perifíton foram extraídos do epixílon (troncos ou ramos submersos).

A Cla é o único pigmento verde das algas, plantas e cianobactérias (KELLY, 1998; TAIZ e ZIEGER, 2004). A presença de algas em ambientes aquáticos, a alta diversidade e rápida resposta às mudanças ambientais as tornam excelentes organismos para estudos de alterações dos ambientes aquáticos (POTAPOVA e CHARLES, 2007; 2008; FERRAGUT e BICUDO, 2009; BLACK et al., 2011).

A Cla é facilmente alterada em ambientes ligeiramente ácidos com iluminação intensa e por ações de enzimas, sendo degradada para feofitina e outros feopigmentos

(GOLTERMAN, 1978). Essa alteração ocorre em temperatura ambiente e, quando a feofitina está em concentrações mais elevadas que a Cla, indica a senescência da comunidade perifítica e alteração do estado fisiológico das algas e cianobactérias nos ambientes aquáticos (YENTSCH e MENZEL, 1963).

A comunidade perifítica apresenta distribuição espacial e temporal, com variações na composição, na biomassa e na produtividade. O entendimento dessas mudanças é importante para a melhor compreensão do papel no processo de caracterização dos sistemas aquáticos continentais, onde estão inseridas as bacias hidrográficas. Em ambientes lóticos a Cla da água é transitória e de origens diversas, não podendo expressar ocorrências de mudanças locais devido a correnteza. Por esse motivo a análise da Cla do ficoperifiton apresenta uma resposta do problema de alteração mais localizado do que a análise da Cla da água.

Tratamento de efluentes

A Síntese de Indicadores Sociais do IBGE mostra que a falta de saneamento básico continua sendo o principal problema de infraestrutura do Brasil. Em 2012, 29,7% dos domicílios urbanos não tinham acesso simultâneo aos serviços de saneamento e iluminação (abastecimento de água, esgotamento sanitário, coleta de lixo e iluminação elétrica). Destes, 93,5% viviam sem esgotamento sanitário (IBGE, 2013).

As 100 maiores cidades brasileiras, em 2011, geraram mais de 5,1 bilhões de metros cúbicos (m³) de esgoto. Desses, mais de 3,2 bilhões de m³ não receberam tratamento (TRATA BRASIL, 2013), e todo esse volume é descartado em córregos, rios e lagos, a céu aberto ou em fossas rústicas, que, se não tratados, geram contaminação também nos lençóis freáticos.

De acordo com Teixeira et al. (2012), o Brasil deve melhorar os investimentos em saneamento básico, aumentando a participação do PIB para conseguir chegar à universalização até 2033. Investimentos neste setor e melhoria na renda são inversamente proporcionais ao desenvolvimento de doenças infantis e óbitos de recém-nascidos na América Latina.

No Brasil, os números ilustram o tamanho do problema quando se fala em investimento em saneamento básico e tratamento de esgotos domésticos, além dos entraves enfrentados pelos gestores em elaborar e implantar um sistema de gestão de saneamento básico em um município (LISBOA et al., 2013). Assim, os rios continuam sendo impactados e os cursos d'água degradados, pois o investimento em tratamento de esgotos

ainda é considerado um grande ônus financeiro para o Brasil, mesmo sabendo que a cada real investido em saneamento se economizam quatro reais em saúde (FUNASA, 2007).

O Governo Federal, em 2007, sancionou a lei 11.445/2007 de Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico (BRASIL, 2007). Esta lei prevê a elaboração por todos os municípios dos Planos Municipais de Saneamento Básico e promove a Regulação dos Serviços de Saneamento. Estes são instrumentos de planejamento fundamentais para que as cidades organizem o seu futuro no campo sanitário. De acordo com Fernando Braga (Agência Brasil, 2013) só 30% dos municípios concluíram o plano. Assim, quem não concluir o plano não receberá recursos federais para resolver problemas de saneamento, como prevê o Decreto 7.217/2010 (BRASIL, 2010).

Em maio de 2014 foram disponibilizados recursos do Programa de Aceleração do Crescimento (PAC2) para projetos de saneamento básico e tratamento de água, contemplando 635 municípios com menos de 50.000 habitantes (BRASIL, 2014). Dos 34 municípios da bacia do rio Pomba que poderiam ser contemplados, somente dois irão receber esses recursos, e serão destinados para ampliar o tratamento de água para consumo, e nenhum receberá o recurso para tratamento de esgotos. A situação da bacia do rio Pomba é preocupante pela maneira em que se encontra, e não se tem previsão de quando os efluentes virão a ser saneados. Tal cenário confere a esta bacia uma situação de forte impacto negativos quando associadas a outras alterações da paisagem e dos diferentes usos dos recursos hídricos.

Impactos da ocupação da bacia hidrográfica do rio Pomba

A bacia do rio Pomba, inserida na Zona da Mata de Minas Gerais, exerceu função de destaque no cenário histórico e socioeconômico do Estado. A região foi berço da extração do ouro no século XVIII e, com o declínio do ciclo aurífero, especializou-se ao longo do século XIX na agricultura e na pecuária (CASTRO et al., 2012).

Estudos arqueológicos revelam que a região do vale do Paraíba, no período pré-colonial, era ocupada por índios, na maioria das tribos Tupi e Guarani. Os vestígios registrados refletem um ambiente no qual o impacto da população indígena na natureza era menor. Com a colonização e o início do ciclo do ouro em Minas Gerais (1600), o vale adquire uma importância estratégica como corredor comercial, aproximando o interior de Minas à costa Paulista (MIRANDA, 1963).

Por volta de 1680, os habitantes de arraiais fundados por Fernão Dias Pais e pelos expedicionários vindos de São Paulo começaram a explorar áreas de fácil acesso, à procura

do ouro. Porém, os mineradores encontraram resistência por parte das tribos dos índios Coroados, Coropós, Puris e Botocudos. Confrontos, mortes e atrocidades dos brancos contra os índios eram constantes. A notícia da descoberta de ouro se espalhou e promoveu uma verdadeira corrida do ouro que perdurou até 1760. Foi a primeira grande corrente migratória para o interior do Brasil (FAUSTO, 1997).

O processo de colonização e povoamento do vale do rio Pomba e áreas adjacentes que englobam a região central da Zona da Mata Mineira, iniciou-se quase que concomitantemente com o processo de catequese dos indígenas locais. O objetivo principal foi a pacificação para a inserção da Zona da Mata Mineira na economia colonial, uma vez que a mineração estava em franco declínio. A criação de povoados só foi possível graças à catequização dos índios pelo padre missionário Manuel de Jesus Maria, fundador da Freguesia de Rio Pomba (FURTADO, 2006; LAMAS, 2006).

Daquela época em diante, as migrações foram promovendo a alteração da paisagem, sendo o bioma existente alterado de acordo com os interesses sócioeconômicos de cada ciclo produtivo instaurado. A dinâmica comercial, no final do século XVIII, foi substituída pelas culturas do café e da cana-de-açúcar, que se expandiram por todo o vale do rio Paraíba do Sul. O cultivo do café deu início ao processo de desmatamento e à ocupação extensiva da bacia, determinando um processo de alteração drástica da paisagem regional (AQUINO e FARIAS, 1998).

Na época do Brasil Império, não se priorizou a distribuição de água, nem o tratamento de esgotos para a população, mas as elites e os processos produtivos de exportação nunca ficaram deficientes dos recursos hídricos (CARVALHO, 2008). O Ciclo do Café é um dos exemplos mais importantes e incontestáveis da apropriação da água como recurso para a satisfação da economia exportadora, promovendo a devastação de nascentes e florestas (DEAN, 1998).

Na metade do século XIX, o solo começou a apresentar visíveis sinais de desgaste, o que leva ao declínio da cafeicultura. Devido a essa mudança, houve um aumento importante na criação de gado e a migração da população rural para áreas urbanas (SINGER, 1968). A agricultura, praticada sem considerar a capacidade de uso das terras, representou e representa uma das mais importantes fontes de poluição dos solos e das águas pelo uso descontrolado de fertilizantes e agrotóxicos (AQUINO e FARIAS, 1998).

A estagnação econômica e social foi gradualmente superada pelo processo de industrialização baseado na boa infraestrutura de transportes herdada da época áurea comercial. No início do século XX, a atividade de destaque na bacia começou a ser a

industrial, que aconteceu graças às condições excepcionais de suprimento de água, energia suficiente, mercado consumidor e fácil escoamento da produção (CARVALHO, 2008). O setor laticinista começou a se desenvolver neste período.

Com a diminuição da fertilidade do solo houve substituição da cultura cafeeira por pastagens dedicadas a criação de gado leiteiro como alternativa à renda que era obtida no comércio do café (DESTRO, 2006). Com a importação das raças especializadas em produção de leite e cruzamentos com gados locais, a produção de leite aumentou no estado de Minas Gerais e em especial na Zona da Mata e Sul de Minas Gerais. O aumento da produção iniciou com o comércio de leite fluido em pequenas localidades e com o excedente da produção de leite começaram a ser fabricados queijos e manteiga em pequenas queijarias artesanais nas propriedades rurais (FAEMG, 2010).

Com a criação do Instituto de Laticínios Cândido Tostes e o apoio dos norte-americanos no desenvolvimento de uma base tecnológica, novos projetos foram criados no país (VIEIRA, 2002). A maioria dos laticínios da Zona da Mata de Minas Gerais surgiu por volta do 1950, a partir da iniciativa de fazendeiros que procuravam agregar valor ao leite com a industrialização. A facilidade em armazenar e comercializar os queijos e o pouco capital investido para começar a produção impulsionaram a criação das unidades fabris. Os laticínios e as cooperativas passaram a concentrar a produção e a transformar o leite em derivados para comercialização local e nacional (VIEIRA, 2002).

A produção de laticínios em Minas Gerais se tornou um negócio lucrativo e visou atender a demanda da crescente população que se aglomerou em centros urbanos e aumentou o consumo dos derivados lácteos (GOMES, 1997). De acordo com Siqueira et al. (2013b) a Zona da Mata Mineira possui 28.448 fazendas produzindo leite, enquanto os municípios que integram a bacia do rio Pomba comportam 207.363 animais no rebanho e produziram em 2012, 877.000 litros de leite por dia. Na cadeia agro-industrial do leite, a produção de laticínios responde por 31% do emprego formal (Gallinari et al., 2002).

Em 2012, Minas Gerais foi o maior produtor estadual, responsável por 27,3% da produção nacional (EMBRAPA, 2012) e a atividade leiteira nos municípios da bacia hidrográfica do rio Pomba, contribui com 3,6% da produção estadual (IBGE, 2013).

Para todo esse crescimento e implantações de indústrias, a bacia hidrográfica do rio Pomba assumiu importância, em especial no uso das águas para diferentes fins, e ao mesmo tempo receberam diferentes tipos de impactos ao longo da área de drenagem.

O rio Pomba pertence à região hidrográfica do Atlântico Sudeste e faz parte da bacia do rio Paraíba do Sul, que banha um território quase completamente antrópico. A

bacia do rio Paraíba do Sul tem área de drenagem de 56.500 km² e inclui os territórios dos estados de São Paulo (13.500 km²), Rio de Janeiro (21.000 km²) e Minas Gerais (20.900 km²). O rio Paraíba do Sul, inserido no bioma da Mata Atlântica, tem a cobertura vegetal original restrita a parques e reservas florestais (CARVALHO, 2008), com o seu curso marcado por sucessivas represas, destinadas à provisão de água e eletricidade para as populações da bacia e também da região metropolitana do Rio de Janeiro. Assim, apresenta-se hoje em estado ecológico crítico, com leito assoreado e ainda tem 40% da vazão desviada para o Rio Guandu. As águas também são utilizadas para abastecimento industrial, preservação da flora e fauna e disposição final de esgotos domésticos e industriais (ACSELRAD et al., 2007; SOUZA et al., 2010b).

O rio Pomba é o principal afluente do rio Paraíba do Sul, e aporta o trecho final deste rio. A bacia do rio Pomba bem como a "caudal" do rio contribuem para a situação atual da bacia do rio Paraíba do Sul. Quanto ao saneamento, a bacia do rio Pomba destaca-se pela ausência de tratamento de esgotos domésticos, os quais são lançados "in natura" e diretamente nos cursos d'água. Em 2013, a Fundação Estadual de Meio Ambiente-MG (FEAM, 2013) relatou que os únicos municípios com Autorização Ambiental de Funcionamento vigente eram Rio Novo e Laranjal, ambos em MG, e que 100% da população destes municípios era atendida com tratamento de esgotos. Porém, dados do SIAB-Situação de Saneamento oriundos do Sistema de Informação da Atenção Básica (SIAB, 2013) revelam que Laranjal-MG ainda tem 7,2% da população com esgoto a céu aberto.

Outra característica relevante é a degradação da cobertura vegetal, implicando no carreamento relevante de sedimentos para as calhas dos cursos d'água. Ao determinar o índice de estado trófico (IET) em um trecho do rio Pomba, Farage et al. (2010) concluíram que os pontos avaliados indicaram estado de eutrofização, com tendência à hipereutrofização, e as maiores concentrações de fósforo nas águas estão associadas a trechos nos quais o rio Pomba é receptor de grande carga de efluentes domésticos e industriais.

Em outro estudo realizado na bacia do rio Paraíba do Sul, que incluiu um ponto amostral na foz do rio Pomba, mostrou que ao longo do ciclo hidrológico anual, as condições redox do sistema fluvial eram alteradas pelas mudanças nas variáveis físico-químicas da água e tem origem em fontes antropogênicas, ou variação dos processos hidrológicos, ou variação biogeoquímica das águas subterrâneas. Os padrões observados mostram algumas indicações de que a mudança do uso da terra, incluindo a produção

crescente de cana-de-açúcar nas terras do Sudeste brasileiro, tem o potencial de aumentar o fluxo de carbono e nitrogênio nos cursos d'água, e esse fluxo tem uma importância relativa na entrada de carbono e nitrogênio nos sistemas marinhos e estuarinos (FIGUEIREDO et al., 2011).

Ao estudarem a qualidade da água do médio rio Pomba, Guedes et al. (2012) concluíram que as variações na qualidade da água foram definidas por um grupo de nutrientes associados ao esgoto doméstico e à poluição difusa, por um grupo orgânico causado pelo lançamento de esgoto doméstico no curso de água e por um grupo de sólidos em suspensão, expressando o processo de erosão hídrica na bacia.

Considerando que a bacia do rio Pomba situa-se dentro deste contexto ambiental, com concentração de inúmeras agroindústrias e indústrias sem tratamento adequado dos efluentes, além de atividades de mineração e extração de areia, ausência de tratamento de esgotos domésticos e manejo inadequado do solo para fins agrícolas, além dos estudos realizados até o presente apenas analisarem trechos específicos desta bacia, surgiu a oportunidade do presente estudo de desenvolver uma análise espacial e integrada da água e da paisagem. Também, algumas questões foram apresentadas, porém a que mais se destacaram foram: Quais são os maiores responsáveis pelo impacto ambiental e qual a real situação desta bacia?

Para responder às questões acima, relacionadas para este estudo, considera-se que as atividades antrópicas estão afetando a qualidade da água da bacia hidrográfica. Os lançamentos de efluentes não tratados originários de atividades agroindustriais, mineração e decorrentes de esgotos domésticos promovem impactos ao longo da bacia do rio Pomba, influenciando fortemente a qualidade limnológica das águas e, com isto, prejudicando os diferentes usos dos recursos hídricos.

Com essas premissas pretende-se investigar as consequências das ações do homem, avaliando o uso e ocupação do solo e as características limnológicas e sanitárias das águas.

Diante do contexto ambiental em que se encontra a bacia do rio Pomba, e com a presença de agroindústrias e indústrias sem tratamento adequado dos efluentes, atividades de mineração, falta de tratamento de esgotos domésticos, alterações na paisagem original, surgiu o objeto do presente estudo.

Objetivo Geral

O presente estudo tem como objetivo avaliar e caracterizar os possíveis impactos ambientais da bacia do rio Pomba e indicar as suas variáveis ambientais descritoras.

Objetivos específicos

- Analisar o uso e ocupação do solo da bacia do rio Pomba por meio de imagens de satélite e a influência na qualidade das águas.
- Qualificar e quantificar os efluentes das indústrias de laticínios e analisar os possíveis impactos causados por estes lançamentos.
- Avaliar a qualidade das águas da bacia do rio Pomba por meio de interpretação das características limnológicas e sanitárias.

Estruturação da tese

Tendo em vista a hipótese e os objetivos formulados anteriormente, a tese foi estruturada em três capítulos. O **primeiro capítulo** refere-se ao uso e ocupação do solo da bacia do rio Pomba, e como esse uso afeta a qualidade dos cursos de água, além de analisar as principais fragilidades e potencialidades da ocupação do solo.

O **segundo capítulo** faz uma análise e simulação da importância da carga dos laticínios, e como essa atividade afeta a dinâmica da qualidade da água ao longo da bacia, para o que serão interpretadas as informações da descarga dos efluentes dos laticínios versus fatores abióticos e bióticos.

O **terceiro capítulo** apresenta a dinâmica do ecossistema aquático da bacia do rio Pomba, fundamentado nas informações limnológicas, sanitárias e bióticas e na relação com as principais atividades antrópicas da bacia no período de seca de forma espacial, e no período de chuva apenas nos pontos amostrais, cuja qualidade ambiental apresenta-se mais crítica no período de seca.

ÁREA DE ESTUDO

Localização geográfica

O rio Pomba tem a nascente à 1.182 m de altitude, na Serra do Sapateiro, região da Mantiqueira, município de Santa Bárbara do Tugúrio-MG. A união dos córregos Macuco, Batalha, Castelo e Cachoeira forma o ribeirão da Prata. O ribeirão Fernandes é formado pelos córregos Grota das Cobras, Raposa, Galego e Campestre. O rio Pomba é formado pela união dos ribeirões da Prata, Fernandes e Tinguá, a jusante da cidade de Santa Bárbara do Tugúrio. O rio Pomba apresenta uma declividade acentuada na cabeceira, pois aproximadamente a 50 km da nascente atinge a altitude de 517 m. Devido a esta declividade, ao longo da extensão se encontram seis Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH's) e, após percorrer 324 km, atinge a foz, no Rio Paraíba do Sul.

A bacia hidrográfica do rio Pomba tem área de 8.544 km² e está inserida na bacia do rio Paraíba do Sul, que pertence à região hidrográfica do Atlântico Sudeste (BRASIL, 2012). Considerar-se-á, no presente estudo, o termo "bacia" do rio Pomba, por ser o rio Pomba o canal principal (MACHADO e TORRES, 2012). A bacia hidrográfica do rio Pomba abrange 34 municípios da Zona da Mata Mineira e três municípios fluminenses, onde vivem aproximadamente 618 mil habitantes (IBGE, 2011). Os municípios mineiros mais representativos do ponto de vista populacional são: Ubá, Cataguases, Leopoldina, Santos Dumont, São João Nepomuceno e Visconde do Rio Branco, e os fluminenses são Santo Antônio de Pádua e Miracema (Figura 1).

Os municípios banhados pelo rio Pomba no Estado de Minas Gerais são: Santa Bárbara do Tugúrio, Mercês, Rio Pomba, Piraúba, Guarani, Descoberto, Astolfo Dutra, Dona Euzébia, Cataguases, Leopoldina, Laranjal, Recreio e Palma, e no Estado do Rio de Janeiro são: Santo Antônio de Pádua e Aperibé.

Os principais tributários do rio Pomba são os rios: Pinho/Piau/Novo, Paraopeba, Xopotó, Formoso e Pardo. A bacia hidrográfica do rio Pomba está localizada entre as coordenadas 43°45'15,3" e 41°59'2,5"W e 20°51'58,0" e 21°42'53"S (Figura 2).

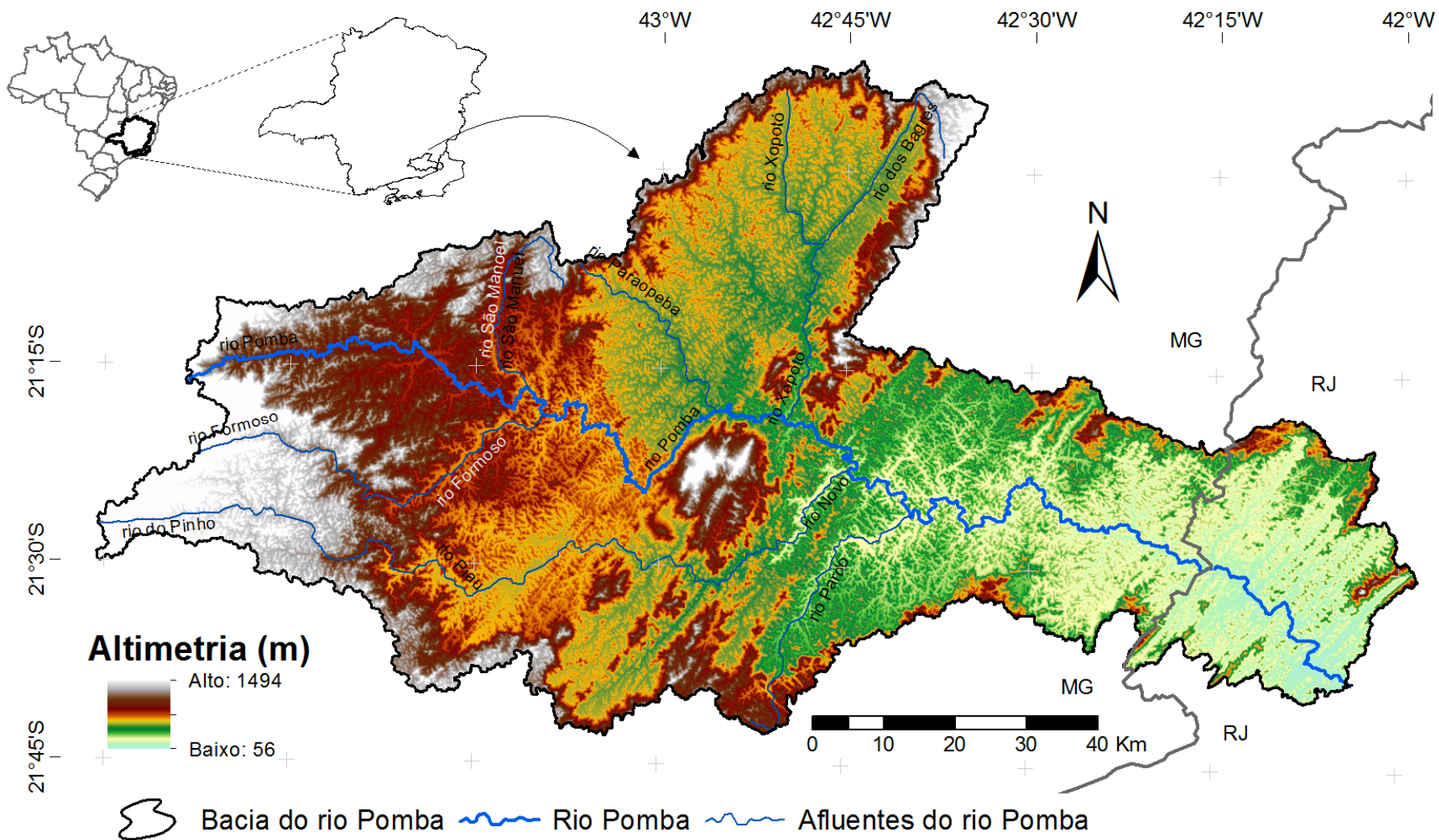


Figura 2. Bacia hidrográfica do rio Pomba com altimetria e principais afluentes. Dados (INPE, 2014). Elaborado pelo autor.

As pequenas centrais hidrelétricas (PCHs) também fazem parte da paisagem da bacia do rio Pomba. No leito principal foram registradas seis PCHs, uma delas entrou em operação em 2013 (Figura 3). As PCHs dos afluentes do rio Pomba foram: Guary/rio do Pinho (Santos Dumont-MG), Boa Esperança/rio Piau (Piau-MG), Maurício/rio Novo (Itamarati de Minas-MG) e Ervália/rio dos Bagres (Ervália e Guiricema-MG), somando 10 PCHs na bacia.

Entre as PCHs do rio Pomba, a Barra do Braúna chamou atenção neste estudo. Represada em 2009, em menos de dois anos de operação apresentava 10% dos 1.200 hectares do espelho d'água com macrófitas. Em 2013 a área com macrófita chegou a 30% (Figura 2, a montante do ponto RP15). Os motivos para o crescimento exagerado de macrófitas se devem à elevada carga de poluentes lançados no rio Pomba, com elevadas concentrações de PT e NT na bacia.

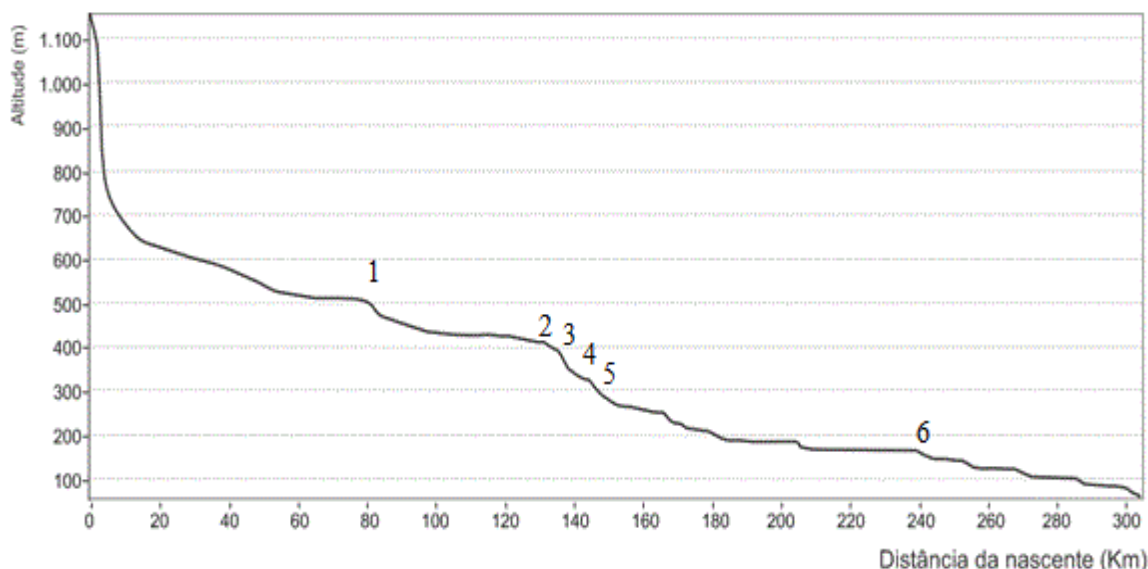


Figura 3. Perfil longitudinal do rio Pomba com destaque para as Pequenas Centrais Hidrelétricas/Municípios: 1-Ituerê/Rio Pomba-MG, 2-Ivan Botelho I (Ponte), 3-Ivan Botelho II (Palestina)/Guarani-MG, 4-Zé Tunin, 5-Ivan Botelho III (Triunfo)/Astolfo Dutra-MG e, 6-Barra do Braúna/Laranjal-MG

Na bacia do rio Pomba predominam terrenos com elevada declividade (Figura 4), onde predomina relevo ondulado (56,5%) a forte ondulado (16,9%), o que favorece o escoamento superficial, aumentando risco do solo à erosão e à contaminação das águas.

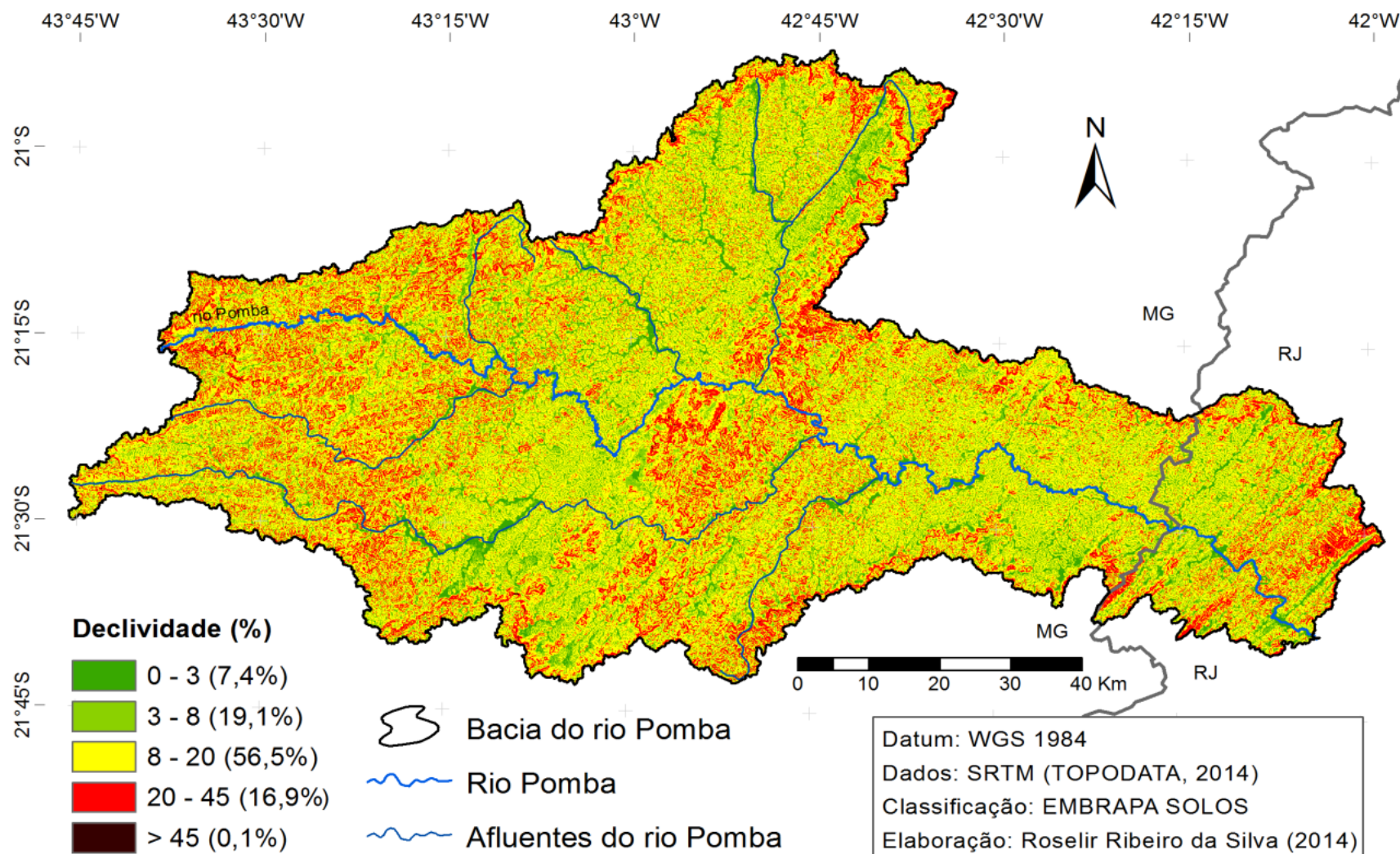


Figura 4. Mapa de declividade na área da bacia do rio Pomba utilizando a classificação proposta pela EMBRAPA (2013). Elaborado pelo autor

De acordo com Ruas (2006), o rio Paraopeba (Tocantins-MG), afluente do rio Pomba, é o principal contribuinte de fontes nutrientes, provenientes de atividade pecuária no período chuvoso e efluentes sanitários no período seco e chuvoso. Em outro estudo, Soares et al. (2007) descreveram a ocorrência de elevada biomassa de cianobactérias no leito principal do rio Pomba (municípios de Mercês e Guarani) e durante o período chuvoso ocorreu aumento de biomassa de cianobactérias próximo ao município de Guarani.

A ictiofauna da bacia também está ameaçada pelas pequenas centrais hidrelétricas (PCHs) e pela elevada carga de efluentes lançados na bacia. Silve e Pompeu (2008) consideraram importante incentivar o tratamento de efluentes e a conservação das matas ciliares, visto que a s suas ausências produzem os os impactos negativos mais recorrentes na bacia do rio Pomba e que afetam a comunidade de peixes.

Aspectos Climatológicos

De acordo com Nimer (1989), os fatores responsáveis pelo comportamento pluviométrico da Região Sudeste, e conseqüentemente da bacia do rio Pomba são: estáticos (localização geográfica e topográfica) e dinâmicos (massas de ar). A localização geográfica é influenciada por fenômenos meteorológicos das latitudes médias onde está inserida a bacia do rio Pomba (entre 20°51' e 21°42'S), e fenômenos tropicais que imprimem à região características de um clima de transição. Esses parâmetros conferem duas estações bem definidas: uma seca (maio a setembro) e uma chuvosa (outubro a março).

A Figura 5 apresenta dados históricos do balanço hídrico segundo o método de Thornthwaite e Mather (1955) para os municípios de Cataguases e Coronel Pacheco em Minas Gerais.

Levando-se em consideração os fatores dinâmicos do ponto de vista da circulação normal, a região permanece a maior parte do ano sob o domínio da massa Tropical Atlântica que possui elevada temperatura, promovida pela intensa radiação solar das latitudes tropicais, e forte umidade específica, fornecida pela intensa evaporação marítima (NIMER, 1989). Em condições normais, o tempo permanece estável e com pouca nebulosidade. No entanto, essa circulação zonal é frequentemente perturbada pela circulação meridiana dos anticiclones móveis de origem polar associada à atuação da Frente Polar Atlântica e das Massas Polares que provocam quedas repentinas de temperatura no verão.

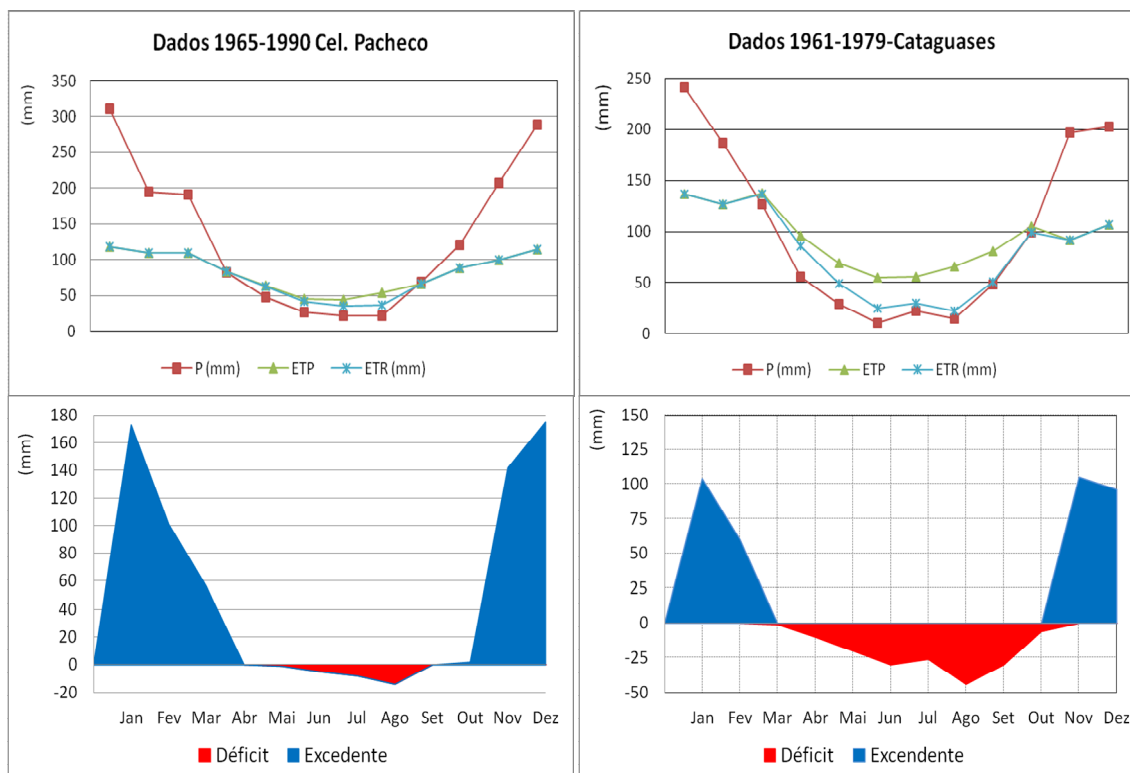


Figura 5. Balanço hídrico considerando série histórica de Precipitação (P), Evapotranspiração Potencial (ETP) e Evapotranspiração Real (ETR), déficit e excedente hídrico dos municípios de Cataguases e Coronel Pacheco-MG. Fonte: INMET (2013).

Pesquisas baseadas em dados de sensoriamento remoto e recursos de geoprocessamento sobre o clima da região Sudeste foram realizadas para entender melhor o comportamento do clima (ALVES et al., 2005, MINUZZI et al., 2007; MARTINS e ROSA, 2012). Além desses trabalhos, Abreu (1998), relatou a influência da Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) sobre as características climatológicas da região do Sudeste, descritas por Nimer (1989).

Nunes et al. (2009) e Alvarenga (2012) realizaram estudos dos efeitos da ZCAS sobre o período chuvoso, e evidenciaram grande influência sobre a precipitação e mudanças de temperatura da região Sudeste, com consequências sócioambientais, pois causam constantes inundações provocadas pelo transbordamento dos rios e, nas cidades, enchentes e deslizamentos em assentamentos urbanos inadequados, muitas vezes com grandes prejuízos econômicos e até perdas de vidas humanas.

Para definir o clima de uma região é necessário considerar fatores como: radiação solar, latitude, continentalidade, massa de ar e correntes oceânicas. Esses fatores condicionam os elementos climáticos como: temperatura, precipitação, umidade do ar e pressão atmosférica, que, por sua vez, definirão as tipologias climáticas.

A tipologia climática da bacia hidrográfica do rio Pomba, segundo Köeppen (1948) é o Aw, tropical quente úmido, cujas características são típicas de clima com verão chuvoso e inverno seco, sendo que no trimestre mais seco, as médias pluviométricas são inferiores a 60 mm (Figuras 5 a 7).

As temperaturas médias anuais da bacia do rio Pomba variam de 15 a 26 °C. Quanto às máximas, considerando a série histórica de 1961 a 1990, para Cataguases no mês de março, foi de 25,9 °C; Coronel Pacheco e Barbacena apresentaram, respectivamente, 24,1 e 20,6°C, no mês de fevereiro. As mínimas foram registradas no mês de julho com temperaturas de 14,7, 16,9 e 19,6 °C, respectivamente, para Barbacena, Coronel Pacheco e Cataguases (Figura 6).

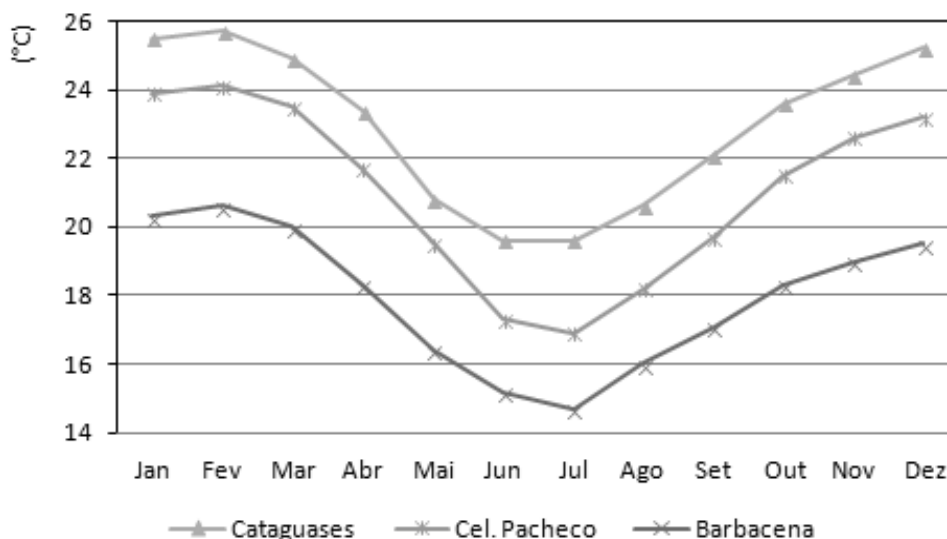


Figura 6. Temperaturas médias anuais para série histórica de 1961 a 1990 para os municípios de Barbacena, Coronel Pacheco e Cataguases com as respectivas estações OMM: 83689, 83037 e 83689. Fonte: INMET (2012).

Para a classificação climática da bacia do rio Pomba foram obtidos dados do INMET (2012) dos municípios de Cataguases, Coronel Pacheco e Barbacena, considerados respectivamente baixo, médio e alto rio Pomba. Segundo a classificação de Thornthwaite e Mather (1955), a tipologia climática do município de Cataguases é $C_2rB'_4a'$, ou seja, clima sub-úmido (C_2 IM: Índice de Umidade = 15,31), com moderado déficit hídrico no inverno (r IA:Índice de Aridez= 14,8), mesotérmico (B'_4 - volume anual do índice térmico ETP = 1129mm, entre 997 e 1.140mm) e a' que é a evapotranspiração potencial (EPT) observada durante o verão representa menos de 48% do total anual, neste caso 33%. O município de Coronel Pacheco e Barbacena recebem respectivamente a classificação $B_3rB'_4a'$ e $B_3rB'_2a'$, sendo o clima úmido (B_3 IM = 60 e 77,4), com pequena deficiência hídrica no inverno (r IA = 3,3 e 3,2), mesotérmico (B'_4 , ETP = 997 e B'_2 , ETP = 816).

De forma resumida, os dados dos municípios de Cataguases, Coronel Pacheco e Barbacena indicam que o clima da bacia hidrográfica do rio Pomba varia do sub-úmido ao úmido, com duas estações bem definidas (uma chuvosa e a outra seca). Durante a estação seca (inverno), apresenta moderada deficiência hídrica, mesotérmico com elevado valor anual de evapotranspiração potencial, onde menos de 48% da ETP se concentra no verão.

Precipitação

A estação climatológica de Coronel Pacheco começou a disponibilizar os dados de precipitação em 2013; portanto, para a precipitação mensal, foram obtidos dados completos somente de 2011, para os municípios de Barbacena-MG, alto rio Pomba, e Santo Antônio de Pádua-RJ, baixo rio Pomba (Figura 7). Essa informação confirma a condição de invernos secos e verões chuvosos. A precipitação anual acumulada para 2011, em Barbacena-MG, foi de 1.333 mm, e para Santo Antônio de Pádua-RJ foi de 1.290 mm.

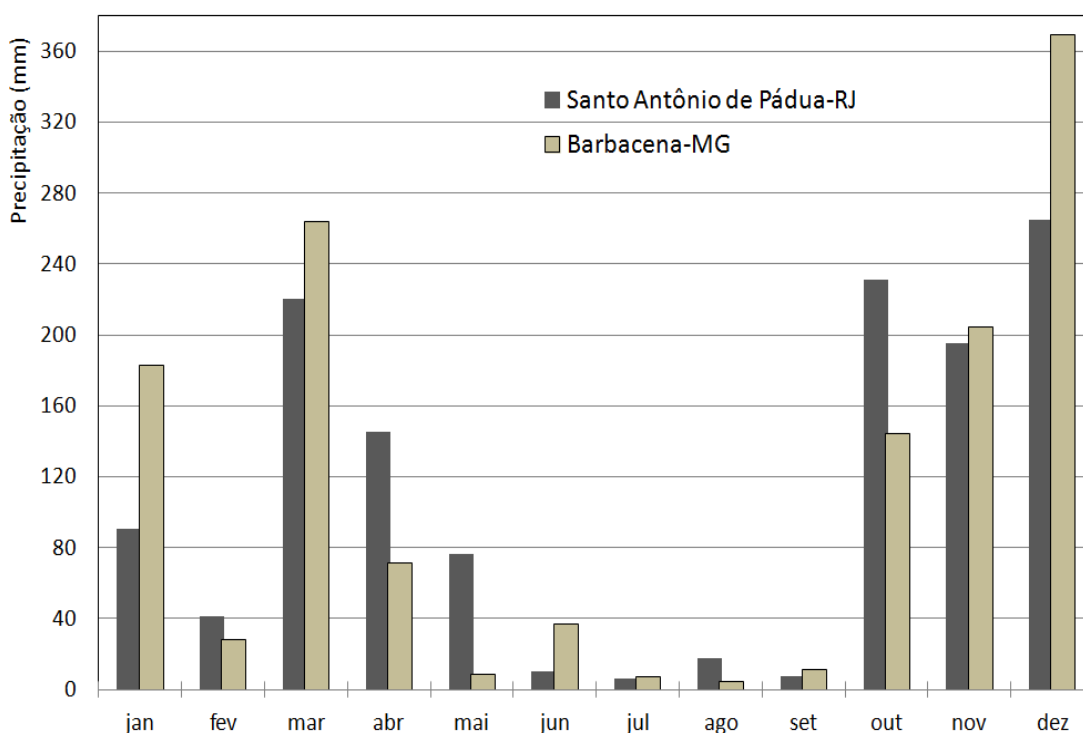


Figura 7. Precipitação mensal do município de Barbacena-MG e Santo Antônio de Pádua-RJ para o ano de 2011. Fonte: INMET (2012). Elaborado pelo autor.

A precipitação e a evapotranspiração, assumem um papel fundamental no balanço hídrico de bacias hidrográficas. O balanço entre a água que entra na bacia pela chuva e que sai por evapotranspiração, irá resultar na vazão do sistema de drenagem. A Figura 6 mostra as isoietas dos dados históricos, de 1977 a 2006, da precipitação ocorrida na bacia do rio Pomba.

A precipitação média anual variou de 1.200 mm, para a região da foz do rio Pomba, a 1.600 mm para região da nascente.

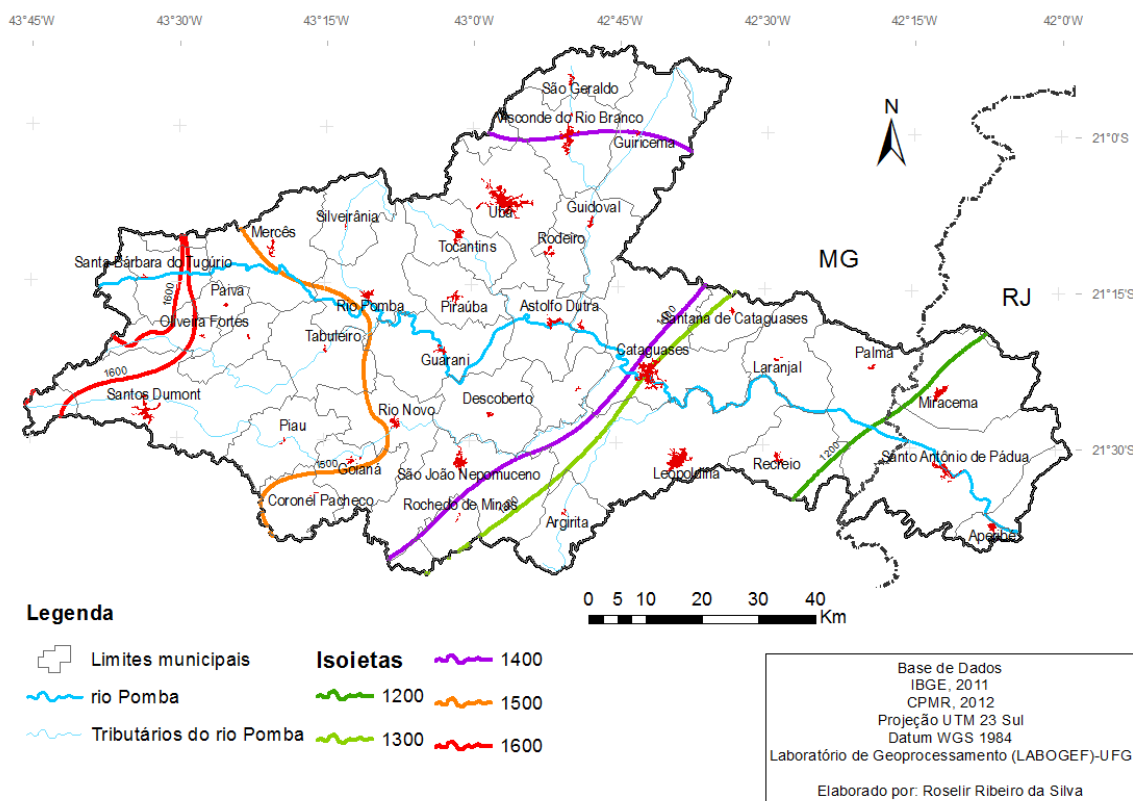


Figura 8. Isoietas de dados históricos (1977 a 2006) de precipitação para a bacia do rio Pomba. Elaborado pelo autor.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, M. L. Climatologia da estação chuvosa de Minas Gerais: de Nimer (1977) à Zona de Convergência do Atlântico Sul. **Geonomos**, v. 6, n. 2, p. 17-22, 1998. (*online*), 2013.

ACSELRAD, M.; BARCELLOS, F. C.; COSTA, V. G. Condições ambientais na bacia do Paraíba do Sul e a efetividade da cobrança pelo uso da água pelo Estado do Rio de Janeiro. In: Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul: o Eucalipto e o Ciclo Hidrológico, 1., 2007, Taubaté. **Anais...** Taubaté: IPABHi, 07 a 09 nov. 2007. p. 17-24, 2007.

AGEVAP - Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. Relatório técnico bacia do rio paraíba do sul subsídios às ações de melhoria da gestão 2011. 2011.

AGÊNCIA BRASIL. **Apenas 30% dos municípios devem concluir os planos de saneamento básico em 2013.** Disponível em <<http://memoria.ebc.com.br/agenciabrasil/noticia/2013-11-03/apenas-30-dos-municipios-devem-concluir-os-planos-de-saneamento-basico-em-2013>>. Acesso em dez. 2013.

ALBERGONI, L. **Caracterização do uso e cobertura da terra como subsídio para análise de paisagem e de vulnerabilidade de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista**. Dissertação de Mestrado: Curitiba, 2011.

ALVARENGA, L. A. Precipitação no sudeste brasileiro e sua relação com a Zona de Convergência do Atlântico Sul. **Revista Agrogeoambiental**, v. 4, n. 2, ago. 2012.

ALVES, L. M.; MARENGO, J. A.; CAMARGO J. R.; CASTRO, C. H. Início da estação chuvosa na região Sudeste do Brasil: Parte 1 – Estudos observacionais. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 20, n. 3, p. 385-394, 2005.

AQUINO, L. S.; FARIAS, C. M. C. “Processo de ocupação e desenvolvimento econômico da bacia” In: BIZERRIL, C.R.S.F.; ARAÚJO, L.M.N.; TOSIN, P. C. (org.). **Contribuição ao conhecimento da Bacia do Rio Paraíba do Sul - Coletânea de Estudos**. Rio de Janeiro: ANEEL-Agência Nacional de Energia Elétrica, 1998.

BAYRAM, A.; ÖNSOY, H.; BULUT, V. N.; AKINCI, G. Influences of urban wastewaters on the stream water quality: a case study from Gumushane Province, Turkey. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 2, p. 1285-1303, feb. 2013.

BERE, T.; TUNDISI, J. G. Biological monitoring of lotic ecosystems: the role of diatoms. **Braz. J. Biol.**, (online). v.70, n. 3, p. 493-502, 2010.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 1990.

BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. Mudanças climáticas globais: efeitos sobre as águas continentais superficiais. In: BUCKERIDGE, M. S. (Org.). **Biologia e Mudanças Climáticas no Brasil**. 1 ed. São Carlos: Rima, 2008.

BIGGS, B. J. F. Eutrophication of streams and rivers: dissolved nutrient chlorophyll relationships for benthic algae. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 19, p. 17–31, 2000.

BLACK, R.W.; MORAN, P. W.; FRANKFORTER, J. D. Response of algal metrics to nutrients and physical factors and identification of nutrient thresholds in agricultural streams. **Environ Monit Assess**, 175, p. 397–417, 2011.

BOERSEMA, J. J. Environmental sciences, sustainability and quality. In: BOERSEMA, J. J.; REIJNDERS, L. **Principles of Environmental Sciences**. Springer Amsterdam, p. 3-8, 2009.

BOLLMANN, H. A.; MARQUES, D. M. L. M. Influence of the urban density in the relationship among carbonic organic matter, nitrogen and phosphorous in small rivers with low sanitation coverage. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 11, n. 4, p. 343, 2006.

BORDUQUI, M.; FERRAGUT, C. Factors Determining Periphytic Algae Succession in a Tropical Hypereutrophic Reservoir. **Hydrobiologia**, v. 683, n. 1, p. 109-122, 2012.

BOTELHO, R. G. M.; SILVA, A. S. Bacia hidrográfica e qualidade ambiental. In: VITTE, A.C.; GUERRA, A.J.T. (Organizadores). **Reflexões sobre a Geografia Física no Brasil**. 3. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010. p. 153-188.

BRASIL. Agência Nacional de Águas: **Água na medida certa: a hidrometria no Brasil**. Brasília: ANA, 2012. 72 p.: il.

BRASIL. Agência Nacional de Águas: **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2013**. Ed. Especial. - Brasília: ANA, 2013. 215 p. il.

BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil**. Senado, Brasília, DF, 1988.

BRASIL. Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934. Decreta o Código de águas. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 27 jul. 1934.

BRASIL. Decreto nº 7.217, de 21 de junho de 2010. Regulamenta a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e dá outras providências. Brasília, DF. 2007.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e para a política federal de saneamento básico. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF. 8 jan. 2007 e retificado em 11 jan. 2007.

BRASIL. Lei nº 9.433 de 08 de janeiro de 1997. **Política nacional de recursos hídricos**. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, 1997.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Alterada pela Resolução 410/2009 e pela 430/2011, 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. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, nº 053, 18 mar. 2005. p. 58-63.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Resolução CONAMA nº 430 13/05/2011. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, nº 92, de 16 mai. 2011. p. 89.

BRASIL. Ministério do Planejamento: Mais de 600 pequenos municípios receberão quase R\$ 3 bilhões para obras de saneamento. Publicado em 06/05/2014. Disponível em: <<http://www.planejamento.gov.br/conteudo.asp?p=noticia&ler=11221>> Acesso em: 2014.

BRASIL. Resolução CNRH n. 91, de 5 de novembro de 2008. Dispõe sobre procedimentos gerais para enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos. Brasília. 2008.

BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G. "A bacia hidrográfica: aspectos conceituais e caracterização geral da bacia do rio Mogi-Guaçu." In: J. BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G. **Limnologia fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu**. São Carlos: RiMa, 2003. p. 1-13.

BROCH, S. A. O. **Gestão transfronteiriça de águas: o caso da bacia do Apa**. 2008. 427 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável)-Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

CABACINHA, C. D.; CASTRO, S. S.; GONCALVES, D. A. Análise da estrutura da paisagem da alta bacia do rio Araguaia na Savana Brasileira. **Floresta** (UFPR. Impresso), v. 40, p. 675-690, 2010.

CABEZAS, A.; GONZÁLEZ, E.; GALLARDO, B.; GARCÍA, M.; GONZÁLEZ, M.; COMÍM, F. A. The effect of anthropogenic disturbance on the hydrochemical characteristics

of riparian wetlands at the Middle Ebro River (NE Spain). **Hydrobiologia**, v. 617, p. 101-116, jan. 2009.

CALHEIROS, D. F.; FERREIRA, C. J. A. **Alterações limnológicas no rio Paraguai (“dequada”) e o fenômeno natural de mortandade de peixes no Pantanal Mato-Grossense-MS**. Corumbá. MS: EMBRAPA-CPAP, 1996. 51p. (EMBRAPACAP. Boletim de Pesquisa, 7).

CAMPOS, M. A. A. **Padrão e dinâmica de floresta tropical, através de classificação orientada a objeto e da análise da paisagem com imagens LANDSAT**. 105f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

CARDINALE, B. J. Biodiversity improves water quality through niche partitioning. **Nature**, n. 472, p. 86–91, 2011.

CARDINALE, B. J.; MATULICH, K. L.; HOOPER, D. U.; BYRNES, J. E.; DUFFY, E.; GAMFELDT, L.; BAL-VANERA, P.; O’CONNOR, M. I.; GONZALEZ, A. The functional role of producer diversity in ecosystems. **Am. J. Bot.**, n. 98, p. 572–592. 2011.

CARVALHO, E. C. A. **O impacto econômico na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, na região do Estado de São Paulo-sustentabilidade ou crise**. INPE: São José dos Campos, 2008. Disponível em <<http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m19@80/2010/04.09.16.42.>> Acesso em: mar de 2013.

CASTRO, J. F. M.; DE ALENCAR, B. J.; SOARES, T. L. Análise da infraestrutura socioeconômica e das áreas de influências da Zona da Mata de Minas Gerais (1991-2000). **Caderno de Geografia**, v. 22, n. 37, p. 29-46, 2012.

CHAVES, H. M. L.; SANTOS, L. B. Ocupação do solo, fragmentação da paisagem e qualidade da água em uma pequena bacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 6, p. 922-930, 2009.

COPPETEC. CEIVAP-Comitê de Integração das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba. **Caderno de Ações da Bacia do Rio Pomba**. 2006. Fundação COPPETEC. Disponível em: <<http://www.ceivap.org.br/downloads/cadernos/CadernoPomba.pdf>>. Acesso em: set. 2011.

COPPETEC. Projeto Gestão dos Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. PEC-2939 - Plano de Recursos Hídricos para a Fase Inicial da Cobrança na Bacia do Rio Paraíba do Sul. Agência Nacional de Águas (ANA) – Fundação COPPETEC Execução: Laboratório de Hidrologia e Estudos do Meio Ambiente da COPPE/UFRJ, 2002.

COSTA, F. G.; VERZOLA, M. A. Tópicos em avaliação ambiental: análises de água para abastecimento público e parâmetros de poluição no rio do Carmo, Ituverava-SP. **Nucleus**, v. 2, n. 1, p. 115, 2004.

- DEAN, W. **A ferro e fogo – A história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1998.
- DESTRO, J. A. S. Café e Pecuária em Juiz de Fora – 1896-1930. *Revista de História e Economia & Economia Regional Aplicada*, v. 1 n. 1 jul./dez., 2006.
- DODDS, W. K. Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams. **Trends Ecol. E.**, vol. 22, p. 669–676, 2007.
- DODDS, W. K.; COLE, J. J. Expanding the concept of trophic state in aquatic ecosystems: It's not just the autotrophs. **Aquatic Sciences**, v. 69, n. 4, p. 427-439, 2007.
- EMBRAPA, Ranking da Produção de Leite por Estado, 2010/2011. Disponível em <http://www.cnpqgl.embrapa.br/nova/informacoes/estatisticas/producao/tabela0240.php> Acesso em: fev. 2013.
- ESTEVES, F. A. Considerações históricas sobre a ciência da Limnologia. p. 1-22. *In: _____*. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 790p.
- ESTEVES, F. A.; MENEZES, C. F. S. Papel da água e da limnologia na sociedade moderna. p. 63. *In: ESTEVES, F. A. Fundamentos de Limnologia*. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 790p.
- FAEMG. Federação da Agricultura e Pecuária do Estado de Minas Gerais. O Leite em Minas Gerais. FAEMG: Belo Horizonte, 2010.
- FARAGE, J. A. P.; MATO, A. T.; SILVA, D. D.; BORGES, C. A. Determinação do índice de estado trófico para fósforo em pontos do rio Pomba. **Engenharia na Agricultura**, VIÇOSA - MG, v. 18 n. 4, p. 322-329, 2010.
- FAUSTO, B. **História do Brasil**. 5. ed. São Paulo: Edusp, 1997. p. 91-106.
- FEAM. Programa Minas Trata Esgoto, Relatório de progresso do Programa Minas Trata Esgoto / Fundação Estadual do Meio Ambiente. - Belo Horizonte: FEAM, 2013. 45 p.; il. Disponível em: <<http://www.feam.br/minas-trata-esgoto>>. Acesso em: 14 jun. 2013.
- FERNANDES, M. R. **Manejo integrado de bacias hidrográficas: Fundamentos e aplicações**. Belo Horizonte: SMEA/CREA, 2010. 232 p. il.
- FERRAGUT, C.; BICUDO, D. C. Efeitos de diferentes níveis de enriquecimento por fósforo sobre a estrutura da comunidade perifítica em represa oligotrófica tropical. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 32, n. 3, p. 569-583. 2009.
- FIA, R.; MATOS, A. T.; CORADI, P. C.; PEREIRA, R. O. Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v. 4, n. 1. 2009.
- FIGUEIREDO, R. O.; OVALLE, A. R. C.; REZENDE, C. E.; MARTINELLI, L. A. Carbon and Nitrogen in the Lower Basin of the Paraíba do Sul River, Southeastern Brazil: Element fluxes and biogeochemical processes. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n. 2, 2011.
- FURTADO, J. C. **Homens de negócio: a interiorização da metrópole e o comércio das minas setecentistas**. 2. ed. São Paulo: Hucitec, 2006. 289 p.

GALLARDO, B.; ESPANOL, C.; COMIN, F. A. Aquatic metabolism short-term response to the flood pulse in a Mediterranean floodplain. **Hydrobiologia**, v. 693, n. 1, p. 251-264, sep. 2012.

GIRI, S.; NEJADHASHEMI, A. P.; WOZNICKI, S. A. Evaluation of targeting methods for implementation of best management practices in the Saginaw River Watershed. **Journal of Environmental Management**, v. 103, p. 24-40, jul. 2012.

GLEICK, P. H. **The World's Water 2008-2009: The Biennial Report on Freshwater Resources (Report Launch)**. Island Press. Washington, DC. USA, 2009.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters**. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 1978.

GOMES, S. T. Cadeias Agroindustriais no Mercosul. In Wilson Vieira e Fátima Carvalho (Editores). MERCOSUL: agronegócios e desenvolvimento econômico. Viçosa, 1997.

GRANZIERA, M. L. M. **Direito de Águas**. São Paulo: Atlas, 2001. p. 29.

GUEDES, H. A. S.; Silva, D. D.; Elesbon, A. A. A.; Ribeiro, C. B. M.; Matos, A. T.; Soares, J. H. P. Application of multivariate statistical analysis in the study of water quality in the Pomba River (MG). **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 5, p. 558-563, may. 2012.

HADDAD, E. A.; MAGALHÃES JÚNIOR. A. P. Influência antrópica na qualidade da água da bacia hidrográfica do rio São Miguel, carste do alto São Francisco, Minas Gerais. **Geosul**, Florianópolis, v. 25, n. 49, p 79-102, jan./jun. 2010.

HE, C. S.; ZHANG, L. H.; DEMARCHI, C.; CROLEY, T. E. Estimating point and non-point source nutrient loads in the Saginaw Bay watersheds. **Journal of Great Lakes Research**, v. 40, n. p. 11-17, 2014.

HERMANY, G.; SCHWARZBOLD, A.; LOBO, E. A.; OLIVEIRA, M. A. Ecology of epilithic diatom community in a low-order stream system of the Guaíba hydrographical region: subsidies to the environmental monitoring of southern Brazilian aquatic systems. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 18, n. 1, p. 9-2, 2006.

HILL, B. H.; HERLIHY, A. T.; KAUFMANN, P. R.; STEVENSON, R. J.; MCCORMICK, F. H.; JOHNSON, C. B. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 19, n. 1, p. 50-67, 2000.

IBGE-INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - (Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Censo Demográfico: Brasil. Rio de Janeiro, 2011.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo Agropecuário de 2012/21013. Rio de Janeiro: IBGE, 2013. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br>>. Acesso em: 10 mar. 2013.

IBGE-INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Estudos e pesquisas: Divulga estudos descritivos e análises de resultados de tabulações especiais de uma ou mais pesquisas, de autoria institucional, 2013. Disponível em

<ftp://ftp.ibge.gov.br/Indicadores_Sociais/Síntese_de_Indicadores_Sociais_2013/SIS_2013.pdf>. Acesso em: mai. 2014.

INMET, Instituto Nacional de Meteorologia. Normais Climatológicas 1977 a 2006. INMET. Brasília, 2012.

JOHNSON, D. L.; AMBROSE, S. H.; BASSETT, T. J.; BOWEN, M.L.; CRUMMEY, D.E.; ISAACSON, J. S.; JOHNSON, D. N.; LAMB, P.; SAUL, M.; WINTER-NELSON, A. E. Meanings of environmental terms. **Journal of Environmental Quality**, n. 26, p. 581–89. 1997.

KELLY, M. G. Use of the trophic diatom index to eutrophication in rivers. **Wat. Res.**, v. 32, n. 1, p. 236-242, 1998.

KEMERICH, P. D. C.; MARTINS, S. R.; KOBAYAMA, M.; BURIOL, G. A.; BORBA, W. F.; RITTER, L. G. Avaliação da sustentabilidade ambiental em bacias hidrográficas mediante a aplicação do modelo P-E-R. **Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 10, n. 10, p. 2140-2150, jan.-abr., 2013.

KÖEPPEN, W. **Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra**. México Buenos Aires: Fondo de Cultura Económica, 1948.

LAGE-PINTO, F.; OLIVEIRA, J. G.; DA CUNHA, M.; SOUZA, C. M. M.; REZENDE, C. E.; AZEVEDO, R. A.; VITORIA, A. P. Chlorophyll a fluorescence and ultrastructural changes in chloroplast of water hyacinth as indicators of environmental stress. **Environmental and Experimental Botany**, v. 64, n. 3, p. 307-313, 2008.

LAMAS, F. G. Povoamento e Colonização da Zona da Mata Mineira no século XVIII. *Histórica* – **Revista Eletrônica do Arquivo do Estado**, n. 8, março de 2006. Disponível em: <<http://www.historica.arquivoestado.sp.gov.br>>. Acesso em: fev., 2013.

LEBLANC, M.; TWEED, S.; VAN DIJK, A.; TIMBAL, B. A review of historic and future hydrological changes in the Murray-Darling Basin. **Global and Planetary Change**, p. 80-81:226-246, 2012.

LIBOS, M. I. P. C.; ROTUNNO FILHO, O. C.; ZEILHOFER, P. Modelagem da Poluição não pontual na Bacia do Rio Cuiabá baseada em geoprocessamento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8 n. 4, 115-13, Out/Dez 2003.

LISBOA, S. S.; HELLER, L.; SILVEIRA, R. B. Desafios do planejamento municipal de saneamento básico em municípios de pequeno porte: a percepção dos gestores. **Eng Sanit Ambient**, v. 18, n. 4, p. 341-348, out./dez., 2013.

MACHADO, P. J. D. O.; TORRES, F. T. P. **Introdução à hidrogeografia**. São Paulo: Cengage learning. 2012.

MARTINI, L. C. P. Características morfométricas de microbacias hidrográficas rurais de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 13, n. 1, 2012.

MARTINS, A. P.; ROSA, R. Caracterização climática da bacia do rio Paranaíba a partir da rede de estações de superfície automática do INMET (2001-2011), utilizando ferramentas de geoprocessamento. **Revista Geonorte**, Edição Especial 2, v. 2, n. 5, p. 1303-1316, 2012.

- MILTNER, R. J. A method and rationale for deriving nutrient criteria for small rivers and streams in Ohio. **Environ. Manag.**, n. 45, p. 842–855, 2010.
- MINUZZI, R. B.; SEDIYAMA, G. C.; BARBOSA, E. M.; MELO JÚNIOR, C. F. Climatologia do comportamento do período chuvoso da Região Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 22, n. 3, p. 338-344, 2007.
- MIRANDA, A. J. **Silveiras: história e tradição**. São Paulo: edição independente, 1963, v. 1, p. 5.
- MONTUELLE, B.; DORIGO, U.; BERARD, A.; VOLAT, B.; BOUCHEZ, A.; TLILI, A.; GOUY, V.; PESCE, S. The periphyton as a multimetric bioindicator for assessing the impact of land use on rivers: an overview of the ArdiSres-Morcille experimental watershed (France). **Hydrobiologia**, v. 657, n. 1, p. 123-141. 2010.
- MOSCHINI-CARLOS, V. Importância, estrutura e dinâmica da comunidade perifítica nos ecossistemas aquáticos continentais. In: POMPÊO, M.L.M. (Ed.). **Perspectivas da limnologia no Brasil**. São Luis: União, p. 91-103. 1999.
- MOSCHINI-CARLOS, V.; HENRY, R. Aplicação de índices para a classificação do perífíton em substratos natural e artificial, na zona de desembocadura do rio Paranapanema (Represa de Jurumirim), SP. **Rev. Brasil. Biol**, v. 57, n. 4, p. 655-663, 1997.
- MOULTON, T. P.; SOUZA, M. L. *Conservação com Base em Bacias Hidrográficas*. In: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; EMONIQUE V. A.; SLUYS, M. A. S. A. **Biologia da conservação**. São Carlos: Rima, 2006.
- NAGY, R. C.; GRAEME L.B.; KALIN, L.; ANDERSON, C. Effects of urbanization on stream hydrology and water quality: the Florida Gulf Coast. **Hydrological Processes**, v. 26, n. 13, p. 2019-2030, jun. 2012.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Freshwater Ecosystems: Revitalizing Educational Programs in Limnology**. Washington, DC: The National Academies Press. p. 11, 1996.
- NIMER, E. Climatologia do Brasil. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro**, RJ. 421 p. 1989
- NUNES, L .H.; VICENTE, A. K.; CANDIDO, D. H. Clima da região sudeste do Brasil. In: CAVALCANTI, I.F A.; FERREIRA, N.; JUSTI DA, M.G.A.; SILVA DIAS, M. F. **Tempo e clima**. São Paulo: Oficina de textos, 2009. Cap. 16, p. 243-256.
- OTHMAN, F.; ELDIN, M. E. A.; MOHAMED, I. Trend analysis of a tropical urban river water quality in Malaysia. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 14, n. 12, p. 3164-3173, dec., 2012.
- OYEBANDE, L.; SAVIC, D. A.; BERTONI, J. C.; MARIÑO, M. A.; SAVENIJE, H. H. G. The challenge of efficient management of water supply and drainage for the coastal City of Lagos. In: SAVIC, D. A.; BERTONI, J. C.; MARINO, M. A.; SAVENIJE, H. H. (Ed.). **Sustainable Water Management Solutions for Large Cities**, v. 293, p. 83-89, 2005.

PCJ. COMITÊS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ. **Plano das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí 2010 a 2020 – relatório síntese**. 3 ed. São Paulo: ArtPrinter Gráficos, 2012. 120 p.: il.

PIMENTEL da SILVA L.; ROSA. E. U.; SILVA. C. P. P. Caracterização de parâmetros físicos e do saneamento ambiental de bacia experimental representativa localizada na baixada de Jacarepaguá. Rio de Janeiro- Brasil. **Ambi-Água**, Taubaté. v. 5, n. 3, p. 232-244. 2010.

PINTO, L. V. A.; BOTELHO, S. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; DAVIDE, A. C. Estudo da vegetação como subsídios para propostas de recuperação das nascentes da bacia hidrográfica do ribeirão Santa Cruz, Lavras-MG. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 29, n. 5, p. 775-793, 2005.

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E.; DEL PRETE, M. E. Utilização do conceito de bacia hidrográfica para conservação dos recursos naturais. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. **Conceitos de bacias hidrográficas: teorias e aplicações**. Ilhéus: Editus, 2008. 293p. il.

POMPEU, C. T. **Direito de águas no Brasil**. São Paulo: Editora Revista dos Tribunais, 2006.

PORTA, J.; POCH, R. M. DPSIR analysis of land and soil degradation in response to changes in land use. **Spanish Journal of Soil Science**, v. 1, n. 1, 100-115, 2011.

PORTO, M. F.A; PORTO, R. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 43-60, 2008.

POTAPOVA, M. G.; CHARLES, D. F. Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. **Ecol. Indic**, v. 7, p. 48–70, 2007.

QUEIROZ, M. M. F.; IOST, C.; GOMES, S. D.; VILAS BOAS, M. A. Influência do uso do solo na qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural. **Revista Verde**, Mossoró, RN, Brasil, v. 5, n. 4, p. 200-210, 2010.

SALOMÃO, F. X. T. Controle e prevenção dos processos erosivos. In: GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G. M. **Erosão e conservação dos solos: Conceitos, temas e aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999.

SALOMONI, S. E.; ROCHA, O.; HERMANY, G.; LOBO, E. A. Aplicação de índices biológicos da qualidade água utilizando diatomáceas como bioindicadoras no rio Gravataí, RS, Brazil. **Braz. J. Biol.**, [online]. v. 71, n. 4, p. 949-959, 2011.

SÁNCHEZ-ROMÁN, RODRIGO M.; FOLEGATTI, M. V.; ORELLANA-GONZÁLEZ, A. M. G. Situação dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí utilizando modelo desenvolvido em dinâmica de sistemas. **Eng. Agríc.**, v. 29, n. 4, p. 578-590, 2009.

SIAB-Situação de Saneamento oriundos do Sistema de Informação da Atenção Básica - SIAB, 2013. Disponível em: <<http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/deftohtm.exe?siab/cnv/SIABCbr.def>>. Acesso em: 12 abr. 2014.

SILVA NETO, J. C. A. Indicação para o uso da terra na bacia hidrográfica do rio Salobra-Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul. **Ra e Ga**, n. 25, p. 279, 2012.

- SILVA, B. A. W.; AZEVEDO, M. M.; MATOS, J. S. Gestão Ambiental de Bacias Hidrográficas Urbanas. **Revista VeraCidade**, Ano 3. n. 5. 2006.
- SILVA, I. C.; OLIVEIRA, R. M.; SILVA, T. F. Evidências da degradação ambiental na mata ciliar do rio Itapororoca, no município de Itapororoca/PB. **Revista Geonorte**, Edição Especial, v. 1, n. 4, p. 663 – 675, 2012.
- SINGER, P. **Desenvolvimento econômico e evolução urbana**. São Paulo: Editora Nacional / Edusp, 1968.
- SIQUEIRA, M. M.; CASTRO, S. S.; FARIA, K. M. S. Geografia e Ecologia da Paisagem: pontos para discussão. **Sociedade & Natureza** (UFU. Online), v. 25, p. 557-566, 2013a.
- SIQUEIRA, K. B.; CARVALHO, G. R.; HOTT, M. C.; CARNEIRO, A. V. A Indústria de Laticínios da Zona da Mata e Campo das Vertentes de Minas Gerais. **Pecuária do Leite**, 2013b. Disponível em: <<http://pt.engormix.com/MA-pecuaria-leite/industria-leitera/artigos/industria-laticinios-zona-mata-t1468/472-p0.htm>>. Acesso em: out. 2013.
- SMITH, A. J.; TRAN, C. P. A weight-of-evidence approach to define nutrient criteria protective of aquatic life in large rivers. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, v. 29, p. 875–891, 2010.
- SOUZA, C. F.; BACICURINSKI, I.; SILVA, E. F. F. Avaliação da qualidade da água do rio do Paraíba do Sul no município de Taubaté-SP. **Revista biociências, Unitau**, v. 16, n. 1, 2010b. Disponível em: <<http://periodicos.unitau.br/ojs-2.2/index.php/biociencias/article/view/1102/773>>. Acesso em: mai. 2013.
- SOUZA, M. N.; MANTOVANI, E. C.; GONZÁLEZ, A.; ORELLANA, M. G.; SÁNCHEZ, R. R. M. S.; ALVES, M. A. Dinâmica de sistemas e a modelagem com o uso do programa stella dos recursos hídricos da bacia do rio Preto, afluente do rio Paracatu, **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 1, n. 1, 2010a.
- SOYASLAN, I. I.; KARAGUZEL, R. Investigation of water pollution in the Yalvac basin into Egirdir Lake, Turkey. **Environmental Geology**, v. 55, n. 6, p. 1263-1268, sep. 2008.
- STAEHR, P. A.; Testa, J. M.; Kemp, W. M.; Cole, J. J.; Sand-Jensen. K.; Smith, S. V. The metabolism of aquatic ecosystems: history, applications, and future challenges. **Aquatic Sciences**, v. 74, n. 1, p. 15-29, jan. 2012.
- STEINMAN, A. D.; OGD AHL, M. E.; WESSELL, K.; BIDDANDA, B.; KENDALL, S.; NOLD, S. Periphyton response to simulated nonpoint source pollution: local over regional control. **Aquatic Ecology**, v. 45, n. 4, p. 439-454. 2011.
- STEVENSON, R. J.; BENNETT, B. J.; JORDAN, D. N.; FRENCH, R. D. Phosphorus regulates stream injury by filamentous green algae, DO, and pH with thresholds in responses. **Hydrobiologia**, v. 695, n. 1, p. 25-42, oct. 2012.
- SUPLEE, M. W.; WATSON, V.; TEPLY, M.; MCKEE, H. How green is too green? Public opinion of what constitutes undesirable algae levels in streams. **J. Am. Water Resour. Assoc.**, v. 45, p. 123–140, 2009.
- TAIZ, L.; ZIEGLER, E. **Fisiologia vegetal**. Porto Alegre: Artmed, 2004.

- TEIXEIRA, J. C.; GOMES, M. H. R.; SOUZA, J. A. Association between sanitation services coverage and epidemiological indicators in Latin America: a study with secondary data. **Revista Panamericana de Salud Pública**, v. 32, n. 6, p. 419-425, 2012.
- THORNTHWAITE, C. W.; MATHER, J. R. **The water balance**. Publications in Climatology. New Jersey, Drexel Inst. Of Technology, 104 p. 1955.
- TONELLO, K. C.; DIAS, H. C. T.; DE SOUZA, A. L.; RIBEIRO, C. A. A. S.; FIRME, D. J.; LEITE, F. P. Diagnóstico hidroambiental da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, município de Guanhões, MG, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v. 4, n. 1, 2009.
- TRATA BRASIL. Avanços em saneamento básico continuam insuficientes nas 100 maiores cidades do país, 2013. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/situacao-do-saneamento-no-brasil>>. Acesso em: mai. 2014.
- TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 1-16, 2008.
- TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMa, IIE, 2 ed. 248p, 2005.
- TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos avançados**. [online]. 2008, v. 22, n. 63, p. 7-16.
- VALLE, C. E. **Qualidade Ambiental Iso 14000**. São Paulo: Senac, 2002. 206 p.
- VIEIRA, J. G. V. **Gerenciamento da cadeia de laticínios: uma oportunidade para as empresas da Zona da Mata de Minas Gerais**. Rio de Janeiro: Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Dissertação Mestrado, 2002.
- VERB, R. G.; VIS, M. L. Periphyton assemblages as bioindicators of mine-drainage in unglaciated Western Allegheny Plateau lotic systems. **Water, air, and soil pollution**, v. 161, n. 1-4, p. 227-265, 2005.
- VIS, C.; HUDON, C.; CATTANEO, A.; PINEL-ALLOUL, B. Periphyton as an indicator of water quality in the St Lawrence River (Quebec, Canada). **Environmental Pollution**, v. 101, n. 1, p. 13-24, 1998.
- WETZEL, R. G. Opening remarks. In: WETZEL, R. G. (Ed.). **Periphyton of freshwater ecosystems**. The Hague, Dr. W. Junk, 1983. 3-4. (Developments in Hydrobiology, 17).
- WILLIAM, S. C.; TRAUTMANN, N. M. **Watershed dynamics**. NSTA Press, 2004.
- WILLIAMSON, C. E.; DODDS, W.; KRATZ, T. K.; PALMER, M. A. Lakes and streams as sentinels of environmental change in terrestrial and atmospheric processes. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 5, p. 247-254, jun. 2008.
- YENTSCH, C. S.; MENZEL, D. W. A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. **Deep-Sea Research**, v. 10, n. 3, p. 221-231, 1963.

YOUNG, R. G.; COLLIER, K. J. Contrasting responses to catchment modification among a range of functional and structural indicators of river ecosystem health. **Freshwater Biology**, v. 54, n. 10, p. 2155-2170, Oct. 2009.

YOUNG, R. G.; MATTHAEI, C. D.; TOWNSEND, C. R. Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 27, n. 3, p. 605-625, Sept. 2008.

ZELL, C.; HUBBART, J. A. An evaluation of light intensity functions for determination of shaded reference stream metabolism. **Journal of Environmental Management**, v. 97, p. 69-77, Apr. 2012.

CAPÍTULO 1

IMPACTOS AMBIENTAIS AO LONGO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO POMBA*

RESUMO

Os impactos ambientais alteram a qualidade das águas de uma bacia hidrográfica. A bacia hidrográfica do rio Pomba, com área de 8.544 km², 37 municípios e 618.418 habitantes, vem sendo modificada por diferentes processos de uso e ocupação. A paisagem predominante é de pastagem e nota-se a falta de cuidados com os cursos d'água, os quais são contaminados com esgoto doméstico, efluentes industriais e erosão do solo. Este estudo teve como objetivos averiguar se a qualidade das águas da bacia do rio Pomba está sendo alterada pelos impactos ambientais e identificar as prováveis regiões mais críticas desta bacia. Para a sua consecução, nos cursos d'água que formam essa bacia, foram analisados 46 pontos amostrais no período seco e 21 no período chuvoso. Nos pontos amostrais, foram analisadas variáveis ambientais (n = 3) e limnológicas (n = 24). As variáveis limnológicas foram selecionadas por meio da análise de componentes principais (ACP) e as mais importantes para a avaliação da qualidade das águas dessa bacia foram oxigênio dissolvido, fósforo total, condutividade elétrica, carbono orgânico dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio (DBO). No período seco, também tiveram importância a clorofila *a* e a feofitina *a*. No período chuvoso, a turbidez foi importante em decorrência do processo erosivo causado pelas chuvas. Concluiu-se que as águas, principalmente nos rios com baixa vazão e a jusante das cidades, apresentaram qualidade comprometida. Verificou-se que o uso e a ocupação do solo foram as principais causas de impacto na qualidade das águas, destacando-se os pontos amostrais a jusante das áreas urbanizadas no período seco. Acrescente-se a isso a falta de conservação e o manejo inadequado do solo, além do agravamento da situação no período chuvoso pelo aumento da turbidez e da densidade de coliformes nas águas.

Palavras-chave: Qualidade da água. Rio Pomba. Impacto da urbanização. Bacia hidrográfica.

* Artigo a ser submetido nos Anais da Academia Brasileira de Ciências. Qualis A2 na área de Ciências Ambientais

ABSTRACT

ENVIRONMENTAL IMPACTS ALONG THE POMBA RIVER BASIN

The environmental impacts change the water quality of a river basin. The Pomba river basin, encompassing an area of 8.544 km², 37 municipalities, and 618,418 inhabitants, has been modified by different processes of land use. The predominant ground cover is pasture, and it is clear the careless attitude towards the water bodies, which are contaminated with domestic sewage, industrial effluents, and soil erosion. The objectives of this study were to verify whether the water quality in the Pomba river basin has been changed due to the environmental impact and identify the probable most critical regions in this basin. To achieve these goals, in the water bodies that form this basin, 46 sampling points were analyzed in the dry season and 21 in the rainy season. In these sampling points, environmental (n = 3) and limnological variables (n = 24) were analyzed. The limnological variables were selected using the principal component analysis (PCA), and the most important ones for assessing the water quality of this basin were dissolved oxygen, total phosphorus, electrical conductivity, dissolved organic carbon, and biochemical oxygen demand (BOD). In the dry season, chlorophyll *a* and pheophytin *a* were also important. In the rainy season, turbidity was important due to the erosion process caused by rainfall. It was concluded that the water, mainly in low discharge rivers and downstream of municipalities, has impaired quality. The different types of land use were the main causes of impact on the quality of river water, especially in the sampling points downstream of urban areas in the dry season. Other factors that affected water quality were lack of soil conservation and inappropriate management, as well as the aggravation of the situation in the rainy season because of increase in turbidity and coliform density in the water.

Keywords: Water quality. Pomba river. Impact of urbanization. Basin.

INTRODUÇÃO

O uso e a ocupação do solo, decorrentes de atividades antrópicas, alteram sensivelmente os ecossistemas naturais. Essas alterações, quando ocorridas em uma bacia hidrográfica, podem ser avaliadas monitorando a qualidade das águas superficiais. A bacia hidrográfica, por ser um sistema dinâmico vulnerável à ação humana e envolver tudo que está no entorno, vem sendo usada como unidade de avaliação ambiental e gestão integrada dos recursos hídricos (PORTO e PORTO, 2008).

Os impactos ambientais em bacias hidrográficas ocorrem em escala mundial e são objeto de estudos na mesma escala, como nas seguintes bacias: rio Ebro/fluxo de sedimentos e material dissolvido proveniente de atividades industriais, agricultura e centros urbanos (Espanha, NÉGREL et al., 2007); rio Llobregat/ impacto de pesticidas sobre organismos aquáticos (Espanha, KOCK et al., 2012); rio Qinhuai/efeito da urbanização sobre eventos de cheias e escoamento superficial (China, DU et al. 2012), bacia hidrográfica Murray-Darling/problemas com salinidade, uso excessivo da água, floração de cianobactérias, desmatamento e presença de poluentes (Austrália, LEBLANC et al., 2012) e córrego de Gumushane/influência urbana sobre a qualidade de água (Turquia, BAYRAM, 2013).

No Brasil, relatam-se impactos ambientais causados por atividades antropogênicas e diminuição na qualidade da água em várias bacias hidrográficas: rio Curu (CE, GORAYEB et al., 2006), rio Cuiabá (MT, ZEILHOFER et al., 2006), rio Meia Ponte (GO, MONTEIRO et al., 2008; CARVALHO e SIQUEIRA, 2011), rio Tibagi (PR, ZIMMERMANN et al., 2008), rio Paraíba (PB, ARAUJO et al., 2009), rios Tietê e Pinheiros (SP, CUNHA et al., 2011), rio Uruguai (RS e SC, TERNUS et al., 2011), rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí (SP, PCJ, 2012), rio Conceição (MG, PARRA et al., 2012) e rio Paraíba do Sul (SP, RJ e MG, MOLISANI et al., 2006 e OVALLE et al., 2013).

Além das bacias dos rios de grande porte, os afluentes também estão impactados. É o caso da bacia do rio Pomba, afluente do rio Paraíba do Sul, que apresenta problemas semelhantes às grandes bacias. Um acidente com rompimento de depósito de resíduos tóxicos da indústria Cataguases Papel, em 2003, causou sérios problemas ambientais no rio Pomba e no rio Paraíba do Sul (COSTA e PEDLOWSKI, 2004; GONÇALVES et al., 2007). O uso e ocupação inadequadas do solo nas áreas de preservação permanente e reserva legal foram descritos por Jacovine et al. (2008); a ocorrência de elevadas concentrações de metais (Cu e Cr) foi relatada por Carvalho et al. (2009); Farage et al. (2010) descrevem que a eutrofização em trechos do rio Pomba acontece principalmente onde a carga de efluentes domésticos e

industriais e uso de fertilizantes é mais intensa, e o estudo de Guedes et al. (2012) considera que qualidade da água da bacia do rio Pomba é alterada por esgotos domésticos, poluição difusa e erosão do solo.

A ausência de tratamento ou destino inadequado dos efluentes industriais e agroindustriais, provenientes de agroindústrias e curtumes, é comum na bacia do rio Pomba (CARVALHO, 2004). Impactos ambientais causados por curtumes foram relatados por Jordão et al. (1999) nas bacias hidrográficas do rio Turvo e Limpo (bacia do rio Doce). Ainda de acordo com Carneiro et al. (2010), 67% das indústrias de laticínios da Zona da Mata e Vertentes de Minas Gerais fazem algum tipo de tratamento de resíduos líquidos, porém neste trabalho não foi avaliada a eficiência destes tratamentos.

A mineração é outra atividade de impacto, como relatado por Silva e Margueron (2002), pois durante o processo de abertura de uma cava para extrair rochas, causou-se destruição total da mata ciliar e assoreamento em um trecho do rio Pomba. A extração de areia vem se destacando no município de Mercês-MG, e os impactos desta atividade na bacia do rio Paraíba do Sul foram relatados por Souza Jr (2004) e Reis et al. (2006).

Assim, a qualidade da água da bacia do rio Pomba vem sendo alterada. A Agência Nacional das Águas (ANA) relata que o Índice de Qualidade da Água (IQA) do rios brasileiros, analisados em 2011, encontra-se nas categorias péssima e ruim quando estão nas proximidades de regiões metropolitanas. Na bacia do rio Pomba, alguns cursos d'água apresentaram IQA semelhantes aos de grandes centros urbanos, como o ribeirão Meia Pataca, rio Xopotó e ribeirão Ubá (ANA, 2013).

A maioria das bacias hidrográficas do planeta está impactada sob diferentes aspectos; no entanto, existem relatos de recuperação de rios e bacias hidrográficas que, apesar de exigirem investimento financeiro elevado, demonstram viabilidade de execução. Na Europa, pode-se citar a revitalização do rios Danúbio, Tâmis, Reno, Socolowka e Isar. Na Ásia, o rio Cheonggyecheon, e nos Estados Unidos, os rios Anacostia e Cuyahoga também passaram por melhoria (MACHADO et al., 2010).

No Brasil, as iniciativas para recuperação dos rios extremamente impactados estão começando a apresentar resultados (ASSAD, 2013). Algumas ações realizadas no rio Tietê-SP reduziram a poluição nos últimos 10 anos (CARRELLA, 2010). O rio das Velhas também vem dando sinais de recuperação, pois a melhoria no saneamento básico e tratamento de esgotos estão sendo as principais ações responsáveis pela melhoria da qualidade da água (ALVES et al., 2010).

Existem metodologias utilizadas para avaliar a qualidade da água de uma bacia hidrográfica: a técnica de sensoriamento remoto com imagens de satélite para auxiliar na determinação do uso e ocupação do solo e qualidade da água (OLIVEIRA et al., 2012; COVAULT et al., 2013; RAN et al., 2013; WASIGE et al., 2013); avaliações físicas e químicas e microbiológicas associadas com índices de qualidade/integridade da água (KARAER e KUCUKBALLI, 2006; CABEZAS et al., 2009; FU et al., 2009; ALVES et al., 2013); indicadores biológicos de qualidade ambiental (BARBOUR e PAUL, 2010; MONTUELLE et al., 2010; SILVA et al., 2011), dentre outros.

A presença de Cla indica a ocorrência de organismos autotróficos no sistema (BIGGS e KILROY, 2000) e também é um excelente indicador de produtividade algal de algas (JONES, 1984). Em ambientes lóticos, o perifíton responde rapidamente à degradação da qualidade da água, assume a exuberância quando os níveis de nutrientes são elevados (BIGGS E KILROY, 2000), tem efetiva participação na reciclagem de nutrientes inorgânicos (BELLINGER e SIGEE, 2010), responde à ação de herbicidas (SCHROLL et al., 1998), bioacumula metais pesados (MORIN et al., 2008), tem rápida dinâmica nos processos funcionais associados ao curto ciclo de vida das espécies que conferem a essa comunidade rápidas respostas às mudanças ambientais. Devido a estas características, o perifíton é um excelente bioindicador da qualidade da água e do seu estado trófico em ambientes lóticos (VIS et al., 1998; GRIFFITH et al., 2005; POTAPOVA e CHARLES, 2007; ATAZADEH et al., 2007; MOULTON et al., 2010; MONTUELLE et al., 2010, STEVENSON et al., 2012). Por estas razões, utilizou-se a Cla e FEO perifítica como sensor desta comunidade na bacia do rio Pomba.

A Cla pode ser usada como indicador da biomassa algal, refletindo o estado trófico de ambientes aquáticos (MOSCHINI-CARLOS, 1999; AZIM, 2005), pois está relacionado com o nível da produção primária. Já a relação Cla e FEO indicaram o estado de senescência do ficoperifíton em ambiente aquático, uma vez que, numa população em declínio, a concentração de Cla diminuiria, enquanto que o produto de degradação, a FEO, aumentaria (BIANCHI, et al., 1995). A Cla é facilmente alterada, por variações no pH, alta incidência luminosa ou mudanças de temperatura, tendo como produto a FEO (GOLTERMAN et al., 1978).

No Brasil, a Resolução Conama 357/2005 (BRASIL, 2005) possui normativas para avaliar a qualidade da água, e a Resolução CNRH 91/2008 (BRASIL, 2008), no Art. 6 § 2º, estabelece que o conjunto de parâmetros de qualidade da água adotados no processo de

enquadramento deve ser definido em função dos usos pretendidos dos recursos hídricos, considerando os diagnósticos e os prognósticos elaborados.

Assim, quanto mais simples e perceptível for a definição das metas de qualidade, mais eficiente será o enquadramento. A adoção do menor número de variáveis, desde que importantes, para o enquadramento da qualidade da água, auxiliará no entendimento dos "stakeholders" envolvidos (ANA, 2009). A Análise dos Componentes Principais (ACP) é uma ferramenta indicada para reduzir e selecionar as variáveis importantes na determinação da qualidade da água em uma bacia hidrográfica (HAIR et al., 2009; LATTIN et al., 2011), e esta pode auxiliar no gerenciamento dos impactos de uma bacia.

Os efluentes sem tratamento, quando atingem os cursos d'água, causam alterações nas características físicas, químicas e microbiológicas, afetando diretamente a flora e a fauna aquática e o próprio homem. Assim, os recursos hídricos receptores de efluentes sem tratamento prévio podem ter a qualidade da água seriamente comprometida.

Diante da situação de que a bacia do rio Pomba está impactada pelas diversas atividades humanas que causam alterações na qualidade da água, e como a água é diretamente afetada por efluentes e lançamentos dos mais variados tipos, cabe a pergunta: até que ponto a qualidade da água dos rios da bacia do rio Pomba é alterada pelas atividades antrópicas?

Com essa premissa, o presente estudo objetivou averiguar se a qualidade das águas da bacia do rio Pomba está sendo alterada pelos impactos ambientais negativos e indentificar as prováveis regiões mais críticas desta bacia.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Pomba (Figura 1) localiza-se entre os estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro (21°42'46.8" e 20°52'3."S, 43°45'27.4" e 41°58'38.2"W). O rio Pomba tem a nascente a 1.182m de altitude na Serra do Sapateiro, Santa Barbara do Tugúrio-MG, e a foz a 55m de altitude em Aperibé-RJ. A bacia apresenta um área de drenagem de 8.544 km², na qual se inserem 37 municípios (MG e RJ).

A tipologia climática da bacia hidrográfica é Cwb (tropical de altitude) na região próxima à nascente, e Aw (tropical quente e úmido) no restante da área (KÖEPPEN, 1948). As temperaturas médias anuais da bacia variam de 15 a 26 °C, e a precipitação acumulada para 2011, foi de 1.300mm (INMET, 2013).

Delimitação da bacia e frequência de amostragem

A bacia do rio Pomba e as sub-bacias foram delineadas considerando os divisores de águas a jusante do ponto de confluência da linha d'água da foz dos rios. Os dados do Modelo Digital de Elevação (MDE) do *Shuttle Radar Topography Mission (SRTM)*, foram obtidos do INPE (2012). Para divisão das sub-bacias foi usado o programa ARCSWAT (SWAT, 2012).

Foram 46 pontos amostrais no período seco, de 1º de agosto a 12 de setembro de 2012 (análise espacial) e 21 pontos amostrais no período de chuvoso, de 12 de março a 14 de abril de 2013 (análise sazonal) (Tabela 1). Os pontos do período chuvoso foram selecionados pelo maior valor de condutividade elétrica da água do período de seca. A escolha da condutividade está relacionada à importância no fornecimento de informações sobre a magnitude da concentração iônica, sobre o metabolismo do ecossistema aquático, geologia e fontes poluidoras (ESTEVES, 2011). Parte dos pontos amostrais foi posicionada à montante e à jusante de algum local com maior fator de impacto ambiental na bacia, como cidades, indústrias e represas. As amostragens foram realizadas no período matutino.

Variáveis climatológicas

A precipitação acumulada (PREAC), umidade relativa (UR) e temperatura do ar (TEMPa), utilizadas na caracterização climática dos períodos de coleta, foram obtidas da estação 83689-Barbacena-MG e 83805-Santo Antônio de Pádua-RJ para o ano de 2012 e 2013 (INMET, 2013).

Foram aferidas em campo, no ato da amostragem, a temperatura do ar e a umidade relativa, usando termohigrômetro Alla France 910-15.

Variáveis abióticas

A transparência da água foi aferida pelo disco de Secchi (SECC), e a profundidade (PROF) de cada ponto amostral por meio de uma trena. A vazão (Q) foi averiguada de acordo com o sugerido pela CETESB (2011). As amostragens da água realizadas na sub-superfície foram pH, temperatura da água (TEMP), potencial redox (ORP), condutividade elétrica (CND), oxigênio dissolvido (OD) e sólidos totais dissolvidos (TDS), foram aferidas *in loco* com a sonda Multiparâmetro Hanna HI9828. Para a turbidez (TURB) usou-se o turbidímetro Hanna HI98703.

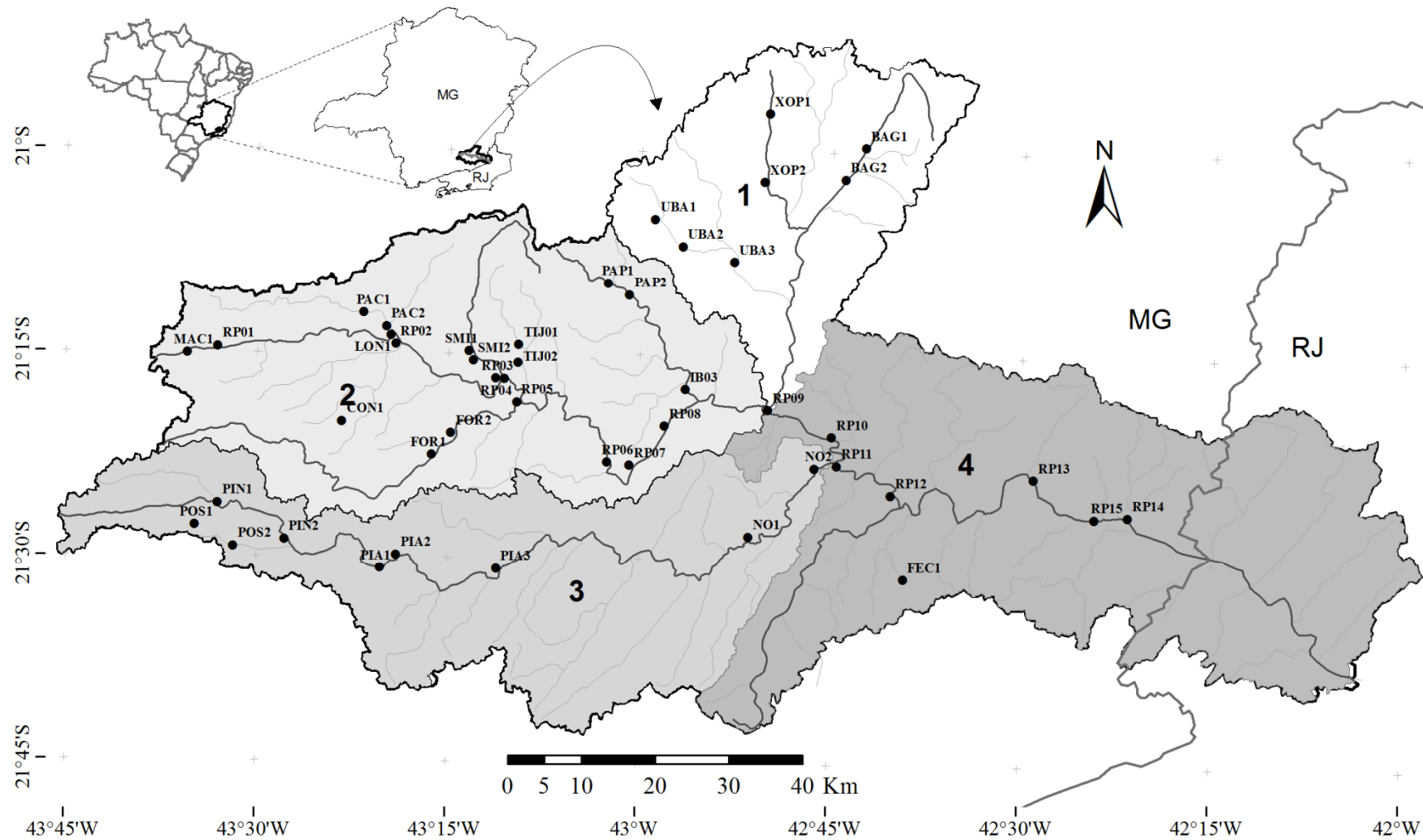


Figura 1. Bacia hidrográfica do rio Pomba e as delimitações das sub-bacias: 1 - rio Xopotó, 2 - rio Pomba superior; 3 - rio Novo, 4 - rio Pomba inferior e pontos amostrais estão codificados na Tabela 1. Elaborado pelo autor.

Tabela 1. Localização geográfica dos pontos amostrais distribuídos espacialmente na bacia do rio Pomba (MG/RJ) no período de seca de 2012 (n=46) e de chuva de 2013 (n=21), incluindo as legendas utilizadas nas análises estatísticas e nas apresentações de tabelas e figuras

Legendas	Município/Nome do Curso d'água	Latitude	Longitude	Ordem Strahler
MAC1	Santa Bárbara do Tugúrio/rib. Macuco	21°15'4,8"S	43°35'26,9"W	3 ^a
RP01	Santa Bárbara do Tugúrio/rio Pomba	21°14'41,8"S	43°33'9,5"W	5 ^a
PAC1	Mercês/rio Paciência	21°12'9,4"S	43°21'38,1"W	5 ^a
*PAC2	Mercês/rio Paciência	21°13'4,3"S	43°19'48,5"W	5 ^a
RP02	Mercês/rio Pomba	21°13'48,0"S	43°19'32,4"W	6 ^a
LON1	Mercês/córrego Lontra	21°14'21,8"S	43°19'11,3"W	6 ^a
CON1	Aracitaba/córrego dos Congos	21°20'9,8"S	43°23'19,3"W	3 ^a
RP03	Rio Pomba/rio Pomba	21°16'45,4"S	43°11'19,7"W	6 ^a
*RP04	Rio Pomba/rio Pomba	21°16'49,8"S	43°10'32,9"W	6 ^a
RP05	Guarani/rio Pomba	21°18'36,2"S	43°9'34,45"W	6 ^a
TIJ01	Rio Pomba/ribeirão Tijuco	21°14'20,64S	43°9'29,84"W	3 ^a
TIJ02	Rio Pomba/ribeirão Tijuco	21°15'36,1"S	43°9'28,91"W	5 ^a
SMI1	Rio Pomba/rio São Manoel	21°14'50,0"S	43°13'28,3"W	5 ^a
SMI2	Rio Pomba/rio São Manoel	21°15'31,1"S	43°13'1,8"W	5 ^a
FOR1	Tabuleiro/rio Formoso	21°22'29,2"S	43°16'11,6"W	4 ^a
FOR2	Tabuleiro/rio Formoso	21°20'48,5"S	43°14'47,1"W	4 ^a
RP06	Guarani/rio Pomba	21°22'49,3"S	43°2'27,8"W	6 ^a
RP07	Guarani/rio Pomba	21°23'12,5"S	43°0'46,17"W	6 ^a
RP08	Guarani/rio Pomba	21°20'15,2"S	42°57'57,2"W	6 ^a
*IB03	Astolfo Dutra/rio Pomba/represa	21°17'31,1"S	42°56'28,5"W	5 ^a
*PAP1	Tocantins/rio Paraopeba	21°9'43,3"S	43°2'27,8"W	4 ^a
*PAP2	Tocantins/rio Paraopeba	21°10'38,2"S	43°0'53,71"W	4 ^a
POS1	Santos Dumont/rib. das Posses	21°27'41,5"S	43°34'51,1"W	3 ^a
*POS2	Santos Dumont/rib. das Posses	21°29'22,1"S	43°31'50,7"W	4 ^a
PIN1	Santos Dumont/rio do Pinho	21°26'0,8"S	43°33'5,5"W	5 ^a
PIN2	Santos Dumont/rio do Pinho	21°28'50,7"S	43°27'44,0"W	5 ^a
*RP09	Astolfo Dutra/rio Pomba	21°18'53,7"S	42°49'50,1"W	7 ^a
PIA1	Piau/rio Piau	21°30'55,5"S	43°20'20,5"W	5 ^a
PIA2	Piau/rio Piau	21°29'49,0"S	43°19'3,3"W	5 ^a
PIA3	Rio Novo/rio Novo	21°30'49,7"S	43°11'11,9"W	5 ^a
*NO1	Itamarati de Minas/rio Novo/represa	21°28'16,9"S	42°51'20,6"W	5 ^a
NO2	Itamarati de Minas/rio Novo	21°23'13,7"S	42°46'18,4"W	5 ^a
*UBA1	Ubá/ribeirão Ubá	21°5'5,7"S	42°58'56,3"W	4 ^a
*UBA2	Ubá/ribeirão Ubá	21°7'1,1"S	42°56'47,8"W	4 ^a
*UBA3	Ubá/ribeirão Ubá	21°8'0,7"S	42°52'35,4"W	5 ^a
XOP1	São Geraldo/rio Xopotó	20°57'4,7"S	42°49'56,2"W	4 ^a
*XOP2	Visconde do Rio Branco/rio Xopotó	21°2'16,6"S	42°50'25,4"W	4 ^a
*BAG1	Guiricema/rio dos Bagres	20°59'34,6"S	42°42'30,9"W	4 ^a
*BAG2	Guiricema/rio dos Bagres	21°1'57,0"S	42°44'4,7"W	5 ^a
*RP10	Cataguases/rio Pomba	21°21'1,2"S	42°44'52,1"W	7 ^a
*RP11	Cataguases/rio Pomba	21°23'4,9"S	42°44'29,5"W	7 ^a
*RP12	Cataguases/rio Pomba	21°25'15,3"S	42°40'18,0"W	7 ^a
*FEC1	Leopoldina/rib Feijão Cru	21°31'21,6"S	42°39'4,6"W	4 ^a
*RP13	Laranjal/rio Pomba/represa	21°23'47,7"S	42°29'4,0"W	7 ^a
*RP14	Palma/rio Pomba	21°26'28,6"S	42°21'29,1"W	7 ^a
*RP15	Palma/rio Pomba	21°26'45,7"S	42°24'12,5"W	7 ^a

* Refeita a amostragem em período chuvoso

Para análise das variáveis DBO e DQO foram coletadas amostras na sub-superfície, armazenadas sob refrigeração e analisadas de acordo com os métodos da APHA (2012). Para análise dos nutrientes (nitrogênio total-NT, nitrito-NI, nitrato-NA e fósforo total-PT) foi coletado 1L de água (CETESB, 2011), e analisados por meio de espectrofotômetro Biospectro SP-220, de acordo com Golterman et al. (1978) e Valderrama (1981).

Para analisar o carbono orgânico dissolvido (DOC), duas amostras de água foram coletadas, sendo as amostras conservadas sob refrigeração. O frasco de coleta, o filtro de fibra de vidro de 0,45 μ m e o frasco para armazenagem da água filtrada foram previamente calcinados à 450°C por 4,5 horas. Após a filtração, transferiu-se uma alíquota de 20 ml da amostra para o frasco de vidro âmbar e adicionou-se 200 μ l de ácido fosfórico ultrapuro. O DOC foi determinado no analisador de carbono dissolvido Shimadzu TOC-5000 de acordo com o método de Sharp et al. (1993).

Variáveis bióticas

A contagem de coliformes totais (COLT) e coliformes termotolerantes (COLF) foi realizada de acordo com APHA (2012). As amostras foram coletadas em frascos de 500 ml previamente esterilizados e mantidas sob refrigeração.

A estimativa da biomassa ficoperifítica foi efetuada com a raspagem de 25 cm² de epixílon e, em laboratório, analisada a clorofila *a* (Cla) e feofitina (FEO) de acordo com Golterman et al. (1978), e os resultados expressos em μ g.cm⁻².

Análise dos dados

Para testar as diferenças limnológicas entre as sub-bacias no período seco e entre o período seco e chuvoso, foi aplicado o teste de Kruskal-Wallis (THEODORSSON-NORHEIM, 1986). Esta análise estatística foi utilizada porque os dados não apresentaram distribuição normal e nem variâncias homogêneas.

As variáveis limnológicas (n=24) foram analisadas pelo método estatístico multivariado da Análise dos Componentes Principais (ACP), com a finalidade de definir as variáveis mais importantes na análise ambiental (PRADO et al., 2002; LATTIN et al., 2011). Todos os dados, exceto pH, foram previamente log-transformados [log (n+1)] para a realização da ACP. A espacialidade dos pontos amostrais do período seco foi distribuída em sub-bacias: 1-rio Xopotó (n=7), 2-rio Pomba superior (n=22), 3-rio Novo (n=9), e 4-rio Pomba inferior (n=8). Para comparar a sazonalidade utilizando a

ACP, os pontos amostrais do período seco com maior condutividade foram amostrados no período chuvoso (n=21).

Após redução dimensional das variáveis selecionadas previamente, foram realizadas duas ACPs, uma utilizando a Cla e FEO e os dados abióticos (SECC, TEMP, CND, OD, TDS, PT, DQO, DBO, NT e DOC), e outra ACP com exclusão da Cla e a FEO. Os cálculos da ACP foram realizados no programa PC-ORD versão 5.15, e as análises estatísticas nos softwares Statistica 7.1 (StatSoft, Inc., Tulsa, OK, USA) e no programa R (R-TEAM, 2014).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A temperatura média do ar (TEMPa) na estação seca para Barbacena-MG, região da nascente do rio Pomba, foi de 17,2 °C, e para a região da foz, Santo Antônio de Pádua-RJ, foi de 23,4 °C (Figura 2). No período chuvoso, a TEMPa na nascente foi de 21 °C, e 27,3 °C na foz. A UR na seca variou de 68,6% na foz para 74,2% na nascente, enquanto no período chuvoso foi de 72,4% na região da foz e 85,% na nascente. Assim, a região da nascente apresenta menores TEMPa anuais e maiores valores de UR.

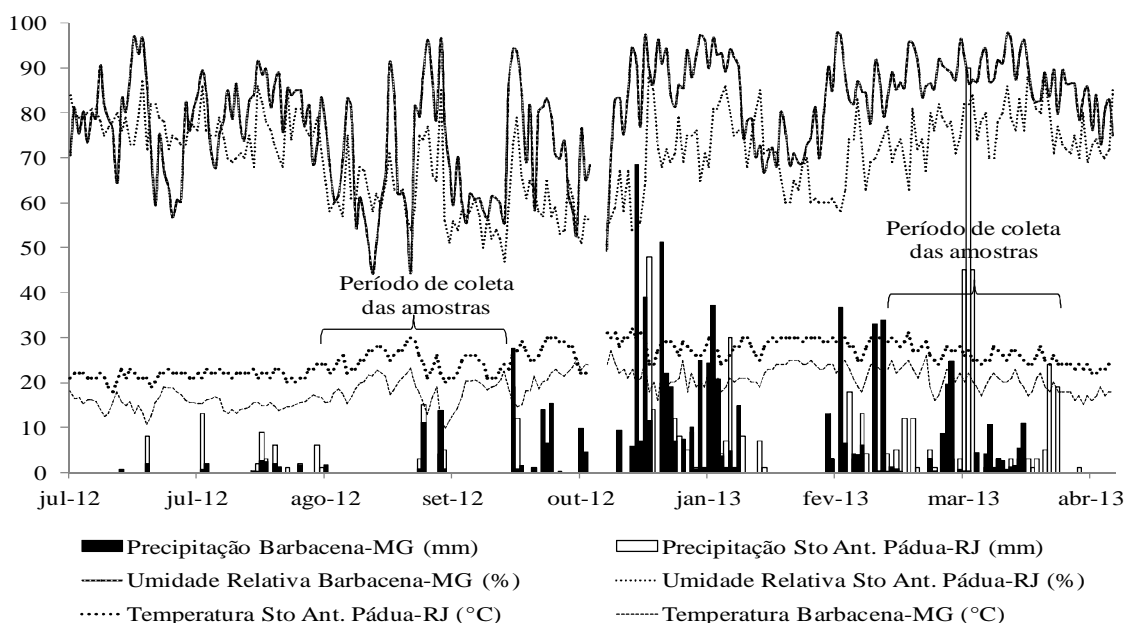


Figura 2. Dados médios de temperatura, umidade relativa e precipitação de julho a outubro de 2012 e de janeiro a abril de 2013 para os municípios de Barbacena-MG (Estação 83689) e Santo Antônio de Pádua-RJ (Estação 83805). Fonte: INMET, 2013

No período seco a precipitação foi mais elevada na região da nascente com menos de 10% da precipitação anual (Figura 2). No período chuvoso a precipitação variou entre 492 e 638 mm, sendo maior na foz (327 mm) do que na nascente (186 mm) Observou-se estiagem em meados do período chuvoso (fev/2013).

A altitude dos pontos amostrais variaram de acordo com o relevo desde 125 (próxima a foz) a 859 m (nascentes). As sub-bacias 2 e 3 tiveram as maiores altitudes (serra da Mantiqueira) e a sub-bacia 4 a menor altitude (Tabela 4).

A temperatura do ar (TEMPa) do período seco, foi de $28,7 \pm 5,5^{\circ}\text{C}$, e a UR média foi de $44,6 \pm 10,6\%$ (Figura 3). Na estação chuvosa a TEMPa foi $26,8 \pm 2,7^{\circ}\text{C}$ e a UR foi $69,5 \pm 6,1\%$. A UR foi mais elevada no período de chuva e a TEMPa média foi maior no período seco (inverno). A variabilidade ocorrida se deve ao horário de coleta iniciava as 8h e finalizava às 12h (Figura 3).

Entre as sub-bacias, as TEMPa e UR não apresentaram diferença significativa ($p > 0,05$) (Figura 4). A maior UR região da foz, sub-bacia 4, e a maior TEMPa média foi na sub-bacia 1.

A profundidade dos cursos d'água variou bastante, pois a amostragem foi realizada em córregos e ribeirões com pouca profundidade e em rios e represas com maiores profundidade. A mesma explicação serve para a largura e vazão ($p < 0,05$).

Entre o período seco e chuvoso (Tabela 3), as variáveis SECC, TEMP, TURB, TDS, DBO, NT, NA e NI apresentaram diferença significativa ($p < 0,05$), porém poucas variáveis limnológicas foram diferentes ($p < 0,05$) entre as sub-bacias no período seco, com exceção da Q, SECC, DQO, CND e TDS (Tabela 2 e Figura 4).

Os valores de Secchi (SECC) para o período seco tiveram uma amplitude elevada, porém não houve diferença entre as sub-bacias ($p > 0,05$). Os menores valores foram na sub-bacia 1, que apresentou também o maior valor médio de turbidez (TURB) (Figura 4). No período seco, a TURB foi menor por não receber a influência do escoamento superficial da zona intermediária margem-água, principal causa da erosão e aumento da TURB. Portanto, valores mais elevados de TURB, neste período, podem estar relacionados a lançamentos de efluentes, pois os pontos amostrais com essas características estão a jusante das maiores cidades da bacia, como UBA2 e XOP2. A sub-bacia 4 tem menores valores médios de TURB e maiores valores médios de SECC, provavelmente devido à maior vazão e profundidade do rio Pomba, neste trecho, e ao efeito da diluição. A exceção é o ponto FEC1, com 63,8 NTU, ficando somente abaixo do PIA3 na sub-bacia 3, com 113 NTU.

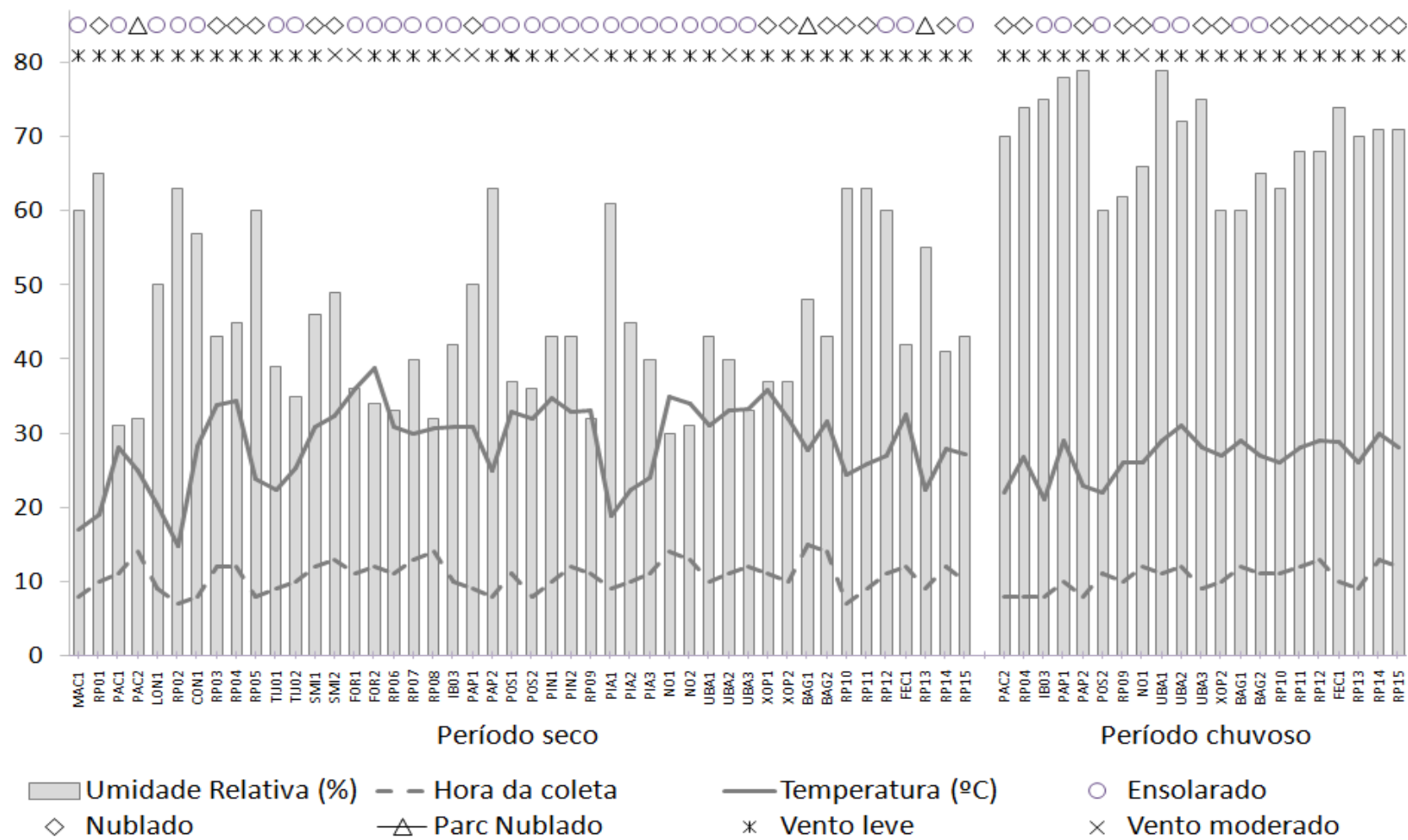


Figura 3. Dados climatológicos observados e aferidos nos pontos amostrais de coleta no período seco. As legendas com a descrição e localização dos pontos amostrais encontram-se na Tabela 1.

No período chuvoso, a TURB foi significativamente mais elevada (Tabela 2). A principal causa para esse resultado é o processo erosivo que carrega para os cursos d'água uma grande quantidade de solo, fenômeno descrito por Ruas (2006) na bacia do rio Pomba, cujo artigo destaca a degradação do solo e pouca cobertura vegetal. Sari et al. (2013) relataram que a TURB mais elevada na estação de chuva se deve ao impacto e remoção de partículas de solos expostos pela ausência ou pouca cobertura vegetal, e o posterior transporte por escoamento superficial para os corpos d'água.

Os valores médios de OD do período seco e chuvoso foram, respectivamente, 5,64 e 6,28 mg.L⁻¹ e, mesmo sem diferença significativa ($p>0,05$), o OD mais elevado na estação chuvosa foi consequência do turbilhonamento da água e maior diluição dos poluentes pelo aumento da vazão (Q). Valores mais elevados de OD em período chuvoso também foram relatados por Paz et al. (2008) nos rio das Velhas-MG.

O oxigênio dissolvido (OD) no período seco, nas sub-bacias 2, 3 e 4, apresentou-se relativamente elevado com médias superiores a 6,3 mg.L⁻¹, com exceção da sub-bacia 1 (média de 4,8 mg.L⁻¹). Os pontos amostrais UBA2, UBA3, XOP2, FEC1 e POS2, localizados a jusante das quatro maiores cidades da bacia, apresentaram baixa concentração de OD, com pontos chegando à anoxia.

Os valores da CND apresentaram uma ampla variabilidade no período seco, com diferença significativa entre as sub-bacias ($p<0,05$). Os maiores valores de CND foram registrados na sub-bacia 1, com média de 131,7 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Os pontos amostrais BAG2, PAP2, POS2, UBA3, UBA2 e XOP2 apresentaram também valores que variaram de 92 a 255 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, enquanto na sub-bacia 4 o ponto FEC1 chegou a 328 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Todos esses pontos estão localizados a jusante de centros urbanos sem tratamento de esgotos e com parque industrial bem desenvolvido. Carvalho et al. (2004) avaliaram as águas do ribeirão Ubá-MG, em uma das maiores cidades da bacia, como de péssima qualidade e concluíram que há relação com poluição doméstica e industrial.

Entre o período seco e chuvoso não houve diferença significativa de CND ($p>0,05$), porém a CND foi menor na estação chuvosa e os menores valores médios de CND deste período estão nas sub-bacias 2 e 3 (Figura 4). Valores semelhantes de CND foram relatados por Oliveira et al. (2008) ao avaliarem os riachos da microbacia do rio São Francisco Verdadeiro e Marechal Cândido Rondon-PR. Não serão discutidos no presente estudo os dados de TDS, por serem colineares com a CND ($r^2=0,998$).

Tabela 2. Informações das variáveis ambientais, limonológicas e biológicas (mínimo, máximo, média e desvio padrão) dos pontos amostrais da bacia do rio Pomba no período de seca de 2012 (n=21) e chuvoso de 2013 (n=21)

Variáveis	Código	SECA		CHUVA		Kruskal Wallis p<0,05
		Mínimo e máximo	Média/Desvio	Mínimo e máximo	Média/Desvio	
Altitude (m)	ALT	125 - 829	306,5±155,66	125 - 829	306,5±155,66	-
Profundidade (m)	PROF	0,01 - 27	3,3±5,9	0,3 - 35	5,63±9,3	-
Largura (m)	LARG	3,8 - 610	82±160	3,8 - 610	82±1601	-
Vazão (m ³ .s ⁻¹)	Q	0,25 - 60,2	16,5±21,21	0,324 - 185	47,13±63,44	0,11
Umidade Relativa (%)	UR	30 - 63	44,8±10,36	60 - 79	69,52±6,06	2,2e-07
Temperatura do ar (°C)	TEMPa	22,4 - 35	29,6±3,6	21 - 31	26,77±2,68	0,023
SECCHI (m)	SECC	0,29 - 2,0	0,81±0,55	0,01 - 0,7	0,22±0,19	1,4e-05
Temperatura da água (°C)	TEMP	20 - 28,7	24,3±1,64	23 - 31,51	26,26±2,08	0,006
pH	pH	6,49 - 8,21	7,26±0,44	5,9 - 8,1	7,13±0,53	0,458
Potencia Redox (mV)	ORP	-442 - 115,7	12,39±119,9	-169,6 - 102,8	17,28±63,06	0,345
Condutividade (µV.cm ⁻¹)	CND	38 - 328	93,8±78,6	28 - 214	63,33±44,41	0,064
Turbidez (NTU)	TURB	3,1 - 63,4	15,4±14,9	10,8 - 595	181,22±172,58	6,7e-07
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	OD	0 - 8,12	5,64±2,91	0,44 - 8,81	6,28±2,01	0,870
Sólidos Totais Dissolvidos (mg.L ⁻¹)	TDS	19 - 153	46,8±37,1	14 - 107	31,76±22,14	0,039
Fósforo Total (mg/L)	PT	0,07 - 4,35	1,13±1,38	0,018 - 4,264	0,67±1,10	0,204
Demanda Química de Oxigênio (mg.L ⁻¹)	DQO	6,3 - 247,5	86,5±69,7	7,76 - 170,86	61,02±39,26	0,457
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg.L ⁻¹)	DBO	1,39 - 96,35	21,4±26,4	0,141 - 49,50	5,54±10,45	0,0054
Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	NT	0,05 - 2,93	0,72±0,71	0,032 - 0,738	0,20±0,18	0,0027
Nitrato (mg.L ⁻¹)	NA	0,03 - 3,58	0,47±0,73	0,019 - 0,247	0,07±0,06	2,6e-05
Nitrito (mg.L ⁻¹)	NI	0,01 - 0,51	0,11±0,11	0,0047 - 0,054	0,02±0,01	3,1e-06
Clorofila <i>a</i> (µg.cm ⁻²)	Cla	0,05 - 2,74	0,87±0,81	0,017 - 2,569	0,34±0,56	-
Feofitina (µg.cm ⁻²)	FEO	0,11 - 3,17	1,21±0,82	0,0029 - 1,242	0,29±0,34	-
Óleos e graxas (mg.L ⁻¹)	OG	4,92 - 1124	126,7±242,22	8,5 - 180,6	32,75±35,63	0,296
Cloretos (mg.L ⁻¹)	CLOR	3,67 - 66,27	16,7±14,86	2,37 - 32,65	10,95±6,75	0,213
Coliformes totais (NMP.100mL ⁻¹)	COLT	1,7E+0 - 1,7E+5	1,5E+4±3,5E+4	5,0E+02 - 1,7E+04	1,2E+04±6,5E+03	-
Coliformes termotolerantes (NMP.100mL ⁻¹)	COLF	1,7E+0 - 1,7E+4	3,3E+3±5,7E+4	8,0E+01 - 1,7E+04	7,3E+03±7,0E+03	-
Carbono Orgânico Dissolvido (mg.L ⁻¹)	DOC	1,07 - 31,1	4,02±6,26	0,926 - 7,473	2,98±1,42	0,458

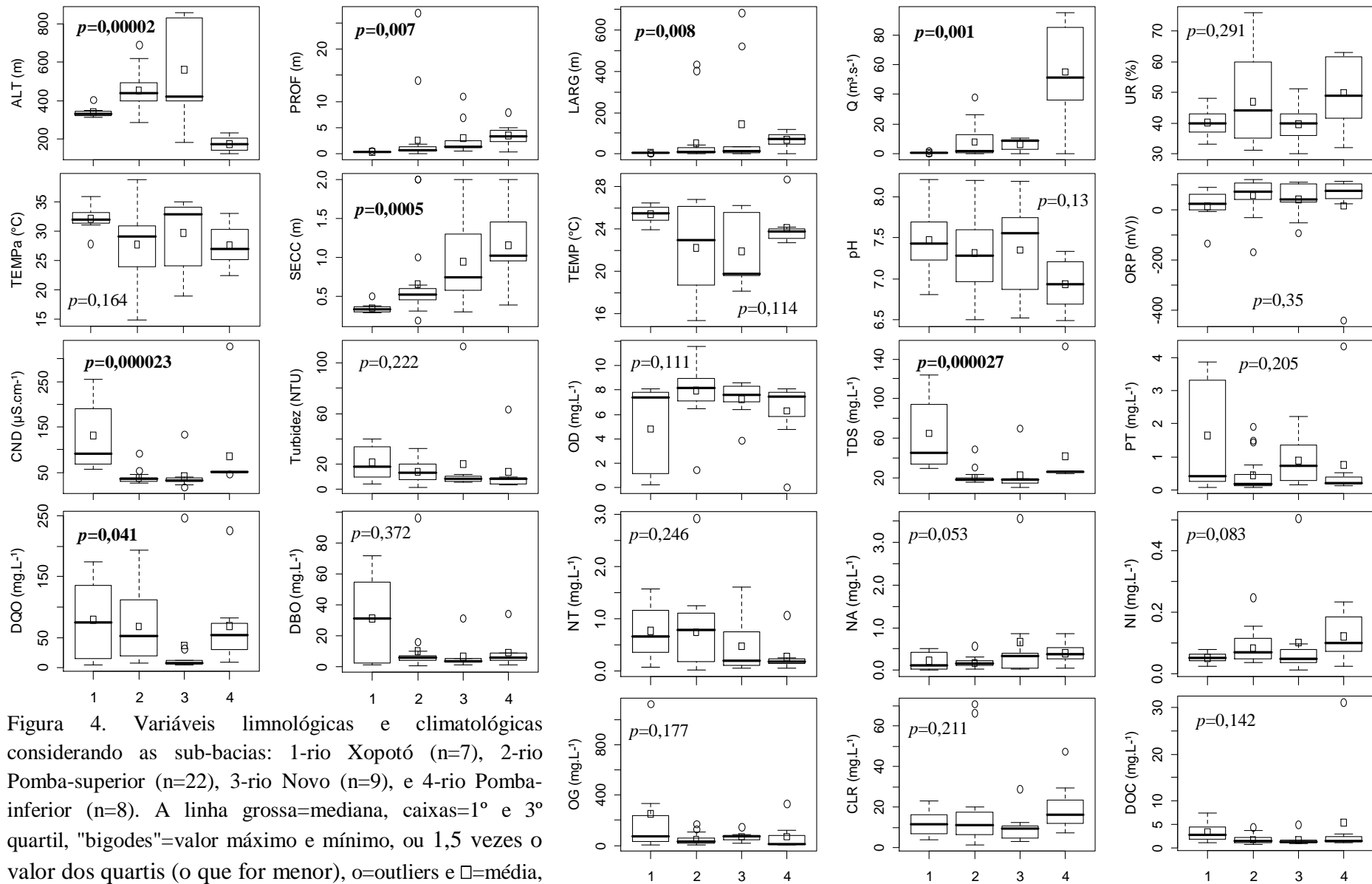


Figura 4. Variáveis limnológicas e climatológicas considerando as sub-bacias: 1-rio Xopotó (n=7), 2-rio Pomba-superior (n=22), 3-rio Novo (n=9), e 4-rio Pomba-inferior (n=8). A linha grossa=mediana, caixas=1° e 3° quartil, "bigodes"=valor máximo e mínimo, ou 1,5 vezes o valor dos quartis (o que for menor), o=outliers e □=média, Kuskal-Wallis $KW_{(3;46)} p<0,05$

A temperatura da água (TEMP) nas quatro sub-bacias, no período seco, não apresentou diferença ($p > 0,05$). A maior TEMP foi na sub-bacia 1, com 1,2 °C mais elevado que a sub-bacia 4. Os rios da sub-bacia 1 estiveram mais rasos e com menor volume de água, o que poderia explicar a TEMP mais elevada (Tabela 3). Outra explicação poderia ser a poluição térmica promovida pelo lançamento de efluentes de frigoríficos, laticínios e indústrias moveleiras, nas quais o uso de caldeiras para o processamento influencia a temperatura dos efluentes. No período chuvoso, a TEMP média foi superior ao período seco ($p < 0,05$).

O pH não diferiu entre as sub-bacias no período seco, nem entre a seca e chuva ($p > 0,05$). Os valores de pH estiveram dentro dos limites estabelecidos pela Resolução Conama 357 (BRASIL, 2005), porém observou-se um aumento no pH na sub-bacia 1 e um valor médio mais baixo na sub-bacia 4.

O menores valores médios de ORP para o período seco foram registrados nas sub-bacias 1 e 4. Esses menores valores ocorreram nos pontos amostrais UBA2 e FEC1. Os pontos com valores mais elevados de ORP estão nas nascentes e próximos à foz, o que pode indicar pontos amostrais com menor poluição. Não houve diferença significativa de ORP entre as sub-bacias, nem entre o período seco e chuvoso (Tabela 2 e Figura 4).

A condição redox do meio influenciou em grande escala a qualidade das águas, pois existem funções, como a respiração, que dependem destes valores. Quando a concentração de OD é elevada os valores do ORP também o são, pois, imperam processos de caráter oxidativo (GONCHARUK et al., 2010). Se, pelo contrário, a quantidade de OD é reduzida, predominam os processos redutores. Desta forma, as águas poluídas têm um valor de ORP muito inferior às águas não poluídas, pois possuem excesso de substâncias oxidadas. O ponto FEC1, no município de Leopoldina-MG, apresentou o menor valor de ORP e ambiente totalmente anóxico. Outro ponto amostral com baixo OD foi o UBA2, Município de Ubá-MG, que apresentou -133mV de ORP, resultados que corroboraram as informações de que nos pontos amostrais com valores negativos de ORP ocorrem reações de redução, pois são pobres em OD e com isto inibem a decomposição.

Todos os pontos amostrais com valores de ORP negativos se encontram a jusante de cidades que não tratam o esgoto, como nos municípios mineiros de Visconde do Rio Branco, Ubá, Tocantins e Leopoldina, e que somam 26,8% da população da

bacia. Estes comportam muitas agroindústrias, metalúrgicas, fábricas de móveis e abatedouros, e os cursos d'água que banham estas cidades têm baixa vazão.

Por outro lado, dos 14 pontos amostrais com elevados teores de OD, 13 apresentaram também elevado ORP. A exceção foi o ponto amostral SMI2, que se localiza a jusante de três laticínios no município de rio Pomba.

O ORP é uma variável que merece mais atenção nas análises de qualidade ambiental, pois poucas informações e discussões são descritas e publicadas sobre o assunto. Portanto, deve-se ficar atento ao interpretar esta variável, uma vez que reflete processos redox integrais em soluções aquosas sem considerar a composição química, podendo caracterizar inequivocamente a qualidade da água (GONCHARUK et al., 2010). Por esta razão, a OMS, o EPA, a CE e outras normas sanitárias não incluem ORP como um parâmetro obrigatório para controle da qualidade da água. Porém, quando bem correlacionada a outras variáveis, o ORP apresenta-se como importante ferramenta de gestão ambiental, haja vista os resultados integrados obtidos no presente estudo para a bacia do rio Pomba.

Os valores de FEO, em 67% dos pontos amostrais no período seco foram mais elevados que os de Cla (Figura 5-a). Os pontos amostrais da sub-bacia 1 apresentaram valores mais elevados para Cla, porém não diferiram entre as sub-bacias ($p > 0,05$). A Cla e FEO foram mais elevadas no período seco ($p < 0,05$), (Figura 5-b).

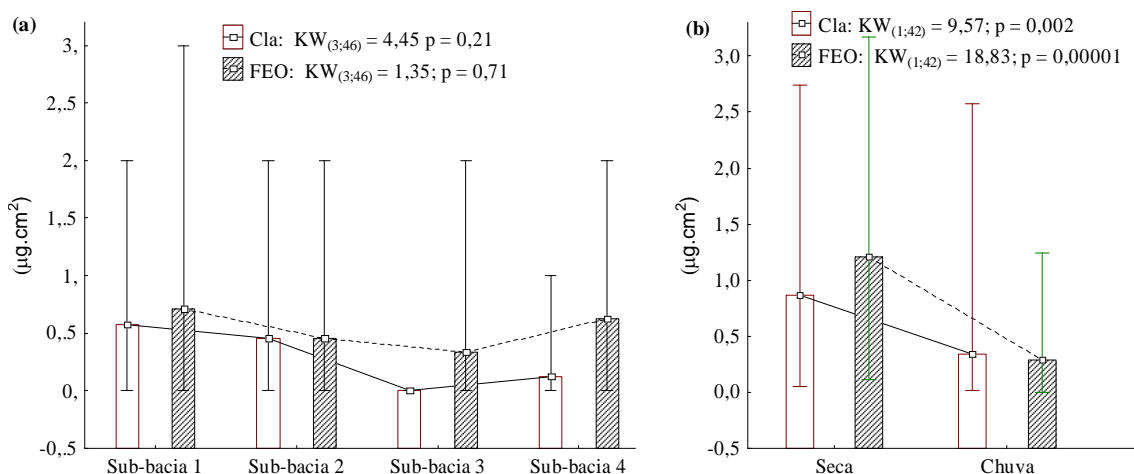


Figura 5 Comportamento das variáveis Cla e FEO (Média, mínimo e máximo) dos pontos amostrais da bacia do rio Pomba (n=46) sendo, (a) sub-bacias: 1-rio Xopotó (n=7), 2-rio Pomba-superior (n=22), 3-rio Novo (n=9) e 4-rio Pomba-inferior (n=8) e, (b) pontos amostrais da bacia do rio Pomba no período seco e chuvoso (n=21)

Na bacia do rio Pomba, 2/3 dos pontos amostrais do período seco tiveram valores de FEO mais elevados do que Cla. Com estas informações, pode-se inferir que

predominaram na bacia ambientes com declínio da produção primária e senescência da comunidade algal do ficoperifíton.

O valor de PT variou de 0,07 a 2,93 mg.L⁻¹ no período seco e de 0,018 a 4,26 mg.L⁻¹ no período chuvoso. Na seca 76% dos pontos amostrados estavam com as concentrações acima do limite para classe 3 da Resolução Conama 357 (BRASIL, 2005), e se for considerada a classe 2, esse valor passa para 93% dos pontos fora do limite legal. A concentração de fósforo aumenta em águas naturais devido, principalmente, às descargas de esgotos sanitários ricos em material fecal e detergentes em pó. Alguns efluentes industriais, como os de indústrias de fertilizantes, agrotóxicos, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, apresentam fósforo em quantidades excessivas (VON SPERLING, 2007).

O resultado do excesso de PT nas águas da bacia do rio Pomba pode ser observado na represa Barra do Braúna (a montante do ponto RP15). Inaugurada em 2009, em 2011 já continha 10% dos 12 km² de espelho d'água coberto com macrófitas, e em 2013 essa área de cobertura chegou a 30%. Os motivos para esse crescimento exagerado de macrófitas se deve à elevada carga de PT e NT na bacia. De acordo com Ruas (2006), o rio Paraopeba é o principal contribuinte de fontes de fósforo e nitrogênio para o rio Pomba, provenientes de atividade pecuária no período chuvoso e efluentes sanitários no período seco.

Assim como o fósforo, o nitrogênio tem grande importância no metabolismo aquático. No período seco, as concentrações de NT, NA e NI foram significativamente superiores ao período chuvoso e não houve diferença entre as sub-bacias no período seco ($p > 0,05$). A maior concentração média de NT ocorreu na sub-bacia 1 e 2. As fontes de nitrogênio nas águas naturais foram diversas, incluindo os esgotos sanitários como fonte de N orgânico proveniente de fontes protéicas, e nitrogênio amoniacal, pela hidrólise da uréia na água.

A DBO entre as 4 sub-bacias não apresentou diferença significativa, porém, na sub-bacia 1, foram registrados maiores DBO (Figura 4). De todos os pontos amostrados (n=46), 54% não atenderam à Resolução Conama 357, que limita a DBO em 5 mg.L⁻¹. Muitos pontos com elevada DBO estiveram a jusante de sedes municipais (Figura 6). No ribeirão Ubá, a DBO foi de 1,8 a montante da cidade e 71 mg.L⁻¹ a jusante. Carvalho et al. (2004) registraram DBO de 1,8 a 263 mg.L⁻¹ a montante e a jusante do ribeirão Ubá. O presente estudo, realizado 10 anos depois, apresentou as mesmas características,

o que demonstra que pouco foi feito para diminuir os impactos ambientais negativos nas águas do ribeirão Ubá.

No rio Paraopeba (Tocantins-MG), a DBO foi de 4,8 a montante e 96 mg.L⁻¹ a jusante da sede municipal. Esses resultados mostraram o quanto os cursos d'água da bacia do rio Pomba estiveram impactados após receberem esgotos domésticos e efluentes industriais sem o devido tratamento. Seria necessário que esta bacia fosse saneada com maior rapidez para que a DBO possa ser reduzida.

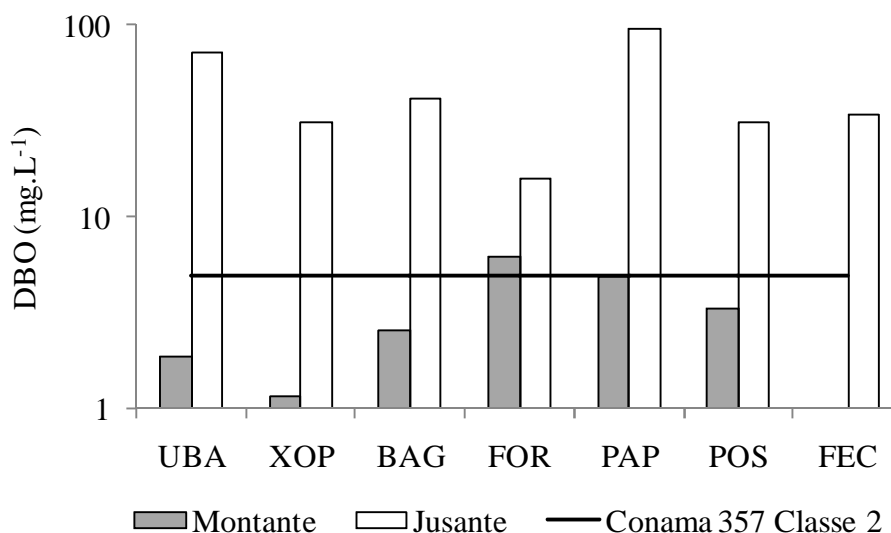


Figura 6. DBO do ribeirão Ubá-UBA, rio Xopotó-XOP, rios dos Bagres-BAG, rio Formoso-FOR, rio Paraopeba-PAP, ribeirão das Posses-POS e ribeirão Feijão Cru-FEC a montante e a jusante das sedes municipais com o limite máximo para rios de classe 2 da Resolução Conama 357

No período seco a DBO foi significativamente mais elevada que na estação chuvosa (Tabela 2). A diluição promovida pela maior vazão dos rios na época de chuva pode ter contribuído para a menor DBO. Menores DBO no período chuvoso também foram observados por Vasco et al. (2011), que atribuíram à ausência de tratamento de esgotos, a elevada DBO a jusante da área urbana.

A análise dos componentes principais (ACP), realizada com as variáveis limnológicas do período seco, permitiu verificar que nas amostras espaciais das sub-bacias do rio Pomba, os dois primeiros eixos explicaram 71,2% da variação total dos dados. O primeiro eixo contribuiu com 52,3% e foi associado aos pontos amostrais que contêm baixas concentrações de OD, elevadas concentrações de PT, CND e DOC, tendo como contribuição intermediária a elevada DBO. Em oposição ficaram os pontos amostrais com maiores valores de OD e menores valores de PT, CND e DOC, localizados no lado direito do eixo (Figura 7 e Tabela 3). Destaque para o ponto FEC1

da sub-bacia 4, que representa o ribeirão Feijão Cru (Leopoldina-MG), e os pontos da sub-bacia 1 XOP2 (Visconde do Rio Branco-MG), UBA2, UBA3 (Ubá-MG) e BAG2 (Guiricema-MG).

O segundo eixo contribuiu com 18,9% da variância dos dados abióticos e estiveram relacionados a Cla e a FEO, destacando os pontos amostrais IB03, RP07, pontos localizados em duas represas da bacia, provavelmente ocasionado por um acentuado desenvolvimento de perifíton nestes ambientes. A contribuição intermediária foi representada pela TURB, destacando os pontos RP08 e NO2, localizados a jusante de represas, onde a água apresentou maior transparência promovida pela sedimentação nos reservatórios a montante. Os pontos opostos, situados no quadrante superior direito da Figura 78, apresentaram menores concentrações de Cla e FEO.

Tabela 3. Correlação das variáveis limnológicas obtidas na bacia do rio Pomba-MG/RJ (n=46) dividida em sub-bacias: 1-rio Xopotó (n=7), 2-rio Pomba-superior (n=22), 3-rio Novo (n=9) e 4-rio Pomba-inferior (n=8) com os dois primeiros componentes principais. Em negritos estão os coeficientes considerados importantes para a formação dos componentes

Var. Limnológica	Eixo 1	Eixo 2
OD	0,4221	-0,0162
PT	-0,4019	0,0482
CND	-0,4003	0,0019
DOC	-0,3876	0,1070
DBO	-0,3798	0,1217
NT	-0,2974	0,0657
Cla	-0,1574	-0,6546
FEO	-0,1433	-0,6891
TURB	-0,2680	0,2520
% total da variância	52,3	18,9
% acumulada da variância	52,3	71,2

Legenda: OD-Oxigênio dissolvido, PT-Fósforo total, CND-Conductividade elétrica, DOC-Carbono Orgânico Dissolvido, DBO-Demanda bioquímica de oxigênio, NT-Nitrogênio total, TURB-Turbidez, Cla-Clorofila *a* e FEO-Feofitina.

Os resultados da ACP para o período seco indicaram que os pontos amostrais FEC1, UBA2, UBA3, XOP2, PAP2, BAG2, POS2 e PAC2, todos a jusante de áreas urbanizadas, apresentaram alta carga poluidora, influenciados por baixas concentrações de OD e elevadas concentrações de PT, elevada CND, DOC e DBO. Na sub-bacia 4, com exceção do FEC1, os demais pontos amostrais que estão no leito principal (rio Pomba) apresentaram condições intermediárias e sugerem uma capacidade de diluição ou depuração do rio. É o caso do ponto RP09, a jusante da foz do rio Xopotó.

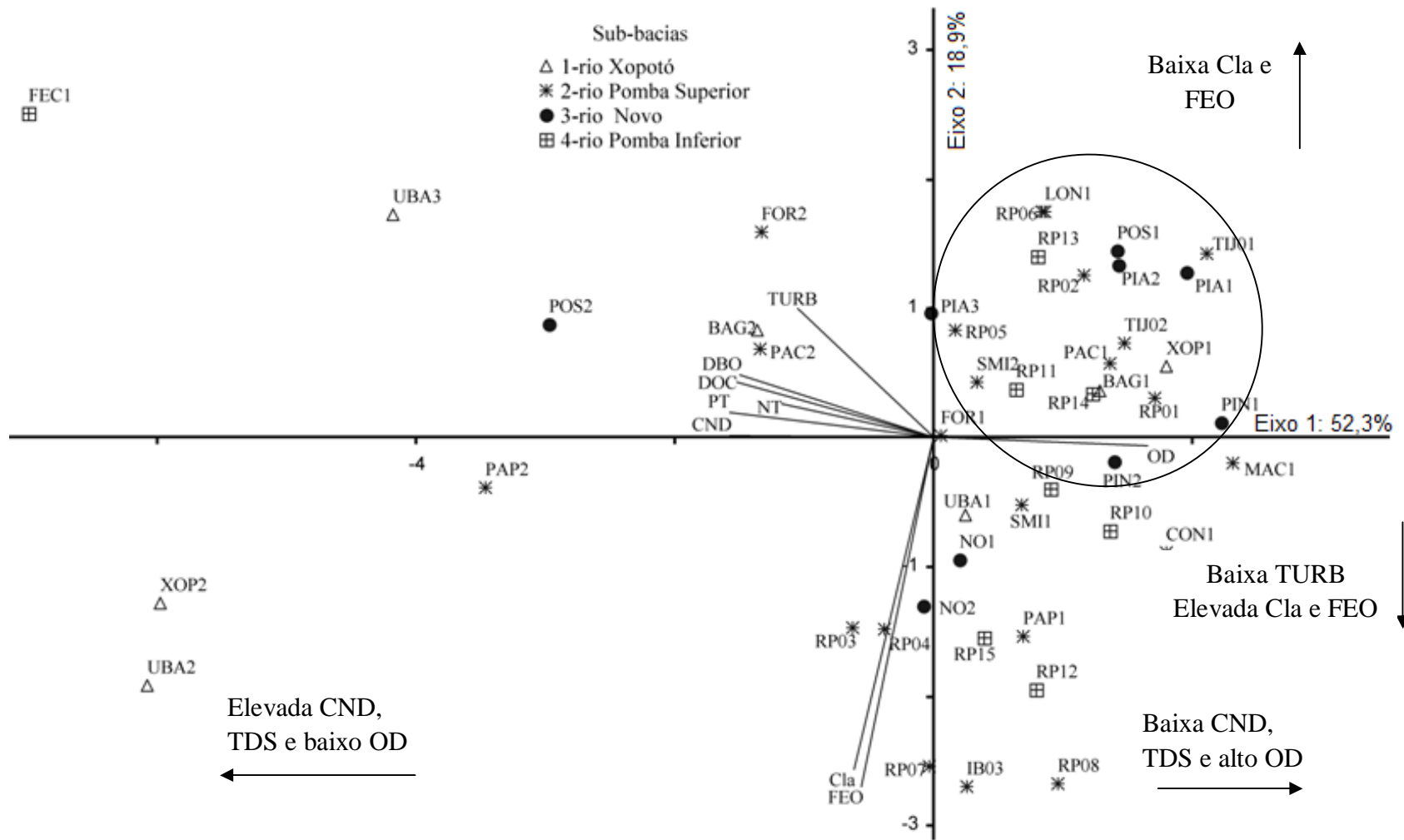


Figura 7. Diagrama de ordenação da ACP aplicado às variáveis limnológicas (n=12) do período seco nos pontos amostrais da bacia do Rio Pomba (n=46) dividida em sub-bacias: rio Xopotó (n=7), rio Pomba-superior (n=22), rio Novo (n=9) e rio Pomba-inferior (n=8) com legendas dos pontos amostrais na Tabelas 1 e a legenda das variáveis na Tabela 2.

O rio Xopotó, de acordo com a ANA (2013), é um dos afluentes do rio Pomba com pior Índice de Qualidade da Água, pois são lançados neste rio muitos esgotos domésticos e efluentes industriais. Ainda, a maior cidade da bacia do rio Pomba (Ubá-MG), com 102.000 habitantes, lança no ribeirão Ubá, esgotos domésticos e industriais. O ponto amostral a montante de Ubá-MG (UBA1) apresentou a água em melhor estado físico, químico e biológico, o que confirma a acentuada influência das áreas urbanizadas na deterioração da qualidade das águas.

Outro ponto amostral que se destacou na ACP foi o FEC1 (ribeirão Feijão Cru, Leopoldina-MG), que, além de suportar todo o efluente doméstico de 51.130 habitantes (IBGE, 2011), apresenta vazão de $0,25 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, o que proporciona baixa diluição e contribui para redução do oxigênio dissolvido que, provavelmente, foi consumido no processo de decomposição bacteriana.

Em 2010, dos 618.418 habitantes da bacia do rio Pomba, 86,3% residiam em centros urbanos (IBGE, 2011) onde não há destino nem tratamento adequado do esgoto doméstico (GUEDES et al., 2012). De acordo com Braga et al. (2008), somente 15% dos esgotos domésticos eram tratados antes de serem lançados nos rios brasileiros. Segundo o Relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil, em 2012 o Brasil tratava cerca de 30% dos esgotos domésticos urbanos produzidos (ANA, 2013), e a tendência é deste índice melhorar. As consequências da falta de tratamento de esgotos domésticos na água foram descritas por Khare et al. (2012) nas bacias dos rios Alafia e Hillsborough, na Florida, USA, e os efeitos da urbanização sobre a deterioração da qualidade das águas por Sonneman et al. (2001) e Newall e Walsh (2005), na Austrália, e por Suriya e Mudgal (2012) na Índia. Isto indica que o problema não é local e acontece em nível mundial.

As variáveis selecionadas no eixo 1 da ACP, no período seco, devem ser consideradas para o gerenciamento desta bacia nas condições atuais. A ACP realizada com as variáveis abióticas permitiu verificar que, nas amostras sazonais (período seco e chuvoso), os dois primeiros eixos explicam 74,4% da variação. O primeiro eixo contribuiu com 49,5% e foi associado com os pontos amostrais do período seco e chuvoso, com elevada CND e DBO e baixo OD, tendo como contribuição intermediária elevados valores de NT e DOC. Em oposição ficaram os pontos amostrais do período seco e chuvoso com menores valores de CND, TDS e DBO e maior OD (lado direito do eixo 2, Figura 8) e (Tabela 4). Os pontos mais impactados ficaram à esquerda do diagrama, com destaque para o FEC1 (Leopoldina-MG), XOP2 (Visconde do Rio Branco), UBA2 (Ubá-MG) no período

seco, e FEC1c e UBA2c no período chuvoso, que apresentaram altos valores de CND e DBO e baixas concentrações de OD.

Tabela 4. Correlação das variáveis limnológicas obtidas na bacia do Rio Pomba (MG) com os dois primeiros componentes principais. Em negrito estão os coeficientes considerados importantes para a formação dos componentes (n=21). A legenda dos códigos encontra-se na Tabelas 2

Variáveis Limnológicas	Eixo 1	Eixo 2
CND	-0,4218	-0,1225
OD	0,4152	0,1148
DBO	-0,4151	0,0529
NT	-0,3737	0,1179
DOC	-0,3580	-0,3389
DQO	-0,3552	-0,1988
FEO	-0,1729	0,5466
TURB	0,0422	-0,5224
Cla	-0,2273	0,4786
% total da variância	49,5	24,9
% acumulada da variância	49,5	74,4

Legenda: CND-Conductividade elétrica, OD-Oxigênio dissolvido, NT-Nitrogênio total, DOC-Carbono Orgânico Dissolvido, TURB-Turbidez, Cla-Clorofila *a* e FEO-Feofitina.

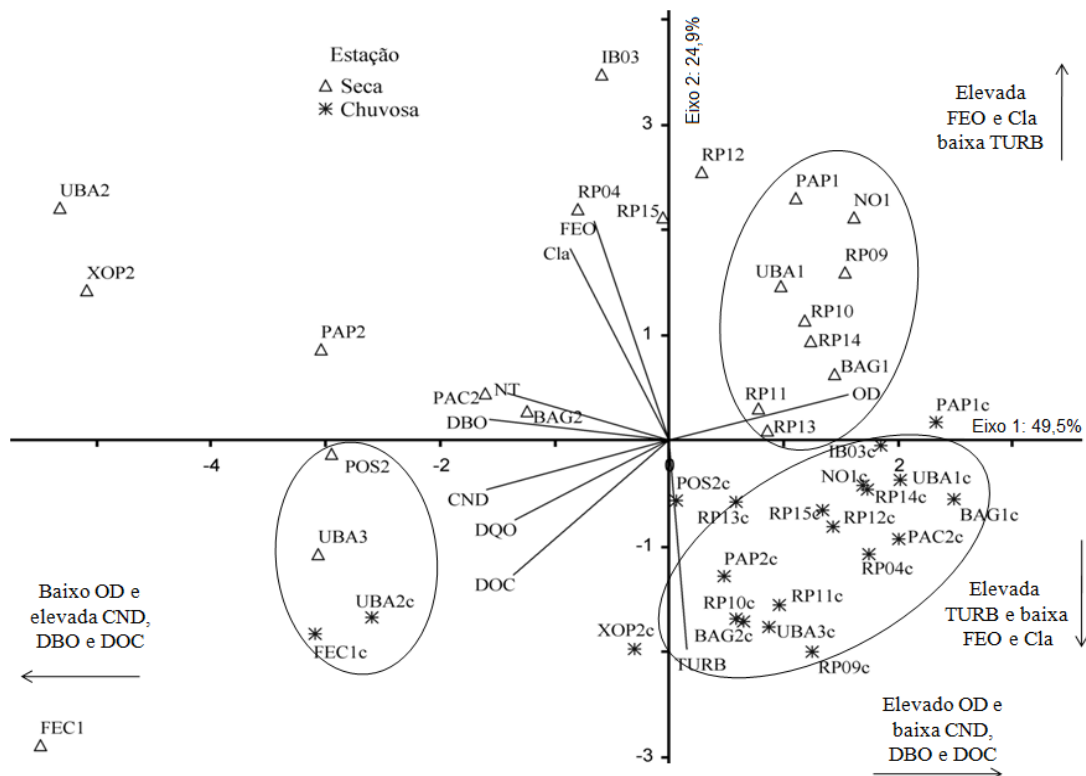


Figura 8. Diagrama de ordenação da Análise do Componente Principal (ACP) aplicada às variáveis limnológicas (n=9) em diferentes pontos amostrais da bacia do rio Pomba (MG) divididos em período seco (n=21) e período chuvoso (n=21). A legenda dos códigos encontra-se nas Tabelas 2 e 3

O segundo eixo contribuiu com 24,9% da variância total dos dados abióticos. Pode-se observar que os pontos amostrais do período chuvoso estão negativamente relacionados à TURB, provavelmente associada ao processo erosivo do solo, proporcionado pelas chuvas mais intensas do período. Em oposição estão os pontos amostrais do período seco, influenciados pelo maior concentração de FEO e Cla e menor TURB (Figura 9). Os pontos amostrais do quadrante inferior direito apresentaram menores valores de Cla e FEO e maior TURB, o que corrobora a importância da transparência da água no desenvolvimento do ficoperifíton

Os resultados de coliformes totais e termotolerantes (Figura 10a) indicaram que a sub-bacia 1 (rio Xopotó) apresentou, em média, densidades mais elevadas de coliformes com destaque para os pontos UBA2 (Ubá-MG), PAP2 (Tocantins-MG) e XOP2 (Visconde do rio Branco-MG). Os demais pontos, todos a jusante de cidades, com valores de COLF acima do limite da Resolução Conama 357 (BRASIL, 2005) para rios classe 2 foram: sub-bacia 2, RP01 (Santa Bárbara do Tugúrio-MG), RP04 (Rio Pomba-MG), TIJ2 (Rio Pomba-MG) e PAP2 (Tocantins-MG); sub-bacia 3, PIA2 (Piau-MG); sub-bacia 4, RP12 (Cataguases-MG) e FEC1 (Leopoldina-MG). Os pontos amostrais POS1, PIN2, NO1, RP02 apresentaram menores valores de COLF.

Os resultados de COLF e COLT foram significativamente maiores no período de chuva (Figura 9 b). Os valores médios para COLF, no período de chuva, foram superiores ao limite Conama 357 para rios classe 2. A maior densidade de coliformes nos cursos d'água na estação chuvosa se deve principalmente à enxurrada, que carrou fezes dos pastos, e ao maior deflúvio que carrega maior quantidade de material fecal para os cursos d'água no período chuvoso. Scholten et al. (2008) e Saad et al. (2007), ao avaliarem qualidade da água, também observaram maiores concentrações de coliformes no período chuvoso, e correlacionaram este resultado ao maior escoamento superficial ocorrido no período, e relacionando os valores mais elevados à criação de animais a montante dos pontos amostrais.

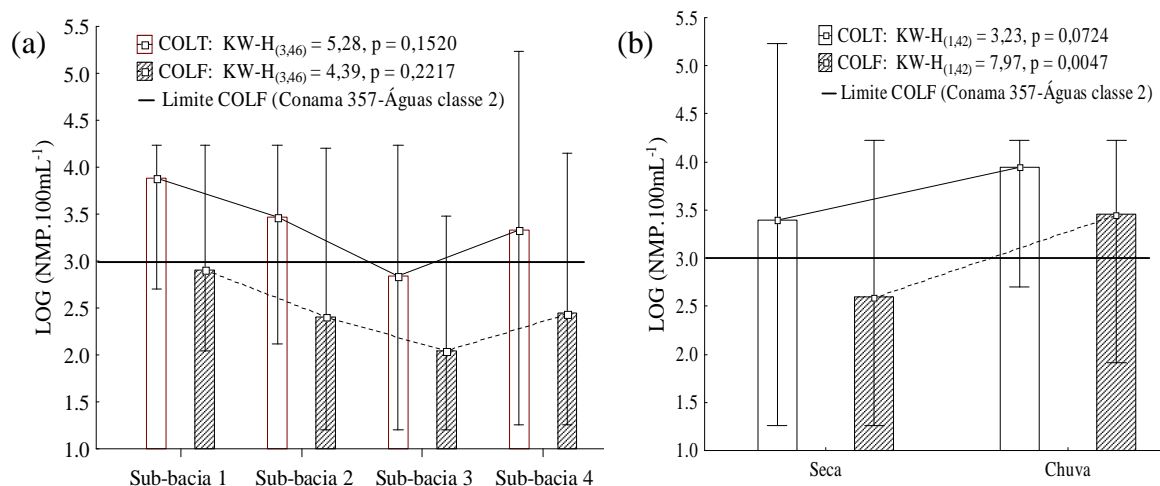


Figura 9 Densidades de Coliformes totais (COLT) e termotolerantes (COLF) observados nos pontos amostrais da bacia do rio Pomba. (a) no período seco (n=46), sub-bacias: 1-rio Xopotó (n=7), 2-rio Pomba-superior (n=22), 3-rio Novo (n=9) e 4-rio Pomba-inferior (n=8) e (b) com os pontos amostrais no período seco e chuvoso (n=21)

As correlações de coliformes com as variáveis que mais influenciaram a dinâmica da bacia no período seco, selecionadas pela ACP, foram apresentadas na Tabela 5. Com exceção da Cla e FEO, as demais variáveis apresentaram correlação positiva e significativa com COLF e COLT ($p < 0.05$), evidenciando que os pontos amostrais com maior carga poluidora da bacia também apresentou elevada concentração destes micro-organismos e baixa concentração de OD, uma vez que apresentou correlação negativa e significativa com esta variável.

Tabela 5. Resultado das correlações realizadas com os dados das informações sanitárias da bacia do rio Pomba no período seco entre coliformes e as variáveis abióticas OD, PT, CND, DOC, DBO, Cla e FEO (n=46). As legendas dos códigos estão na Tabelas 2 e 3 do item material e métodos.

Coliformes	OD	PT	CND	DOC	DBO	Cla	FEO
COLT	-0,388	0,374	0,361	0,372	0,318	-0,055	-0,084
$p < 0,05$	0,007	0,01	0,013	0,011	0,031	0,72	0,58
COLF	-0,490	0,369	0,459	0,368	0,409	0,149	0,154
$p < 0,05$	0,0005	0,01	0,0013	0,012	0,005	0,32	0,31

No período chuvoso, as variáveis CND, NT e DOC tiveram correlação significativa e positiva com COLF, e a variável TURB apresentou correlação positiva com COLT (Tabela 6).

Tabela 6. Resultado das correlações realizadas com os dados das informações sanitárias da bacia do rio Pomba no período chuvoso entre coliformes e as variáveis abióticas CND, OD, DBO, NT, DOC, DBO, FEO, TURB e Cla (n=21. As legendas dos códigos estão na Tabelas 2 e 3 do item material e métodos

Coliformes	CND	OD	DBO	NT	DOC	FEO	TURB	Cla
COLT	0,207	-0,099	0,332	0,393	0,409	-0,117	0,573	-0,219
p<0,05	0,369	0,671	0,141	0,078	0,066	0,615	0,007	0,340
COLF	0,523	-0,280	0,394	0,460	0,574	-0,153	0,432	-0,151
p<0,05	0,015	0,220	0,077	0,036	0,007	0,508	0,051	0,512

CONCLUSÃO

A qualidade das águas da bacia do rio Pomba apresentou correlação positiva e significativa com o oxigênio dissolvido, e correlação negativa e significativa com fósforo total, condutividade elétrica, carbono orgânico e demanda bioquímica de oxigênio, clorofila *a* e feofitina no período seco. Para o período chuvoso, pode-se substituir a clorofila *a* e feofitina pela variável turbidez.

Os pontos amostrais a jusante das cidades, estiveram com a qualidade comprometida. O rio Pomba, no terço final, ainda consegue em alguns trechos manter a condição da água dentro de um nível aceitável pela Resolução Conama 357.

Levando-se em conta o que foi observado, conclui-se que as águas da bacia do rio Pomba estão sendo impactadas negativamente pelos lançamentos de esgotos domésticos e industriais não tratados antes de alcançarem os cursos d'água. A falta de conservação e a inexpressiva cobertura vegetal piora ainda mais a situação na estação chuvosa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, C. B. M.; SANTOS, H. A.; POMPEU, P. S.; CALLISTO, M. Resultados do monitoramento biológico da qualidade das águas do rio das Velhas. In: MACHADO, A. T. G. M. et al. **Revitalização de Rios no Mundo: América, Europa e Ásia**. Belo Horizonte: Instituto Guaicuy, p. 47-58, 2010.

ALVES, R. I. D.; CARDOSO, O. D.; TONANI, K. A. D.; JULIAO, F. C.; TREVILATO, T. M. B; SEGURA-MUNOZ, S. I. Water quality of the Ribeirao Preto Stream, a watercourse under anthropogenic influence in the southeast of Brazil, **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 2, p.1151-1161, 2013.

ANA Agência Nacional de Águas. (Brasil). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013/**Agência Nacional de Águas**. Brasília: ANA, 2013. 432 p. :il.

ANA. Agência Nacional de Águas (Brasil). Implementação do enquadramento em bacias hidrográficas no Brasil; Sistema nacional de informações sobre recursos hídricos – SNIRH no Brasil: arquitetura computacional e sistêmica/**Agência Nacional de Águas**: Brasília, 2009. 145 p.: il. Cadernos de recursos hídricos: 6.

APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for examination of water and wastewater**. 22nd ed. Washington: American Public Health Association; 2012, 1360 pp.

ARAUJO, L. E.; SANTOS, M. J.; DUARTE, S. M.; OLIVEIRA, E. M. Impactos ambientais em bacias hidrográficas Caso da bacia do rio Paraíba. **Tecno-Lógica**, v. 13, n. 2, p. 109-115, 2009.

ASSAD, L. Cidades nascem abraçadas a seus rios, mas lhes viram as costas no crescimento. **Ciência e Cultura**, v. 65, n. 2, p. 06-09, 2013.

ATAZADEH, I.; SHARIFI, M.; KELLY, M. G. Evaluation of the trophic diatom index for assessing water quality in River Gharasou, western Iran. **Hydrobiologia**, v. 589, p. 165-173, Sep 2007.

AZIM, M. E.; VERDEGEM, M. C. J.; VAN DAM, A. A.; BEVERIDGE, M. C. M. **Periphyton and Aquatic Production**, Ed. Periphyton Ecology, Exploitation and Management, CABI Publishing, London, U.K., p. 1-14, 2005.

BARBOUR, M. T.; PAUL, M. J. Adding Value to Water Resource Management through Biological Assessment of Rivers. **Hydrobiologia**, v. 651, n. 1, p. 17-24, 2010.

BAYRAM, A.; ÖNsoy, H.; Bulut, V. N.; Akinci, G. Influences of urban wastewaters on the stream water quality: a case study from Gumushane Province, Turkey. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, n. 2, p. 1285-1303, Feb 2013.

BELLINGER, E. G.; SIGEE, D. C. **Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators**. Chichester: Wiley-Blackwell, 2010.

BIANCHI, T.S.; LAMBERT, C.; BIGGS, D.C. Distribution of chlorophyll a and phaeopigments in the Northwestern Gulf of Mexico: A comparison between fluorometric and high-performance liquid chromatography measurements. **Bulletin of Marine Science**. v. 56, n. 1, p. 25-32, 1995.

BIGGS, B. J.; KILROY, C. **Stream periphyton monitoring manual**. NIWA, 2000.

BRAGA, B. P.; FLECHA, R.; PENA, D. S.; KELMAN, J. Pacto federativo e gestão de águas. **Estudos Avançados**, v. 22, n.63, p. 17-42, 2008.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Alterada pela Resolução 410/2009 e 430/2011. DOU nº 053, de 18/03/2005, p. 58-63, Brasília, DF, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011. Complementa e altera a Resolução CONAMA n. 357, de 17 de março de 2005. DOU nº 92, de 16/05/2011, p. 89, Brasília, DF, 2011.

BRASIL. Resolução 91 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos. 2008. Disponível em <www.cnrh-srg.gov.br>. Acesso em: set. 2013.

- CABEZAS, A., GARCIA, M., GALLARDO, B., GONZALEZ, E., GONZALEZ-SANCHIS, M.; COMIN, F. A. The effect of anthropogenic disturbance on the hydrochemical characteristics of riparian wetlands at the Middle Ebro River (NE Spain). **Hydrobiologia**, v. 617, p. 101-116, jan. 2009.
- CARNEIRO, A. V.; CARVALHO, C.R.; SIQUEIRA, K. B.; HOTT, M. C. **O perfil da indústria de laticínios da Zona da Mata e Campos das Vertentes de Minas Gerais**. Juiz de Fora: Polo de Excelência do Leite. 2010.
- CARRELLA, C. E. Rio Tietê: São Paulo, Brasil. In: MACHADO, A.T.G.M. et al. **Revitalização de Rios no Mundo: América, Europa e Ásia**. Belo Horizonte: Instituto Guaicuy. p. 60-70, 2010.
- CARVALHO V. S.; MOREIRA. J. G. A.; MENDONÇA. E. S.; FONTES, M. P. F.; FERNANDES, R. B. A. Contaminação por Cu e Cr na sub-bacia do Rio Pomba, em Minas Gerais. **Revista Ceres** [online], 56 (Mayo-Junio), 2009.
- CARVALHO, C. F.; FERREIRA, A. L; STAPELFELDT, F. Qualidade das águas do ribeirão Ubá-MG. **Rem: Revista Escola de Minas**, v. 57, n. 3, p. 165-172, 2004.
- CARVALHO, G. L.; SIQUEIRA, E. Q.. Qualidade da Água do rio Meia Ponte no Perímetro Urbano do Município de Goiânia-Goiás. **REEC-Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, v. 2, n. 1, 2011.
- CETESB. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Organizadores: Carlos Jesus Brandão et al. São Paulo: CETESB; Brasília: 2011.
- COSTA, T. C. e PEDLOWSKI, M. A. Um estudo sobre os impactos do acidente ambiental da 'Cataguazes de Papel' sobre as comunidades de Pescadores do delta do rio Paraíba do Sul. In: **II Encontro da Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade**, 2004, Indaiatuba, v. 4. p. 1-14, 2004.
- COVAULT, J. A.; CRADDOCK, W. H.; ROMANS, B. W.; FILDANI, A.; GOSAI, M. Spatial and Temporal Variations in Landscape Evolution: Historic and Longer-Term Sediment Flux through Global Catchments. **Journal of Geology**, v. 121, n. 1, p. 35-56, 2013.
- CUNHA, D. G. F.; GRULL, D.; DAMATO, M.; BLUM, J. C.; EIGER, S.; LUTTI, J.I.; MANCUSO, P. S. Contiguous urban rivers should not be necessarily submitted to the same management plan: the case of Tiete and Pinheiros Rivers (São Paulo-Brazil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 83, n. 4, p. 1465-1479, 2011.
- DERISIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 4 ed. atual. São Paulo: Oficina de Textos, 2012. p.81.
- DU, J. QIAN, L.; RUI, H.; ZUO, T.; ZHENG, D.; XU, Y.; XU, C. Y. Assessing the effects of urbanization on annual runoff and flood events using an integrated hydrological modeling system for Qinhuai River basin, China. **Journal of Hydrology**, v. 464, p. 127-139, 2012.

- ESTEVEES, F. A. Principais cátions e ânions. *In*: ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 790p.
- FARAGE, J.; DE MATOS, A. T.; DA SILVA, D. D.; BORGES, A. C. Determination of trophic state index for phosphorus at different points of the river Pomba. **Engenharia na Agricultura**, v. 18, 2010.
- FU, G. T.; BUTLER, D.; KHU, S. T. The impact of new developments on river water quality from an integrated system modelling perspective, **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 4, p.1257-1267, 2009.
- GARCIAS, C. M.; AFONSO, J. A. C. Revitalização de rios urbanos. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 1, n. 1, p. 131-144, 2013.
- GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters**. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 1978.
- GONÇALVES, J. B.; ALMEIDA, J. R.; LINS, G. A. Uma análise crítica do acidente em Cataguases-MG, 2003. **Revista Ciências do Ambiente On-Line**, v. 3, n. 2, p. 9, 2007.
- GONCHARUK, V. V.; BAGRII, V. A.; MEL'NIK, L. A.; CHEBOTAREVA, R. D.; BASHTAN, S. Y. The Use of Redox Potential in Water Treatment Processes. **Journal of Water Chemistry and Technology**, v. 32, n. 1, p. 1–9, 2010.
- GORAYEB, A.; SOUZA, M. J. N.; DE FIGUEIRÊDO, M. C. B.; ARAÚJO, L. D. F. P.; QUÍMICA, E.; TROPICAL, E. A.; SILVA, E. V. Saneamento básico e impactos ambientais na bacia hidrográfica do rio Curu – Estado do Ceará – Brasil. **Scripta Nova** v. X, n. 208, 2006.
- GRIFFITH, M. B.; HILL, B. H.; MCCORMICK, F. H.; KAUFMANN, P. R.; HERLIHY, A. T.; SELLE, A. R. Comparative application of indices of biotic integrity based on periphyton, macroinvertebrates, and fish to southern Rocky Mountain streams. **Ecological Indicators**, v. 5, n. 2, p. 117-136, 2005.
- GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D.; ELESBON, A. A., RIBEIRO, C. B.; MATOS, A. T.; SOARES, J. H. Application of multivariate statistical analysis in the study of water quality in the Pomba River (MG). **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 5, p. 558-563, 2012.
- HAIR, J. F.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E. *Multivariate Data Analysis: A Global Perspective*. 7th ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2009. Print.
- IBGE. **Censo Demográfico 2010**, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2011.
- INMET, **Instituto Nacional de Meteorologia**. Brasília, 2013. Disponível em <http://www.inmet.gov.br/portal/>. Acesso em 2013.
- INMET, **Instituto Nacional de Meteorologia**. Normais Climatológicas 1977 a 2006. INMET. Brasília, 2012.
- INPE-**Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais**. Projeto Topodata: Banco de dados geomorfométricos do Brasil. Disponível em: <http://www.webmapit.com.br/inpe/topodata/>. Acesso em: 16 dez. 2012.

- JACOVINE, L. A. G.; CORRÊA, J. B. L.; SILVA, M. D.; VALVERDE, S. R.; FERNANDES FILHO, E. I.; COELHO, F. M. G.; PAIVA, H. D. Quantificação das áreas de preservação permanente e de reserva legal em propriedades da bacia do Rio Pomba-MG. **Revista Árvore**, v. 32, n. 2, p. 269-278, 2008.
- JONES, R. C. Application of a primary production model to epiphytic algae in a shallow eutrophic lake. **Ecology**, v. 65, p. 1895–1903. 1984.
- JORDÃO, C. P.; SILVA, A. C.; PEREIRA, J. L.; BRUNE, W. Contaminação por cromo de águas de rios proveniente de curtumes em Minas Gerais. **Quím. Nova** [online]. v. 22, n.1, p. 47-52, 1999.
- KARAER, F.; KUCUKBALLI, A. Monitoring of water quality and assessment of organic pollution load in the Nilufer Stream, Turkey, **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 114, p. 391-417, 2006.
- KHARE, Y. P.; MARTINEZ, C. J.; TOOR, G. S. Water quality and land use changes in the Alafia and Hillsborough river watersheds, Florida, USA. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 48, n. 6, p. 1276-1293, 2012.
- KÖCK-SCHULMEYER, M.; GINEBREDÁ, A., GONZÁLEZ, S.; CORTINA, J. L.; DE ALDA, M. L.; BARCELÓ, D. Analysis of the occurrence and risk assessment of polar pesticides in the Llobregat River Basin (NE Spain). **Chemosphere**, v. 86, n. 1, p. 8-16, 2012.
- KÖEPPEN, W. **Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra**. México Buenos Aires: Fondo de Cultura Económica, 1948.
- LATTIN, J.; CARROLL, D. J.; GREEN, P. E. **Análise de dados multivariados**. São Paulo: Cengage Learning, 2011.
- LEBLANC, M.; TWEED, S.; VAN DIJK, A.; TIMBAL, B. A review of historic and future hydrological changes in the Murray-Darling Basin. **Global and Planetary Change** 80-81:p. 226-246, 2012.
- MACHADO, P. J. O.; TORRES, F. T. P. **Introdução a hidrogeografia**. São Paulo: Cengage Learning, 2012.
- MACHADO, A. T. G. M.; LISBOA, A. H.; ALVES, C. B. M.; LOPES, D. A.; GOULART, E. M. A.; LITE, F. A.; POLIGNANO, M. V. **Revitalização de Rios no Mundo: América, Europa e Ásia**. Belo Horizonte: Instituto Guaicuy, 2010. 344p.: il.
- MOLISANI, M. M.; KJERFVE, B.; SILVA, A. P.; E LACERDA, L. D. Water discharge and sediment load to Sepetiba Bay from an anthropogenically-altered drainage basin, SE Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 331, n. 3, p. 425-433, 2006.
- MONTEIRO, T. R.; OLIVEIRA, L. G.; GODOY, B. S. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP à bacia do rio Meia Ponte-GO. **Oecologia brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 553-563, 2008.
- MONTUELLE, B.; DORIGO, U.; BERARD, A; VOLAT, B; BOUCHEZ, A; TLILI, A; GOUY, V. & PESCE, S.. The periphyton as a multimetric bioindicator for assessing the

impact of land use on rivers: an overview of the ArdiSres-Morcille experimental watershed (France). **Hydrobiologia**, v. 657, n. 1, p. 123-141, 2010.

MORIN, S.; DUONG, T. T.; DABRIN, A.; COYNEL, A.; HERLORY, O.; BAUDRIMONT, M.; COSTE, M. Long-term survey of heavy-metal pollution, biofilm contamination and diatom community structure in the Riou Mort watershed, South-West France. **Environmental Pollution**, v. 151, n. 3, p. 532-542, 2008.

MOSCHINI-CARLOS, V. Importância, estrutura e dinâmica da comunidade perifítica nos ecossistemas aquáticos continentais. **Perspectivas na Limnologia do Brasil**. São Luís: Gráfica e editora União, p. 198, 1999.

MOULTON, T. P.; SOUZA, M. L.; SILVEIRA, R. M. L.; KRSULOVIC, F. A. M.; SILVEIRA, M. P.; DE ASSIS, J. C. F.; FRANCISCHETTI, C. N. Patterns of periphyton are determined by cascading trophic relationships in two neotropical streams. **Marine and Freshwater Research**, v. 61, n. 1, p. 57-64, 2010.

NÉGREL, P.; ROY, S.; PETELET-GIRAUD, E.; MILLOT, R.; BRENOT, A. Long-term fluxes of dissolved and suspended matter in the Ebro River Basin (Spain) **Journal of Hydrology**, v. 342, p. 249-260, 2007.

NEWALL, P.; WALSH, C. J. Response of epilithic diatom assemblages to urbanization influences. **Hydrobiologia**, v. 532, n. 1-3, p. 53-67, 2005.

OLIVEIRA, L. M.; GICO, L. M.; S. M., DANTAS, A. A. C.; SILVA, B. B.; MACHADO, C. C.; GALVINCIO, J. D. Quantitative analysis of biophysical parameters of watershed by remote sensing, **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, n. 9, p. 1209-1217, 2012.

OVALLE, A. R. C.; SILVA, C. F.; REZENDE, C. E.; GATTS, C. E. N.; SUZUKI, M. S.; FIGUEIREDO, R. O. Long-term trends in hydrochemistry in the Paraíba do Sul River, southeastern Brazil, **Journal of Hydrology**, v. 481, n. 0, p. 191-203, 2013.

PARRA, R. R.; ROESER, H. M. P.; LEITE, M. G. P.; NALINI JR, H. A.; GUIMARÃES, A. T. A.; PEREIRA, J. C.; FRIESE, K. Influência Antrópica na Geoquímica de Água e Sedimentos do Rio Conceição, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais-Brasil. **Geochimica Brasiliensis**, v. 21, n. 1, 2012.

PAZ, A.; MORENO, P.; ROCHA, L.; CALLISTO, M. Efetividade de áreas protegidas (APs) na conservação da qualidade das águas e biodiversidade aquática em sub-bacias de referência no rio das Velhas (MG). **Neotropical Biology and Conservation**, v. 3, n. 3, p. 149-158, 2008.

PCJ. Comitês das bacias Hidrográfica dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá. **Plano das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá 2010 a 2020** – relatório síntese. 3ª ed. São Paulo: ArtPrinter Gráficos, 2012. 120 p.: il.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 43-60, 2008.

POTAPOVA, M.; CHARLES, D. F. Diatom Metrics for Monitoring Eutrophication in Rivers of the United States, **Ecological Indicators**, v. 7, n. 1, p. 48-70, 2007.

- PRADO, P. I.; LEWINSOHN, T. M.; CARMO, R. L. e HOGAN, D. J. Ordenação multivariada na ecologia e seu uso em ciências ambientais. **Ambiente & Sociedade** - Ano V - n. 10, 2002.
- RAN, L. S.; LU, X. X.; XIN, Z. B.; YANG, X. K. Cumulative sediment trapping by reservoirs in large river basins: A case study of the Yellow River basin. **Global and Planetary Change**, v. 100: p. 308-319, 2013.
- REIS, B. J.; BATISTA, G. T.; TARGA, M. S.; CATELANI, C. S. Influência das cavas de extração de areia no balanço hídrico do vale do Paraíba do Sul. **Rem: Rev. Esc. Minas** [online]. v. 59, n. 4, p. 391-396, 2006.
- RUAS, A. L. Avaliação das alterações da qualidade de águas tropicais decorrentes da instalação de barramentos para fins de geração de energia elétrica – estudo de caso do Rio Pomba. 287p. (Master Science). Escola de Engenharia da UFMG, UFMG, Belo Horizonte, 2006.
- SAAD, A. R.; SEMENSATTO JR, D. L.; AYRES, F. M.; OLIVEIRA, P. E. D. Índice de Qualidade da Água-IQA do Reservatório do Tanque Grande, Município de Guarulhos, Estado de São Paulo, Brasil: 1990-2006. **Revista Geociências-UnG**, v. 6, n. 1, p. 118-133, 2008.
- SARI, V.; POLETO, C.; CASTRO, N. M. R. Caracterização dos processos hidrossedimentológicos em bacias rurais e urbanas. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer - Goiânia**, v. 9, n. 16, 2013.
- SCHROLL, H.; CARSTEN L. P.; JESPERSEN, P. H. Indirect effects of esfenvalerate (insecticide) on the density of periphytic algae in artificial ponds. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 60, n. 5, p. 797-801, 1998.
- SHARP, J. H.; PELTZER, E. T. Measurement of dissolved organic carbon in natural waters. Procedures subgroup report. **Marine Chemistry**, v. 41 p. 37-49, 1993.
- SILVA, R. E. C.; MARGUERON, C. Estudo ambiental de uma pedreira de rocha ornamental no município de Santo Antônio de Pádua-Rio de Janeiro. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 25, p. 151-171, 2002.
- SCHOLTEN, C.; HONDA, N. S.; GATTI JR. P.; CARVALHO, F. A.; LOPES, G. L.; AMARAL A. L. Estudo de diferentes indicadores de poluição fecal nas águas do córrego Rico, manancial de abastecimento de cidade de Jaboticabal-SP. In: Congresso Brasileiro de Medicina Veterinária – CONBRAVET - 35; 2008, Gramado. **Anais...** Gramado UNESP, 19 de out. 2008. Disponível em <<http://www.sovergs.com.br/conbravet2008/anais/cd/resumos/R0696-1.pdf>>. Acesso em meio de 2014.
- SONNEMAN, J. A.; WALSH, C. J.; BREEN, P. F.; SHARPE, A. K. Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. II. Benthic diatom communities. **Freshwater Biology**, v. 46, n. 4, p. 553- 565, 2001.
- SOUZA Jr., D. I. A degradação da bacia do rio Paraíba do Sul. **Engenvista**, v. 3, n. 6, p. 99-105, 2004.

STEVENSON, R. J.; BENNETT, B. J.; JORDAN, D. N.; FRENCH, R. D. Phosphorus regulates stream injury by filamentous green algae, DO, and pH with thresholds in responses. **Hydrobiologia**, v. 695, n. 1, p. 25-42, 2012.

SURIYA, S.; MUDGAL, B. V. Impact of urbanization on flooding: The Thirusoolam sub watershed - A case study. **Journal of Hydrology**, v. 412, p. 210-219, Jan 2012.

SWAT. **Soil and Water Assessment Tool Version 2012**. NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G. ; KINIRY, J. R.; DRAFT, J. R. W. abr. 2012. Disponível em: <<http://swat.tamu.edu/>>. Acesso em: mai. 2013.

THEODORSSON-NORHEIM, E. Kruskal-Wallis test: BASIC computer program to perform nonparametric one-way analysis of variance and multiple comparisons on ranks of several independent samples. **Computer methods and programs in biomedicine**, v. 23, n. 1, p. 57-62, 1986.

TERNUS, R. Z.; SOUZA-FRANCO, G. M. D.; ANSELMINI, M. E. K.; MOCELLIN, D. J. C.; DAL MAGRO, J. Influence of urbanisation on water quality in the basin of the upper Uruguay River in western Santa Catarina, Brazil. **Acta Limnol. Bras.** [online]., v.23, n.2, p. 189-199, 2011.

VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Marine Chemistry**, v. 10, n. 2, p. 109-122. 1981.

VASCO, A. N.; BRITTO, F. B.; PEREIRA, A. P. S.; JÚNIOR, M.; VIEIRA, A.; GARCIA, C. A. B.; NOGUEIRA, L. C. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, v. 6, n. 1, p. 118-130, 2011.

VIS, C. HUDON, C.; CATTANEO, A.; PINEL-ALLOUL, B. Periphyton as an indicator of water quality in the St. Lawrence River (Quebec, Canada). **Environmental Pollution**, v. 101, n. 1, p. 13-24, 1998.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. DESA/UFGM, 2007.

WASIGE, J. E.; GROEN, T. A.; SMALING, E.; JETTEN, V. Monitoring basin-scale land cover changes in Kagera Basin of Lake Victoria using ancillary data and remote sensing. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 21, p. 32-42, 2013.

ZEILHOFER, P.; LIMA, E.; LIMA, G. A. R. Spatial patterns of water quality in the Cuiaba River Basin, Central Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 123, n. 1-3, p. 41-62, 2006.

ZIMMERMANN, C. M.; GUIMARÃES, O. M.; PERALTA-ZAMORA, P. G. Avaliação da qualidade do corpo hídrico do rio Tibagi na região de Ponta Grossa utilizando análise de componentes principais (ACP). **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1727-1732, 2008.

CAPÍTULO 2

CENÁRIOS DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO DA BACIA DO RIO POMBA (MG) COM ÊNFASE EM IMPACTOS AMBIENTAIS NOS RECURSOS HÍDRICOS*

RESUMO

A qualidade das águas de uma bacia hidrográfica pode ser alterada por diversos impactos modificadores do meio ambiente. Com o objetivo de determinar como o uso e a ocupação do solo ao longo da bacia do rio Pomba modificam a qualidade das águas, as classes de uso do solo (n = 10), em áreas de drenagem a montante dos pontos amostrais (n = 21), foram ordenadas pela análise dos componentes principais (ACP), juntamente com os resultados das análises físicas, químicas e biológicas das amostras de água coletadas nos períodos seco e chuvoso. Houve distinção dos pontos amostrais nas diferentes estações, por influência principalmente da turbidez. No período chuvoso, a concentração de oxigênio dissolvido foi mais elevada, porém também ocorreu maior densidade de coliformes nos pontos amostrais associados a áreas de pastagem. Os pontos amostrais com maior condutividade elétrica, elevada demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e maior concentração de carbono orgânico dissolvido foram correlacionados com áreas urbanizadas. As concentrações de feofitina foram maiores no período seco quando os pontos amostrais foram associados a áreas de drenagem com maior cobertura florestal. A falta de tratamento de efluentes industriais e esgotos domésticos, a baixa cobertura florestal e a predominância de pastagens degradadas foram os maiores responsáveis pelos impactos negativos na qualidade das águas da bacia do rio Pomba.

Palavras-chave: Bacia hidrográfica, estudo da paisagem, sensoriamento remoto, qualidade da água.

* Artigo a ser submetido nos Anais da Academia Brasileira de Ciências. Qualis A2 na área de Ciências Ambientais.

ABSTRACT

LAND USE SCENARIO IN THE POMBA RIVER BASIN (MG) FOCUSING ON THE ENVIRONMENTAL IMPACTS ON WATER RESOURCES

The water quality of a river basin may be changed by a number of impacts that modify the environment. Aiming to determine how the land uses along the Pomba river basin modify the water quality, types of land use ($n = 10$), in drainage areas upstream of the sampling points ($n = 21$), were ordered using the principal component analysis (PCA), together with the results of the physical, chemical, and biological analyses of water samples collected in the dry and rainy seasons. The sampling points were distinct in both seasons mainly due to turbidity. In the rainy season, the concentration of dissolved oxygen was higher, but higher coliform density was also registered in the sampling points associated with areas of pasture. The sampling points presenting higher electrical conductivity, high biochemical oxygen demand (BOD), and higher concentration of dissolved organic carbon were correlated with urban areas. Pheophytin *a* concentrations were higher in the dry season when the sampling points were associated with drainage areas presenting more forest cover. Lack of industrial effluent and domestic sewage treatment, low forest cover, and predominance of degraded pastures were the main factors responsible for the negative impacts on water quality in the Pomba river basin.

Keywords: Basin, landscape study, remote sensing, water quality.

INTRODUÇÃO

Conhecer a qualidade dos cursos de água de uma bacia hidrográfica é importante para compreender as condições da bacia como um todo (QUEIROZ et al., 2010). Embora a qualidade da água de um rio possa ser modificada em função da geologia, do clima, do solo e da cobertura vegetal, os efeitos e impactos promovidos pelo uso do solo tem destaque maior. Nesse sentido, para melhor entendimento dos diferentes processos presentes em uma bacia hidrográfica, são necessários estudos de uso e ocupação do solo que complementam as informações sobre as causas das mudanças físicas, químicas e biológicas que ocorrem em uma bacia hidrográfica.

A bacia hidrográfica do rio Pomba faz parte do bioma Mata Atlântica, o mais ameaçado do Brasil, pois restam somente 7% de remanescente florestal (ATLÂNTICA, 2013). As alterações da paisagem na bacia do rio Pomba advêm do processo de colonização da região iniciado no século XVII, quando as migrações promoveram mudanças nos cenários ambientais de acordo com interesses socioeconômicos de cada ciclo instaurado (CARVALHO, 2008), que vão desde o ciclo do ouro, passando pelo cultivo do café e culminando na criação extensiva de gado leiteiro. Atualmente o rio Pomba e seus afluentes são acometidos por diversos impactos ambientais.

Um dos impactos está relacionado à reduzida cobertura florestal associado ao intenso uso do solo para pastejo, que ocupa até áreas de preservação (JACOVINE, et al., 2012) e margens dos cursos d'água (FARAGE, 2009).

Observa-se na bacia do rio Pomba a inexistência de tratamento de esgotos domésticos que são lançados nos cursos d'água agravando a situação. A autorização ambiental de funcionamento (AFF) para implantação de estações de tratamento de esgotos (ETEs) nos municípios com menos de 20.000 habitantes foi de apenas 18% em 2012 (FEAM, 2013a). Entre as oito maiores cidades da bacia, nenhuma tem licença operacional para ETEs e estão entre os municípios em que o índice de coleta de esgoto é menor que 70%. Estes dados apresentam a pouca atenção dada às questões de saneamento.

A maioria das indústrias instaladas na bacia do rio Pomba não trata nem destina adequadamente os efluentes gerados (CARVALHO et al., 2004; BRAGA et al., 2008, FARAGE, 2009; SANTOS et al., 2010). Acidentes com resíduos e produtos químicos também ocorrem na bacia. Em 2003, o rompimento de um depósito de resíduos tóxicos de uma indústria de papel, em Cataguases-MG, causou sérios prejuízos ambientais (ARAÚJO, 2003; GONÇALVES et al., 2007; HUGUENIN, 2010).

Os exemplos acima indicam algumas das alterações na paisagem da bacia em função do uso e ocupação do solo. Em tempos de mudanças globais, é evidente a necessidade de medidas eficazes de redução dos impactos e de adaptação às novas condições ambientais (BATISTELLA et al., 2008). No entanto, para promover mudanças, é necessário entender a dinâmica da bacia hidrográfica, como o uso do solo altera esta dinâmica e quais são os principais agentes promotores dos impactos ambientais.

Em Minas Gerais, outras bacias estão com a qualidade das águas comprometidas. A bacia do rio Muriaé apresentou elevada densidade de coliformes em alguns trechos a jusante de áreas urbanizadas (GAMA et al., 2010); o rio Piabanha encontra-se poluído com lançamentos de efluentes domésticos e rejeitos industriais (CESAR et al., 2012); e o rio Conceição está impactado com sedimentos e metais pesados provenientes da mineração e poluição relacionada a atividades antrópicas (PARRA et al., 2012).

Porém alguns casos de revitalização podem servir de exemplo. O rio das Velhas estava com a qualidade da água com sérias implicações ambientais associadas a falta de saneamento básico na região metropolitana de Belo Horizonte (NONATO et al., 2007). O projeto Manuelzão, que envolve a UFMG, o poder público e a população visa a recuperação do rio das Velhas e o controle da qualidade da água. Nos últimos 10 anos houve melhorias na qualidade da água, promovendo o retorno de peixes que haviam desaparecidos em alguns trechos mais poluídos e aumento na diversidade de insetos bentônicos bioindicadores. Esse fato se deve principalmente a construção de uma Estação de Tratamento de Esgotos no ribeirão Arrudas, afluente do rio das Velhas que diminuiu parcialmente a carga poluidora da região metropolitana (ALVES et al., 2010).

Como a bacia do rio Pomba passou por um processo de ocupação desordenado, nos dias atuais os efeitos ambientais da descaracterização são notórios, e os contrastes da paisagem permeiam áreas rurais e urbanizadas. Diante da situação, ergue-se a questão sobre como o uso do solo interage com os cursos d'água afetando a qualidade das águas da bacia do rio Pomba. Para responder esta questão, pretende-se uma investigação dos componentes da paisagem e das características limnológicas para averiguar a situação atual dos impactos na bacia hidrográfica do rio Pomba, objetivando avaliar a correlação dos usos da terra com os padrões de qualidade da água desta bacia.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo e frequência amostral

A bacia hidrográfica do rio Pomba (Figura 1) está inserida na bacia do rio Paraíba do Sul, que pertence à região hidrográfica do Atlântico Sudeste. O rio Pomba tem a nascente à 1.182 m de altitude na Serra da Mantiqueira (Santa Barbara do Tugúrio-MG) e após 324 km, alcança a foz no rio Paraíba do Sul (Aperibé-RJ). Com área de drenagem de 8.544 km², a bacia abrange 34 municípios do estado de Minas Gerais e três, municípios do estado do Rio de Janeiro. O clima da bacia na região próxima à nascente é o Cwb (tropical de altitude), e no restante da bacia é o Aw (tropical quente e úmido) com verão chuvoso e inverno seco. As temperaturas médias variam de 15 a 26 °C e a precipitação vai de 1.200 mm (região da foz) a 1.333 mm (região da nascente) (INMET, 2012).

Os pontos amostrais das águas foram realizadas no período seco (n=21) e nos mesmos locais no período chuvoso (n=21). A divisão dos pontos amostrais em estações seca e chuvosa foi adotada conforme indicação de Clinton e Vose (2006). Alguns pontos amostrais foram localizados a montante e a jusante de áreas mais impactadas.

Análise da paisagem

A delimitação da bacia do rio Pomba, da rede de drenagem da bacia e da área de drenagem a montante dos pontos amostrais foi realizada no software ArcSwat, com base em imagens SRTM (Shuttle Radar Topography Mission), com resolução espacial de 30 m, obtidas do projeto Topodata (INPE, 2012).

O mapa de uso e cobertura da terra foi realizado com base em imagens do satélite LandSat 8, orbitas-pontos 217-75 e 216-75 do mês de agosto de 2013 (USGS, 2013). Adotou-se a composição de bandas RGB-654 correspondentes, respectivamente, às faixas espectrais do visível (região do vermelho), infravermelho próximo e infravermelho médio. Após fusionada com a banda pancromática-PAN (B8), gerou a imagem com resolução espacial de 15 m. O objetivo da fusão foi obter ganho na interpretabilidade e na classificação da imagem resultante.

As imagens foram segmentadas e pré-classificadas usando o algoritmo do software SPRING com 20 de similaridade e 80 pixels de área (NASCIMENTO 1997; INPE, 2002). Para segmentar usou-se o método de crescimento de regiões, que subdividiu a imagem em regiões homogêneas, considerando algumas características intrínsecas, que melhor representam as feições da cena, como o nível de cinza dos pixels e a textura (OLIVEIRA et

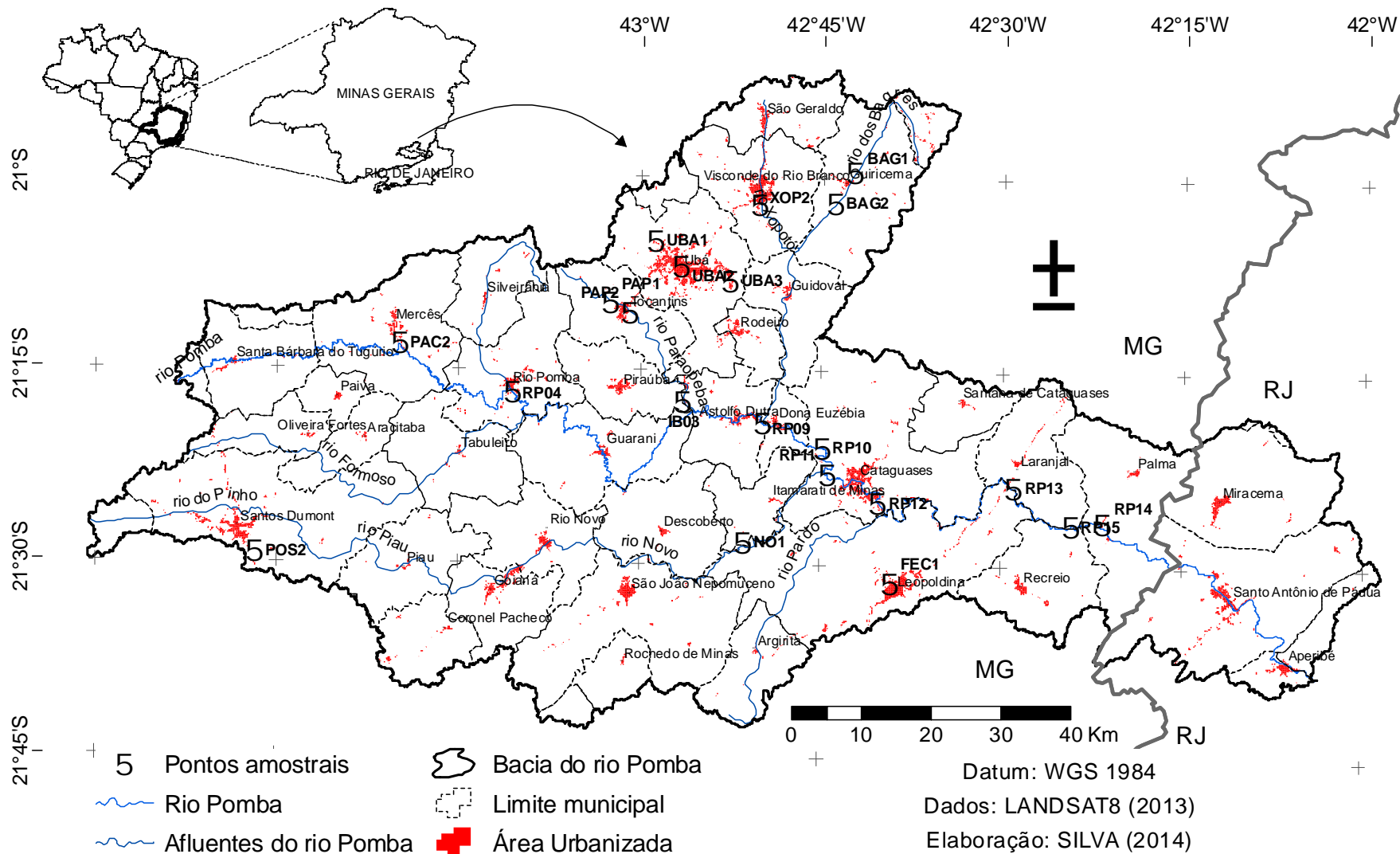


Figura 1. Bacia do rio Pomba, principais afluentes, sedes e limites municipais e área urbanizada Dados (IGBE, 2011). Elaborado pelo autor.

al., 2003). Posteriormente realizou-se classificação supervisionada de acordo com a chave de uso do solo proposta pelo IBGE (2013).

As etapas realizadas neste estudo demandaram os softwares SPRING do INPE (SPRING, 1996) e ArcGIS (ESRI, 2013), sendo necessário ativar no último a extensão ArcSWAT2012.10_0.14 (SWAT, 2012) (Soil and Water Assessment Tool).

Para determinar a frequência de cada classe de uso e ocupação do solo a montante dos pontos amostrais (n=21), a área de drenagem desses pontos foi recortada da imagem já classificada de toda a bacia. Uma nova imagem foi gerada para cada ponto amostral e a respectiva área de drenagem reclassificada. O tamanho da área (km²) bem como a frequência das classes de uso, recalculadas.

As classes de uso do solo foram agrupadas pelo potencial de causar impacto negativos sobre o ecossistema aquático. O agrupamento das classes não foi usado na análise estatística a ser individualizada pelas classes de uso (Quadro 1) e pelo tamanho das áreas de drenagem.

Quadro 1. Classes de uso e ocupação do solo agrupadas pelo potencial de alterar a qualidade da água

Classe de uso do solo	Códigos*	Impacto negativo	Características Adaptado de Chaves e Santos (2009).
Florestal Corpos d'água Campestre	FLOR AGUA CAMP	Baixo	Sem ou pouca modificação da condição natural caracterizando baixo uso e ocupação do solo.
Pastagem	PAST	Médio	Sem práticas conservacionistas, alta lotação no pastejo, terrenos montanhosos, aumenta o escoamento superficial no período chuvoso.
Lavoura permanente Silvicultura Lavoura temporária	LAVP SILV LAVT	Médio a alto	Manejo inadequado do solo, sem práticas de conservação em áreas com alta declividade.
Mineração Solo desprotegido	MIN DESP	Alto	Áreas com muita modificação da condição inicial de uso
Área urbanizada	URB	Muito alto	Condição original muito modificada pela presença humana com edificações, áreas degradadas e impermeabilidade do solo.

* Códigos para compor a ACP.

Variáveis limnológicas

As variáveis limnológicas avaliadas foram pH, temperatura da água (TEMP), condutividade elétrica (CND), oxigênio dissolvido (OD) e sólidos totais dissolvidos (TDS), aferidas *in loco* com a sonda Multiparâmetro Hanna HI9828. A turbidez (TURB) foi aferida com turbidímetro Hanna HI98703.

A DBO e a DQO foram analisadas segundo os métodos da APHA (2012). As análises de nitrogênio total-NT, nitrito-NI, nitrato-NA e fósforo total-PT, foram realizadas por meio de espectrofotômetro Biospectro SP-220 de acordo com os métodos de Golterman et al. (1978) e Valderrama (1981). Para análise do carbono orgânico dissolvido (DOC), foi utilizado o método de Sharp et al. (1993) e o analisador de carbono orgânico dissolvido Shimadzu TOC-5000.

Análises biológicas

A análise de coliformes totais (COLT) e termotolerantes (COLF) foram realizadas de acordo com APHA (2012). Para estimar a biomassa ficoperifítica foi efetuada a raspagem de 25 cm² de epixílon. As amostras foram mantidas em frasco ambar sob refrigeração. Após a filtração, os filtros congelados, mantidos dobrados sob a proteção de papel alumínio. A clorofila *a* (Cla) e a feofitina (FEO) foram extraídas com acetona e analisadas de acordo com o método de Golterman et al. (1978) no espectrofotômetro Biospectro SP-220.

Análise estatística dos dados

A diferença significativa entre o período seco e chuvoso foi analisado pelo teste de Kruskal Wallis ($p < 0,05$) (THEODORSSON-NORHEIM, 1986). As variáveis limnológicas ($n=18$) e a frequência de uso e ocupação de cada classe ($n=10$) para os 21 pontos amostrais foram analisadas pelo método estatístico multivariado da Análise dos Componentes Principais (ACP) (LATTIN et al., 2011). Todos os dados, exceto pH e a frequência da classe de uso do solo, foram previamente log-transformados [$\log(n+1)$] para a realização da ACP, utilizando o software PC-ORD versão 5.15.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As variáveis limnológicas analisadas nos pontos amostrais (Tabela 1) que apresentaram diferença significativa entre o período seco e chuvoso pelo ($p < 0,05$) foram SECC, TEMP, CND, TURB, TDS, PT, DBO, NT, NA, NI, Cla, FEO e OG.

As classes predominantes de uso do solo da bacia do rio Pomba foram pastagem, com 63,9% da área, e florestal, com 16,9% da ocupação de toda a bacia (37 municípios) (Figura 2). Resultado semelhante foi apresentado por Farage (2010) que detectou 15,63% de cobertura florestal ao analisar a cobertura do uso do solo sobre o canal do rio Pomba em sete municípios banhados pelo rio.

Tabela 1. Variáveis limnológicas dos pontos amostrais da bacia do rio Pomba no período seco de 2012 (n=21) e chuvoso de 2013 (n=21). Mín: valor mínimo, Máx: valor máximo, CV: coeficiente de variação (%)

Variáveis	Código	Seca			Chuva		
		Mín-Máx	Mediana	CV	Mín-Máx	Mediana	CV
Secchi (m)	SECC	0,29-2,0	0,55	67,9	0,01-0,7	0,18	86,4
Temperatura (°C)	TEMP	20-28,7	23,9	6,7	23-31,51	26,16	7,9
pH	pH	6,49-8,2	7,22	6,1	5,9-8,1	7,10	7,4
Condutividade elétrica ($\mu\text{V}\cdot\text{cm}^{-1}$)	CND	38-328	52	83,8	28-214	46	70,2
Turbidez (NTU)	TURB	3,1-63,4	8,57	96,8	10,8-595	86,5	95,3
Oxigênio dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	OD	0-8,12	7,3	51,6	0,44-8,81	7,1	32,0
Sólidos totais dissolvidos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	TDS	19-153	27	79,3	14-107	23	69,7
Fósforo total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	PT	0,07-4,3	0,39	122	0,018-4,26	0,31	164
DQO ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	DQO	6,3-247,5	65,5	80,6	7,76-170,8	62,1	64,4
DBO ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	DBO	1,4-96,3	6,94	123	0,141-49,5	2,49	190
Nitrogênio total ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	NT	0,05-2,93	0,65	98,6	0,032-0,74	0,15	90
Nitrato ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	NA	0,03-3,58	0,32	155	0,019-0,25	0,04	85,7
Nitrito ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	NI	0,01-0,51	0,08	100	0,0047-0,05	0,02	50
Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$)	Cla	0,05-2,74	0,39	93,1	0,017-2,57	0,2	165
Feofitina ($\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$)	FEO	0,11-3,17	1,07	67,8	0,0029-1,24	0,18	117
Óleos e graxas ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	OG	4,92-1124	46	191	8,5-180,6	26	109
Cloretos ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	CLOR	3,67-66,3	13,4	88,6	2,4-32,6	9,5	61,5
Carbono orgânico dissolvido ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	DOC	1,07-31,1	1,97	155	0,93-7,5	2,75	47,7

Na bacia do rio Pomba as áreas de drenagem estimadas, a montante dos pontos amostrais (n=21), apresentaram ampla variação de tamanho (Tabela 2).

Tabela 2. Área de drenagem a montante dos pontos amostrais e a percentagem das classes de uso e ocupação descritas no Quadro 1

Legenda	AREA (km^2)	(%) de uso e ocupação do solo									
		FLOR	AGUA	CAMP	PAST	LAVP	SILV	LAVT	MIN	DESP	URB
PAC2	438,9	17,38	0,060	6,33	63,38	1,85	4,20	5,47	0,06	0,24	1,02
RP04	948,0	17,53	0,165	5,57	63,35	0,90	3,93	6,90	0,04	0,52	1,11
IB03	413,1	18,13	0,195	4,46	53,87	2,65	4,05	14,16	0,08	0,43	1,97
PAP1	68,1	19,79	-	6,19	59,47	0,40	1,25	12,70	-	0,12	0,08
PAP2	107,5	19,22	0,046	6,11	55,72	2,22	2,02	11,43	0,02	0,32	2,90
POS2	43,5	17,90	-	2,17	54,49	-	7,81	2,46	-	-	15,17
RP09	3663,5	15,54	0,339	5,27	63,75	1,59	2,88	7,99	0,05	0,47	2,12
NO01	1792,8	19,89	0,520	6,62	61,98	0,88	2,75	5,43	0,14	0,19	1,59
UBA1	61,6	19,86	-	3,98	64,69	0,12	1,78	8,25	0,51	0,40	0,41
UBA2	101,8	19,37	0,025	5,08	55,44	0,07	1,68	6,74	0,46	1,09	10,03
UBA3	240,6	18,01	0,086	5,15	54,61	0,54	2,08	7,95	0,20	1,31	10,08
XOP2	170,8	7,04	0,161	8,83	66,82	1,41	2,59	5,99	0,11	0,06	6,96
BAG1	154,7	12,27	0,133	5,56	60,54	13,10	0,42	6,39	-	0,16	1,44
BAG2	263,4	10,10	0,087	6,04	66,86	8,42	0,72	6,33	-	0,09	1,35
RP10	3708,2	15,51	0,352	5,24	63,56	1,61	2,82	8,24	0,05	0,47	2,14
RP11	5814,9	17,22	0,423	5,69	63,00	1,32	2,74	7,29	0,09	0,36	1,87
RP12	6027,5	17,25	0,426	5,63	63,04	1,27	2,72	7,21	0,08	0,37	2,00
FEC1	17,9	7,98	-	6,96	53,36	-	-	1,59	-	0,00	30,11
RP13	7018,4	17,44	0,435	5,81	62,87	1,10	2,75	7,16	0,07	0,39	1,98
RP14	7326,4	17,54	0,499	5,74	62,90	1,06	2,72	7,14	0,07	0,38	1,91
RP15	7115,8	17,36	0,503	5,78	62,95	1,08	2,74	7,14	0,07	0,39	1,95

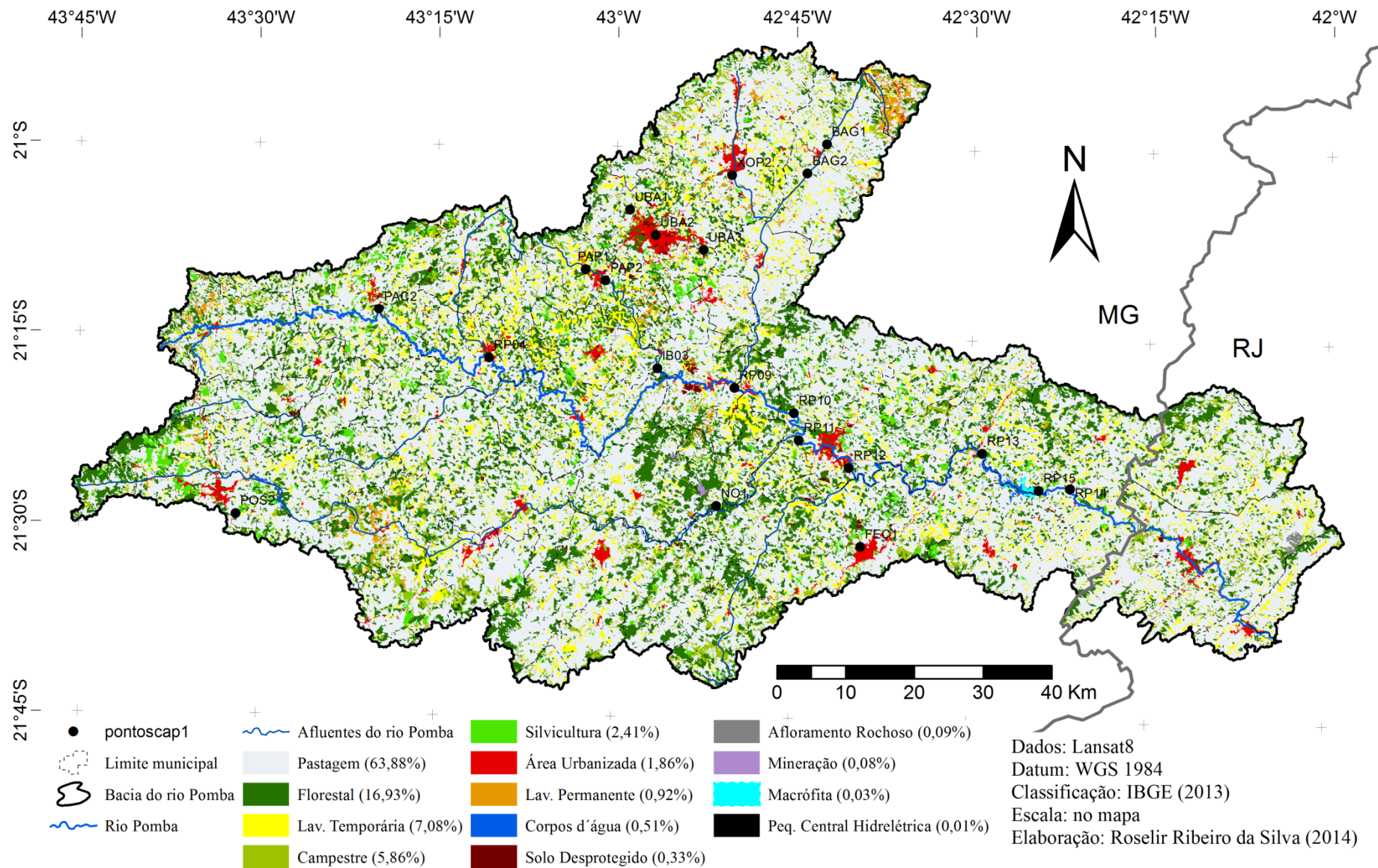


Figura 2. Bacia do rio Pomba com o rio principal, afluentes, pontos amostrais de coleta de água (n=46), limite municipal, uso e ocupação do solo (período seco de 2013) utilizando a classificação de uso do solo do IBGE (2013).

A baixa frequência de cobertura florestal (Tabela 2) foi registrada nas áreas a montante dos pontos amostrais: XOP2 (Visconde do Rio Branco-MG), FEC1 (Leopoldina-MG) e BAG2 (Guiricema-MG), com valores abaixo da média da bacia (Figura 2). As áreas de drenagem com remanescentes de floresta acima da média da bacia foram: NO01 (Itamarati de Minas-MG), que está no centro de bacia, onde há vários fragmentos florestais com áreas superiores a 100 hectares, UBA1 (Ubá-MG) e PAP1 (Tocantins-MG), também com área de remanescentes acima da média da bacia, foram registrados em regiões a montante de áreas urbanizadas e próximas de áreas com maiores altitudes, onde os remanescentes florestais estiveram um pouco mais preservados. A maior parte da bacia do rio Pomba, principalmente na sub-bacia do rio Xopotó (pontos amostrais XOP2, BAG1 e BAG2), apresentam poucas áreas com remanescente da Mata Atlântica e com inexpressiva extensão de vegetação secundária. Entre os impactos negativos deste cenário incluem a erosão do solo e a diminuição da quantidade de água disponível, que no período seco já se tornou crítica em algumas regiões (COPPETEC, 2006).

A completa supressão da mata ciliar da bacia ocorre ao longo do rio Pomba e dos afluentes, tanto em regiões industrializadas e urbanizadas, como naquelas onde predominaram áreas de pastagem, constatação observada também por Vieira e Rodrigues (2010) nos afluentes do rio Paraíba do Sul. O baixo índice de cobertura vegetal existente atualmente na bacia do rio Pomba (Figura 2) está relacionado com a ocupação histórica do ciclo do ouro em Minas Gerais. Com o declínio da exploração aurífera, a região da bacia do rio Pomba especializou-se no cultivo do café (FAUSTO, 2006), que não poupou nem mesmo as regiões das nascentes (CASTRO et al., 2012), e culminou com a criação extensiva de gado leiteiro, quando a pastagem avançou, inclusive, sobre as áreas de preservação permanentes (JACOVINE et al., 2008).

As áreas de drenagem a montante dos pontos de coleta de água que se apresentaram mais urbanizadas (Figura 2 e Tabela 2) foram: FEC1 (Leopoldina-MG), POS2 (Santos Dumont-MG), UBA3 e UBA2 (Ubá-MG), XOP2 (Visconde do Rio Branco-MG) e PAP2 (Tocantins-MG). A comparação dos pontos amostrais entre o período seco e chuvoso resultaram em maiores densidades de coliformes termotolerantes (COLF) a jusante de áreas urbanizadas (Figura 3).

Os resultados apresentados foram decorrentes da ausência de tratamento de esgotos domésticos no período seco (Figura 3A). No período chuvoso a ausência de tratamento de esgotos, mais o escoamento superficial, que carrou resíduos fecais das áreas de pastagens para os rios, aumentaram a contagem de coliformes termotolerantes (COLF) nas águas

(Figura 3B). No geral, estiveram com densidades além do limite legal para COLF em 71,5% dos pontos amostrais do período chuvoso e em 28,6% no período seco, considerando rios classe 2 (BRASIL, 2005). As concentrações de DBO e DOC também foram mais elevadas a jusante das áreas urbanizadas nos dois períodos de coleta.

A influência da urbanização sobre a qualidade da água foi descrita por Cunha et al. (2011) onde os rios Tietê e Pinheiros (São Paulo-SP) estiveram extremamente impactados por efluentes domésticos, industriais e poluição difusa. Schneider et al. (2011) estudaram o rio Pirapó e seus afluentes localizados no estado do Paraná e concluíram que a presença humana impacta mais o ambiente aquático do que a atividade agrícola. Para Silva et al. (2012) a influência das áreas urbanas e pastagens sobre as alterações da composição química da água é maior do que em áreas de florestas e savanas. A bacia do rio Pomba apresentou informação da paisagem e qualidade da água com características melhores que os rios Tietê e Pinheiro e semelhantes as do rio Pirapó que também se torna mais impactado a jusante da área urbana.

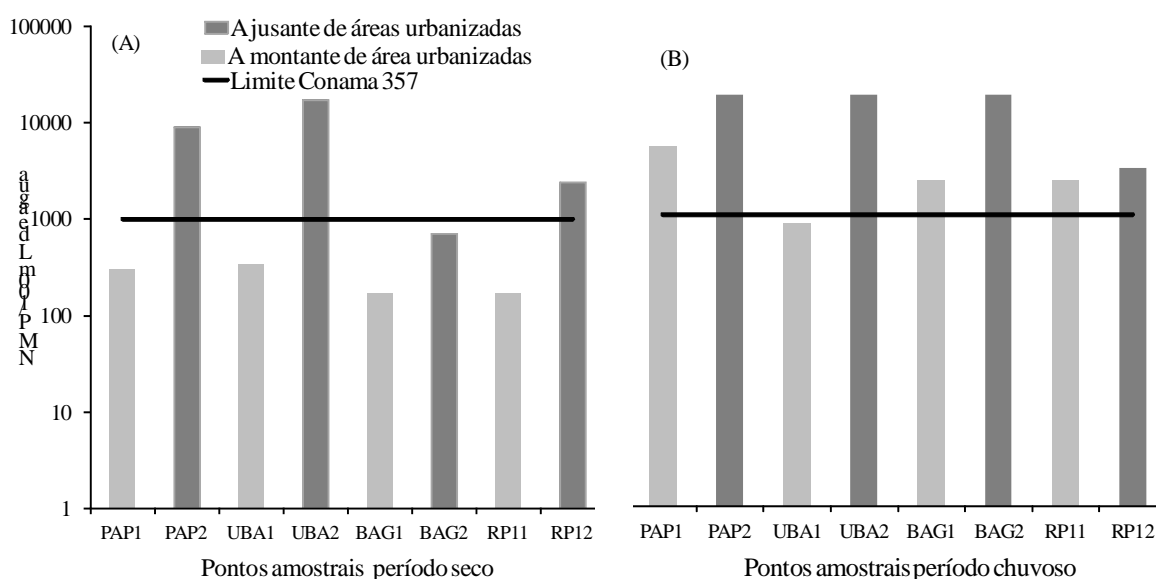


Figura 3. Coliformes termotolerantes (NMP/100 mL) a montante e a jusante de áreas mais urbanizadas na bacia do rio Pomba, comparando (A) o período seco e (B) período chuvoso de amostragem

As áreas ocupadas por mineração (Tabela 2), em percentual, foram: UBA1, UBA2 e UBA3 (Ubá-MG), cujo predomínio foi de pedreira para a extração de brita. Em Itamarati de Minas-MG, a montante do ponto amostral NO01, estiveram localizadas sete empresas mineradoras que, junto com as de Descoberto e Oliveira Fortes-MG, somaram 14 empresas instaladas na bacia.

Apesar da mineração ocupar somente 683 hectares na bacia, 0,08% da área (Figura 2), os impactos no meio ambiente promovidos pela atividade já foram registrados. Acidentes com rompimentos de depósitos são comuns em áreas de mineração (AMDA, 2007). Entre os impactos na paisagem estão as alterações da cobertura do solo promovidas pela cavas de extração (REIS et al., 2006) e os depósitos (lagoas) formados a partir da lavagem do minério, com riscos de rompimento. Os resíduos mais gerados na atividade de mineração são: óleo usado (34,5%), sanitários formado pelo lodo de ETE e sistema separador água e óleo (25,9%) e restos de alimentos (12,5%) (FEAM, 2013b).

O solo desprotegido somou 0,33% da área da bacia, e foi pouco expressivo nos impactos da qualidade da água. O mesmo ocorreu com afloramento rochoso (0,09%) e lavoura permanente, com 0,92% da área ocupada. Entre as áreas com maior concentração de lavoura permanente está o plantio de café (Ervália-MG) e o cultivo de frutíferas (Visconde do Rio Branco-MG). A estimativa de lavoura temporária (7,08% da área da bacia) pode não representar a realidade da bacia, pois a imagem do satélite foi obtida em agosto de 2013, período com pouca área plantada devido a estiagem, ficando esta classe mais representada por pastagem cultivada (Capim) com distribuição em toda a bacia e cultivos de ornamentais e mudas frutíferas (Dona Euzébia-MG).

Na análise dos componentes principais (ACP), pode-se observar a dinâmica da bacia hidrográfica, onde foram selecionadas as principais variáveis que determinaram a qualidade das águas no período seco e chuvoso, ao mesmo tempo que se definiu quais classes de uso e ocupação do solo interferiram nesta qualidade (Tabela 3 e Figura 4).

Os escores derivados da ACP aplicada aos dados limnológicos e aos dados de uso do solo indicaram que os períodos de seca (setembro de 2013) apresentaram características distintas das aferidas no período chuvoso (março de 2012). Os dois primeiros eixos da ACP explicaram 66,3% da variância (Figura 4).

O primeiro eixo contribuiu com 47,5% da variância e está associado com os pontos amostrais do período seco e chuvoso, com elevada CND e DOC, e baixo OD. Os mesmos pontos amostrais estão correlacionados com as áreas de drenagem mais urbanizadas (Figuras 2 e 4, Tabela 3). A contribuição intermediária do eixo 1 está relacionada a elevados valores de DBO e menor tamanho das áreas de drenagem a montante dos pontos amostrais (AREA).

Tabela 3. Correlação das variáveis limnológicas (n=18) e frequências das classes de uso do solo (n=10) em áreas a montante dos pontos amostrais (n=21) da bacia do rio Pomba no período de seca e chuva com os dois primeiros eixos. Em negrito estão os coeficientes considerados significativos para a formação dos componentes

Variáveis Limnológicas	Eixo 1	Eixo 2
CND	-0,4310	-0,0447
URB	-0,4038	0,0943
OD	0,4016	0,0621
DOC	-0,4012	0,2055
DBO	-0,3475	-0,2415
AREA	0,3001	-0,0111
PAST	0,2687	0,1961
TURB	-0,0219	0,6144
FEO	-0,0497	-0,5877
FLOR	0,2072	-0,3510
% total da variância	47,5	18,8
% acumulada da variância	47,5	66,3

Legenda: CND-Conductividade elétrica, URB-Área urbanizada, OD-Oxigênio dissolvido, DOC-Carbono Orgânico Dissolvido, AREA-tamanho da área de drenagem a montante dos pontos amostrais, PAST-Pastagem, TURB-Turbidez, FEO-Feofitina, FLOR-Florestal.

Entre os pontos amostrais mais relacionados com elevada CND e DOC e baixo OD (esquerda da Figura 4) destaca-se o FEC1 (Leopoldina-MG), XOP2 (Visconde do Rio Branco), UBA2 e UBA3 (Ubá-MG), POS2 (Santos Dumont-MG) e PAP2 (Tocantins-MG) no período seco. No período chuvoso, os mesmos pontos estão associados com elevada CND e DOC, e baixo OD, com a diferença que XOP2c, UBA3c e PAP2c tiveram influência da elevada turbidez (TURB) que aumentou nesse período. Todos esses pontos amostrais estão a jusante das áreas urbanizadas (Figuras 4). Em oposição (lado direito da Figura 4) ficaram os pontos amostrais do período seco e chuvoso com menores valores de CND, URB e DOC e com maior OD na água.

Ao avaliarem as águas do rio Pomba de alguns pontos amostrais do canal principal, Guedes et al. (2012) concluíram que o lançamento de efluentes domésticos sem tratamento é a principal fonte de poluição encontrada no rio, e o aumento dos índices pluviométricos na bacia e, conseqüentemente, das vazões, fez com que a qualidade da água apresentasse melhoras durante o período chuvoso. No entanto, os autores não consideraram a

importância da bacia de drenagem sobre os pontos estudados, o que leva a uma maior resolução dos dados obtidos no presente estudo.

O segundo eixo da ACP contribuiu com 18,8% da variância total dos dados. Pode-se observar que os pontos amostrais do período chuvoso estão negativamente relacionados à TURB, provavelmente associada ao processo erosivo do solo, proporcionado pelas chuvas mais intensas do período. Relacionada à TURB registrou-se também a classe de uso PAST (áreas de pastagem).

A degradação das pastagens foi notória na bacia do rio Pomba, além do pisoteio do gado, fatores que elevaram a vulnerabilidade da erosão do solo e o aumento da TURB na água. A criação de gado bovino praticada na região pode ser associada à degradação dos solos, com efeitos na qualidade da água dos corpos hídricos que drenam as áreas de pastagens. O impacto dessa atividade na qualidade das águas decorre principalmente da exposição e pisoteamento do solo, com lotação de 1,19 animais/hectare (IBGE, 2012) considerada alta para as condições dos solos da bacia e dos processos erosivos associados .

De acordo com Silva et al. (2012) o aporte de sedimentos e nutrientes para os corpos hídricos, intensificado pela erosão, juntamente com os dejetos dos rebanhos, comprometem a qualidade da água dos rios que percorrem as áreas de pastos, informações que corroboram com os resultados deste estudo.

Os pontos amostrais do período seco (lado inferior do eixo principal, Figura 4), foram relacionados à maior concentração de feofitina (FEO) e menor TURB. O ficoperiton, considerado sensor algal, apresentou elevada FEO que representa condição de senescência desta comunidade (BIANCHI et al., 1995). As elevadas concentrações de FEO foram importantes em pontos amostrais com baixa turbidez e maior cobertura do solo com matas nativas (FLOR). Isto é provavelmente elucidado pelos valores mais elevados de DBO e CND que pode ter afetado as algas perifíticas, especialmente no ponto amostral urbano UBA2 do município de Ubá-MG que também estava com valor mais elevado de turbidez. A maior concentração de FEO, corroborou com a importância da transparência da água no desenvolvimento do ficoperifíton (CASTRO et al., 2008).

Ao considerar os cursos d'água da bacia do rio Pomba como classe 2 (BRASIL, 2005) os resultados das análises de cada ponto amostral (n=21) comparadas com os valores padrões de OD, PT, DBO, TURB e COLF, no período chuvoso somente três pontos amostrais (14%) estiveram dentro dos limites legais. No período seco nenhum dos pontos amostrais atendeu todos os limites legais com destaque para as altas concentrações de fósforo total e DBO.

Os resultados apresentados merecem atenção especial na bacia do rio Pomba. Neste aspecto, a implantação de um gerenciamento estratégico dos recursos hídricos e do uso e ocupação do solo têm um papel importante na recuperação ou manutenção da qualidade da água (PIZELLA e SOUZA, 2013). Uma gestão estratégica que envolva a comunidade, a academia e o poder público, podem tornar menos agressivos os impactos indesejáveis da presença humana na bacia hidrográfica do rio Pomba.

CONCLUSÃO

As classes de uso e ocupação do solo que mais contribuíram para a poluição das águas foram as áreas urbanizadas e pastagens. Os pontos amostrais a jusante de áreas urbanizadas, principalmente em cursos d'água com baixa vazão, estiveram com a qualidade da água comprometida, ultrapassando os padrões legais permitidos para uso.

As áreas de pastagem contribuíram com as condições inadequadas das águas, principalmente no período chuvoso, onde a erosão e o escoamento superficial favoreceram o aumento de coliformes e da turbidez da água.

As variáveis limnológicas, mais importantes nas análises da qualidade da água, foram condutividade elétrica, DBO, carbono orgânico dissolvido e oxigênio dissolvido. No período seco foram importantes também a feofitina a, e no período chuvoso a turbidez.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Laboratório de Geomorfologia, Pedologia e Geografia Física - (LABOGEF) da Universidade Federal de Goiás pela colaboração no desenvolvimento das análises das imagens.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, C. B. M., SANTOS, H. A., POMPEU, P. S., CALLISTO, M. Resultados do monitoramento biológico da qualidade das águas do rio das Velhas. In: MACHADO et al. **Revitalizações de rios no mundo: América, Europa e Ásia**. Belo Horizonte: Instituto Guaiaucuy, p. 49-60, 2010.

AMDA-ASSOCIAÇÃO MINEIRA DE DEFESA DO AMBIENTE. Desastre em Mirai: Ministério Público responsabiliza mineradora por acidente. Disponível em: <<http://www.amda.org.br/base/sp-nw?nid=971>>. Acesso em 12. out. 2013.

APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for examination of water and wastewater**. 22nd ed. Washington: American Public Health Association; 2012, 1360 p.

- ARAÚJO, J. R. S. **Dossiê Rio Pomba: Avaliação preliminar da contaminação do Rio Pomba e Paraíba do Sul por dioxinas e furanos pela indústria Cataguases de papel.** Assembléia Legislativa do Estado do Rio de Janeiro: Rio de Janeiro, 2003. Disponível em: <<http://www.minc.com.br/mandato/meioambi/dossieriopomba.htm>>. Acesso em: nov. 2013.
- ATLÂNTICA, SOS Mata. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2011-2012. **São Paulo: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.** 2013.
- BATISTELLA, M.; CARVALHO, G. R.; PIEROZZI JÚNIOR, I. Análise e tendências para o mercado de geoinformação no Brasil. In: BATISTELLA, M.; MORAN, E. F. (org.). **Geoinformação e monitoramento ambiental na América Latina.** São Paulo: Editora Senac São Paulo, 2008. p. 91-110.
- BRAGA, B. P. F.; FLECHA, R.; PENA, D. S.; KELMAN, J. Federal pact and water management. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 17-42, 2008.
- BRASIL. CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente Resolução 357 de 17 de março de 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, v. 357, 2005.
- CARVALHO, C. F.; FERREIRA, A. L.; STAPELFELDT, F. Qualidade das águas do ribeirão Ubá-MG. **Rem: Revista Escola de Minas**, v. 57, n. 3, p. 165-172, 2004.
- CARVALHO, E. C. A. **O impacto econômico na bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul, na região do Estado de São Paulo: sustentabilidade ou crise.** INPE: São José dos Campos, 2008. Disponível em: <<http://urlib.net/sid.inpe.br/mtc-m19@80/2010/04.09.16.42>>. Acesso em: mar. 2013.
- CASTRO, J. F. M.; ALENCAR, B. J.; SOARES, T. L. Análise da infraestrutura socioeconômica e das áreas de influência da Zona da Mata de Minas Gerais (1991 - 2000). **Caderno de Geografia**, v. 22, n. 37, 2012.
- CASTRO, J. G. D.; FORSBERG, B. R.; SILVA, J. E. C.; SANTOS, A. C. Fatores controladores da biomassa do fitorfiton no Rio Jaú -Parque Nacional do Jaú (Amazônia Central). **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 8, n. 2, p. 93-104, 2008.
- CESAR, R.; COLONESE, J.; SILVA, M.; EGLER, S.; BIDONE, E.; CASTILHOS, Z.; POLIVANOV, H. Distribuição de mercúrio, cobre, chumbo, zinco e níquel em sedimentos de corrente da bacia do rio Piabanha, Estado do Rio de Janeiro. **Geochimica Brasiliensis**, v. 25, n. 1, 2012.
- CHAVES, H. M. L.; SANTOS, L. B. Ocupação do solo, fragmentação da paisagem e qualidade da água em uma pequena bacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 6, p. 922-930, 2009.
- CLINTON, B. D.; VOSE, J. M. Variation in stream water quality in an urban headwater stream in the southern Appalachians. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 169, p. 331-353, 2006.
- COPPETEC. CEIVAP-Comitê de Integração das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba. Caderno de Ações da Bacia do Rio Pomba. 2006. **Fundação COPPETEC.**

Disponível em: <<http://www.ceivap.org.br/downloads/cadernos/CadernoPomba.pdf>>. Acesso em: set. 2011.

CUNHA, D. G. F.; GRULL, D.; DAMATO, M.; BLUM, J. R. C.; EIGER, S.; LUTTI, J. E. I.; MANCUSO, P. C. S. Contiguous urban rivers should not be necessarily submitted to the same management plan: the case of Tietê and Pinheiros Rivers (São Paulo-Brazil). **An. Acad. Bras. Ciênc.** [online]. 2011, vol.83, n.4, p. 1465-1480.

DIAS, J. E.; GOMES, O. D. O.; GOES, M. D. B. Áreas de riscos de erosão do solo: uma aplicação por geoprocessamento. **Floresta e Ambiente, Seropédica**, v. 8, n. 1, p. 1-10, 2001.

EMBRAPA. Sistema brasileiro de classificação de solos. 3 ed. Embrapa: Brasília, DF, 2013.

ESRI. ArcGIS Desktop: Release 10.1 Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute 2013.

FARAGE, J. A. P. Influência do uso e ocupação do solo na qualidade das águas e capacidade autodepurativa do Rio Pomba. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa. Viçosa (Minas Gerais). 2009.

FAUSTO, B. **História do Brasil**. 5. ed. São Paulo, Edusp, 1997, p. 91-106.

FEAM-FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Inventário de resíduos sólidos da mineração: ano base 2012. **Fundação Estadual do Meio Ambiente**. Belo Horizonte: FEAM, 2013b. 46 p. il.

FEAM-FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Relatório de progresso do Programa Minas Trata Esgoto/ **Fundação Estadual do Meio Ambiente**. Belo Horizonte: FEAM, 2013a. 45p. il.

FUNDAÇÃO INSTITUTO DE PESCA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO (FIPERJ). **Relatório de visita e avaliação do acidente ambiental no rio Paraíba do Sul, trecho entre São Fidélis e São João da Barra**. Rio de Janeiro, RJ: FIERJ, 2008.

FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE - FUNASA. **Manual de saneamento: normas e diretrizes**. 3ª ed. Brasília: Fundação Nacional da Saúde, 2007.

GAMA, T.; GUANABARA, R.; SANTIAGO, B.; CORDEIRO, J. L. P.; DE OLIVEIRA, M. E. A. Avaliação conjunta das variáveis físicas e químicas e do uso do solo do rio Muriaé, município de Itaperuna, RJ. **Revista de Estudos Ambientais**, 12(1), 63-72., 2010.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters**. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 1978.

GONÇALVES, J. B.; ALMEIDA, J. R.; LINS, G. A. Uma análise crítica do acidente em Cataguases (MG) (2003). **Revista Ciências do Ambiente Online** v. 3, n. 2, ago. 2007.

GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D.; RIBEIRO, C. B. M.; MATOS, A. T.; ELESBON, A. A. A.; SILVA, B. M. B.; GOMES, C. R.; LISBOA, L.; MARTINS, V. S. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental-Agriambi**, v. 16, n. 5, p. 558-563, 2012.

HUGUENIN, F. P. S. O rio, o homem, o drama. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, v. 4, n. 1, p. 11-36, 2010.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 1980. **Censo Demográfico: Brasil**. Rio de Janeiro, 2011.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de uso da Terra**. Rio de Janeiro, 3. ed. 2013.

INPE - **Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais**. Projeto Topodata: Banco de dados geomorfométricos do Brasil. Disponível em: <<http://www.webmapit.com.br/inpe/topodata/>>. Acesso em: 16 dez. 2012.

INPE - **Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais**. Manual do Spring: Segmentação. [online]. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/spring/usuario/c_segmen.htm> Jan. 2014.

JACOVINE, L. A. G.; CORRÊA, J. B. L.; SILVA, M. D.; VALVERDE, S. R.; FERNANDES FILHO, E. I.; COELHO, F. M. G.; PAIVA, H. D. Quantificação das áreas de preservação permanente e de reserva legal em propriedades da bacia do Rio Pomba-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, n. 2, p. 269-278, 2008.

LATTIN, J.; CARROLL, D. J.; GREEN, P. E. **Análise de dados multivariados**. São Paulo: Cengage Learning, 2011.

NASCIMENTO, P. S. R. **Avaliação de técnicas de segmentação e classificação por regiões em imagens Landsat-TM visando o mapeamento de unidades de paisagem na Amazônia**. São José dos Campos. 120 p. (INPE-6391-TDI/607). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 1997.

NONATO, E. A.; VIOLA, Z. G.; ALMEIDA, K. C.; SCHOR, H. H. Tratamento estatístico dos parâmetros da qualidade das águas da bacia do alto curso do Rio das Velhas. **Química Nova**, v. 30, n. 4, p. 797, 2007.

OLIVEIRA, J. C.; FORMAGGIO, A. R.; EPIPHANIO, C. N. Index for the evaluation of segmentation (IAVAS): an application to agriculture. **Mapping Science and Remote Sensing**, v. 40, n. 3, p. 155-169, 2003.

PARRA, R. R.; ROESER, H. M. P.; LEITE, M. G. P.; NALINI JR, H. A.; GUIMARÃES, A. T. A.; PEREIRA, J. C.; FRIESE, K. Influência Antrópica na Geoquímica de Água e Sedimentos do Rio Conceição, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais-Brasil. **Geochimica Brasiliensis**, v. 21, n. 1, 2012.

PIZELLA, D. G; SOUZA, M. P. Avaliação ambiental estratégica de planos de bacias hidrográficas. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 18, n. 3, p. 243-252, jul/set. 2013

QUEIROZ, M. M. F.; IOST, C.; GOMES, S. D.; VILAS BOAS, M. A. Influência do uso do solo na qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural. **Revista Verde**, Mossoró, RN, Brasil, v. 5, n. 4, p. 200-210, 2010.

REIS, B. J.; BATISTA, G. T.; TARGA, M. S.; CATELANI, C. S. Influência das cavas de extração de areia no balanço hídrico do vale do Paraíba do Sul. **Revista Escola de Minas**, v. 59, n. 4, p. 391-396, 2006.

RUAS, A. L. **Avaliação das alterações da qualidade de águas tropicais decorrentes da instalação de barramentos para fins de geração de energia elétrica – estudo de caso do Rio Pomba**. 2006. 287p. (Master Science). Escola de Engenharia da UFMG, UFMG, Belo Horizonte.

SANTOS, A. R. L.; AQUINO, S. F. D.; CARVALHO, C. D. F.; VIEIRA, L. A.; GONTIJO, E. S. J. Caracterização e tratabilidade biológica dos efluentes líquidos gerados em cabines de pintura de uma indústria moveleira. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 15, n. 4, p. 357-366, out/dez. 2010.

SCHNEIDER, R. M. The influence of land use and occupancy in the water quality of two streams of the Pirapo river catchment area. **Acta Scientiarum-Technology**, v. 33, n. 3, p. 295-303, jul/set. 2011.

SILVA, D. M. L.; CAMARGO, P. B.; MCDOWELL, W. H.; VIEIRA, I.; SALOMÃO, M. S. M. B. MARTINELLI, L. A. Influence of land use changes on water chemistry in streams in the State of Sao Paulo, southeast Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 84, n. 4, p. 919-930, dez. 2012.

SILVE, E. M.; POMPEU, P. S. Análise crítica dos estudos de ictiofauna para o licenciamento ambiental de 40 PCH no estado de Minas Gerais. **CEPRH. Artigos Técnicos**, 2008.

SOARES, M. C. S.; HUSZAR, V. L. M.; ROLAND, F. Phytoplankton dynamics in two tropical rivers with different degrees of human impact (southeast Brazil). **River Research and Applications**, v. 23, n. 7, p. 698-714, 2007.

SWAT. **Soil and Water Assessment Tool Version 2012**. NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G. ; KINIRY, J. R.; DRAFT, J. R. W. abr. 2012. Disponível em: <<http://swat.tamu.edu/>>. Acesso em: mai. 2013.

THEODORSSON-NORHEIM, E. Kruskal-Wallis test: BASIC computer program to perform nonparametric one-way analysis of variance and multiple comparisons on ranks of several independent samples. **Computer methods and programs in biomedicine**, v. 23, n. 1, p. 57-62, 1986.

USGS. These data are distributed by the Land Processes Distributed Active Archive Center (LP DAAC), located at **USGS/EROS**, Sioux Falls, SD. Disponível em: <<http://earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em: jul. 2013.

VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Marine Chemistry**, v. 10, n. 2, p. 109-122. 1981.

VIEIRA, F.; RODRIGUES, R. R. A fauna de peixes dos afluentes do rio Paraíba do Sul no estado de Minas Gerais. **MG.BIOTA**, Belo Horizonte, v. 3, n. 1, abr/mai. 2010.

CAPÍTULO 3

IMPACTOS AMBIENTAIS DE EFLUENTES DE LATICÍNIOS EM CURSO D'ÁGUA NO TRECHO MÉDIO DA BACIA DO RIO POMBA *

Dairy effluent on production cycles in the Pomba River basin (MG / RJ)

Roselir Ribeiro da Silva

Eng. Agrônomo, Mestre em alimentos. Professor do IF Sudeste MG Campus Rio Pomba

Eduardo Queija de Siqueira

Eng. Civil, Doutor em Engenharia Ambiental, Professor da Universidade Federal de Goiás

Ina de Souza Nogueira

Bióloga, Doutora em Ciências, Professora da Universidade Federal de Goiás

Resumo

As indústrias de laticínios têm importância econômica e ambiental na bacia do rio Pomba. Com o objetivo de determinar possíveis impactos ambientais causados por esta atividade em cursos d'água, durante o ciclo de produção, caracterizaram-se os efluentes gerados por cinco indústrias de laticínios. Para selecionar as variáveis importantes na caracterização dos efluentes, utilizou-se a análise dos componentes principais (ACP). Compararam-se os dados obtidos com os padrões legais e simulou-se o impacto do lançamento de efluentes, com e sem tratamento, em um curso d'água. As variáveis mais representativas nas análises dos efluentes foram condutividade elétrica, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), fósforo total, turbidez, temperatura e pH. As indústrias de laticínios não atenderam aos padrões legais para lançamento de efluentes, mesmo com estações de tratamento instaladas. O principal motivo para isso foi o baixo aproveitamento do soro lácteo, associado ao ineficiente tratamento dos efluentes. Ao simular o lançamento de efluentes, concluiu-se que a redução da DBO deveria ser de 60% para que as águas do rio não ultrapassassem os limites legais. A simulação foi importante na determinação dos impactos causados pelos efluentes, e pode ser aplicada a outras indústrias de laticínios a fim de assegurar que um efluente não cause alterações ambientais. O desenvolvimento de novos produtos ou tecnologia para melhor aproveitar o soro em pequenas indústrias de laticínios, o tratamento adequado dos efluentes e a diminuição do consumo de água foram considerados importantes para reduzir os impactos ambientais nos recursos hídricos.

Palavras-chave: recursos hídricos, poluição, efluentes, indústrias de laticínios, modelagem.

* Artigo redigido na Revista Engenharia Sanitária Ambiental. Qualis Capes A2 na Área de Ciências Ambientais, submetido à publicação conforme anexos da tese: Anexo 1 (submissão), Anexo 2 (norma da revista).

ABSTRACT

ENVIRONMENTAL IMPACTS OF DAIRY INDUSTRY EFFLUENTS ON WATER BODIES IN THE MIDDLE PART OF THE POMBA RIVER BASIN

Dairy industries are economically and environmentally important in the Pomba river basin. Aiming to determine the possible environmental impacts on water bodies caused by this activity, during the production cycle the effluents generated by five dairy industries were characterized. To select the important variables for the characterization of the effluents, the principal component analysis (PCA) was employed. The data obtained were compared with legal standards, and the impact of effluent discharge, with and without treatment, was simulated in a water body. The most representative variables in the analyses of the effluents were electrical conductivity, biochemical oxygen demand (BOD), total phosphorus, turbidity, temperature, and pH. The dairy industries did not meet the legal standards for effluent discharge, even with treatment plants already installed. The main reason for this was the low use of whey, associated with the inefficient treatment of effluents. During simulation of effluent discharge, it was concluded that BOD reduction should be of 60% so that the river water did not exceed the legal limits. Simulation was important for the determination of impacts caused by effluents, and may be applied to other dairy industries in order to guarantee that the effluents do not cause environmental alterations. The development of new products or technology to better use whey in small dairy industries, appropriate treatment of effluents, and decrease in water consumption were considered important to reduce the environmental impacts on water resources.

Keywords: water resources, pollution, effluents, dairy industries, modeling.

INTRODUÇÃO

A produção brasileira de leite em 2013 foi de 32,4 bilhões de litros, sendo o Brasil o quarto produtor mundial (USDA, 2013). Minas Gerais, o estado que mais produz leite no Brasil em 2012, foi responsável por 27,3% da produção nacional (EMBRAPA, 2012). A atividade leiteira nos municípios da bacia do rio Pomba, contribuíram com 3,6% da produção estadual (IBGE, 2013) e a atividade laticinista representa uma parcela importante da economia láctea.

Mas apesar da vasta contribuição econômica, a atividade láctea se destaca pela geração de resíduos líquidos, lançamento de efluentes nas águas receptoras e elevado consumo de água no processo de produção (CARVALHO *et al.*, 2013). A gestão ambiental nos laticínios, principalmente em pequenos e médios estabelecimentos, ficou relegada a segundo plano e só é motivada pelos órgãos de controle (ROHLFES *et al.*, 2011).

A Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997), ao estabelecer o conceito de usuário pagador, deixou o segmento lácteo em alerta. A cobrança pelo uso da água aumentaria os custos operacionais dos laticínios, uma vez que o consumo é elevado e o lançamento de efluentes é cobrado como serviço ambiental (BRIÃO e TAVARES, 2007a), principalmente se for sem tratamento ou com elevada carga orgânica.

O soro é o principal agente poluidor dos laticínios e representa 90% do volume do leite quando transformado em queijo (LEITE *et al.*, 2012). A produção de queijo em 2013, no Brasil, foi de 722.000 toneladas, o que gerou 695 milhões de litros de soro (USDA, 2013). Portanto, a importância ambiental do soro está relacionada ao volume, ao baixo aproveitamento e ao potencial poluidor (ROHLFES *et al.*, 2011). Dez litros de soro descartados equivalem à poluição causada por cinco habitantes (MOREIRA *et al.*, 2010), além de aumentar a DBO e o risco de eutrofização das águas (PRAZERES *et al.*, 2012).

No Brasil, a Resolução CONAMA 430 (BRASIL, 2011) normatiza o lançamento de efluentes nos rios, e a Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) dispõe sobre a classificação dos corpos de água. No estado de Minas Gerais, a Deliberação Normativa Conjunta COPAM n. 01 (DN01) dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes (MINAS GERAIS, 2008). A Deliberação Normativa COPAM 74 (DN74) regulariza os empreendimentos com atividades modificadoras do meio ambiente (MINAS GERAIS, 2004) e classifica os laticínios com potencial poluidor-degradador médio e capacidade instalada (litros de leite.dia⁻¹) como pequena, média e grande.

Nos laticínios as etapas de produção e higienização geram um grande volume de efluentes com elevada carga orgânica (CASTRO, 2007; SARAIVA, 2009a) que devem ser tratados

antes de serem descartados. Os efluentes lácteos, se constituídos basicamente de resíduos de leite e soro, são fáceis de serem oxidados nas estações de tratamento. No entanto, a acidez, os resíduos de detergentes alteram o pH e os sanitizantes inibem o crescimento bacteriano, tornando o tratamento mais complexo (BRIÃO & TAVARES, 2007a). O tempo de detenção hidráulica, que pode variar de 8 a 13 dias para estabilizar a matéria orgânica, requer sistemas de maior porte, inviáveis em grandes volumes de efluentes produzidos (RIVAS *et al.*, 2010).

Os efluentes líquidos sem tratamento alteram a qualidade das águas, podendo inviabilizar o uso múltiplo da água a jusante do lançamento (AZZOLINI & FABRO, 2013). O mais grave é que os cursos d'água abastecem a população, ao mesmo tempo que recebem esgotos e efluentes industriais (LUCAS & CUNHA, 2007). O controle das ações de manejo se torna menos eficiente quando os efluentes não são bem caracterizados.

Portanto, a falta de informações sobre o consumo de água, a não caracterização dos efluentes, a variação horária e diária na composição dos efluentes, além da coleta de amostra única, são fatores que dificultam a avaliação do potencial poluidor das indústrias lácteas. Este estudo pretende contribuir com mais detalhes para elucidação destes fatores.

Em busca de averiguar os impactos do lançamento dos efluentes de laticínios nos cursos d'água da bacia do rio Pomba, questiona-se o quanto esta atividade pode afetar a qualidade das águas desta bacia. Diante da atual situação, o objetivo deste artigo foi analisar os efluentes das indústrias lácteas da bacia do rio Pomba em um ciclo diário e os possíveis impactos na qualidade das águas. Para atender a este objetivo averiguou-se quais variáveis físicas e químicas seriam importantes nesta análise, como ocorre a variação da composição dos efluentes entre e dentro dos estabelecimentos, e se atendem à Resolução Conama 430 (BRASIL, 2011), e ainda foi efetuado simulação da dinâmica de um curso d'água receptor de efluentes de laticínios.

MATERIAL E MÉTODOS

A área de drenagem da bacia hidrográfica do rio Pomba é de 8.544 km². Com população de 618.418 habitantes (IBGE, 2011), a bacia é formada por 34 municípios mineiros e três fluminenses. Predominam na bacia as pastagens como forma de uso e ocupação do solo. A distribuição espacial dos laticínios da bacia, com destaque para os cinco laticínios objetos deste estudo (Figura 1) que representam 11,4% do total dos estabelecimentos lácteos.

Para caracterização dos efluentes, foram realizadas duas amostragens nos laticínios durante o ciclo de produção diária. As coletas foram realizadas entre 21 de maio a 28 de agosto de 2013. Os laticínios não foram avisados qual seria o dia das amostragens, apenas foi solicitado

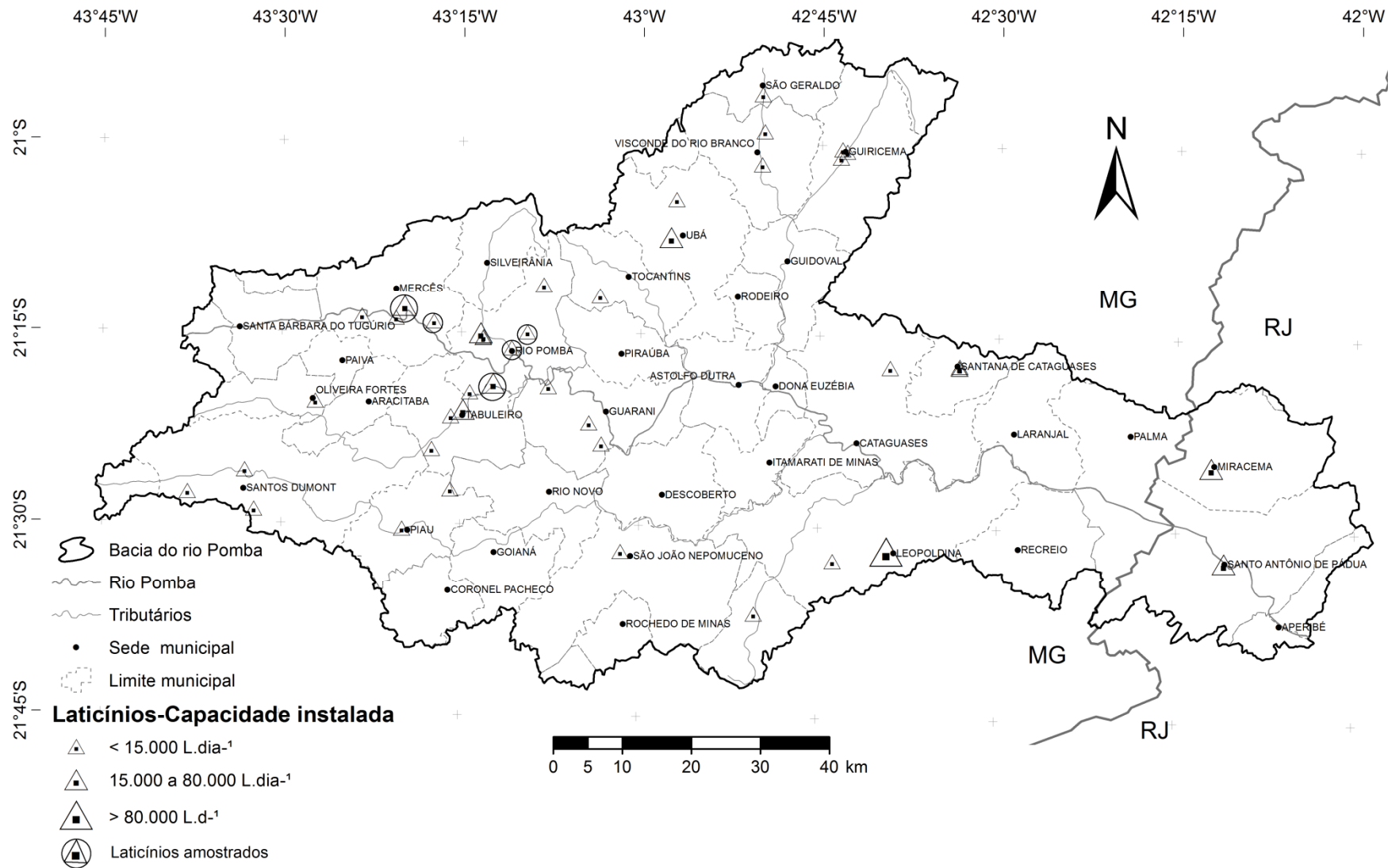


Figura 1. Localização dos laticínios na bacia do rio Pomba, sedes e limites municipais e rede de drenagem, destacando os laticínios amostrados (n=5).
Elaborado pelo autor

a autorização para realizar as coletas. Averiguou-se a descarga dos efluentes, aferindo a vazão por cronometragem e vertedouro triangular. O coeficiente de consumo de água (L água.L⁻¹ leite processado) foi estimado a partir do volume de leite processado e o consumo de água diário. Estes dados foram comparados com o recomendado pela UNEP (2000). Foi observada a presença de estações de tratamento de efluentes (ETE) e o aproveitamento do soro.

Nos efluentes dos laticínios foram aferidas a cada 30 minutos as variáveis pH, temperatura (TEMP), salinidade (SAL), potencial Redox (ORP), condutividade elétrica (CND), oxigênio dissolvido (OD) e sólidos totais dissolvidos (TDS), utilizando a sonda Hanna HI9828. A turbidez (TURB) foi aferida com turbidímetro Hanna HI98703.

Para análise de DBO, DQO e óleos e graxas (OG) os efluentes foram amostrados a cada espaço de uma hora, e analisadas de acordo com os métodos padronizados (APHA, 2012). Para análise de Nitrogênio total-NT e fósforo total-PT coletou-se 1L de efluente a cada espaço de uma hora, e posteriormente foi analisado no espectrofotômetro Biospectro SP-220 de acordo com método de Golterman *et al.* (1978). Para análise de coliformes totais (COLT) e termotolerantes (COLF), amostras foram coletadas a cada espaço de duas horas e os métodos de análise foram aqueles recomendados por APHA (2012).

A síntese das informações foram efetuadas por meio de análise de componentes principais (ACP) (LATTIN *et al.*, 2011). Esta análise foi utilizada para verificar a dinâmica das variáveis dos efluentes dos laticínios com e sem ETE, e ainda condensar as informações contidas em um conjunto menor de variáveis explicativas. Para identificar os laticínios, os dias e os horários da coleta no diagrama da ACP, foi estabelecida uma codificação (Tabela 1).

Tabela 1. Laticínios estudados (n=5) com as legendas para compor a ACP. A letra representa o laticínio, o primeiro número ao lado da letra representa o dia, e o segundo número representa a hora da amostragem

Laticínio	Data	Dia	Legendas								
			8h	9h	10h	11h	12h	13h	14h	15h	16h
P	21-05	1°	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19
	28-05	2°	P21	P22	P23	P24	P25	P26	P27	P28	P29
V	31-05	1°	V11	V12	V13	V14	V15	V16	-	-	-
	03-06	2°	V21	V22	V23	V24	V25	V26	V27	V28	V29
B	08-06	1°	B11	B12	B13	B14	B15	B16	B17	B18	B19
	18-06	2°	-	B21	B22	B23	B24	B25	B26	B27	-
D	21-08	1°	-	D11	D12	D13	D14	-	-	-	-
	27-08	2°	-	D21	D22	D23	D24	D25	D26	-	-
C	22-08	1°	-	C11	C12	C13	C14	C15	C16	C17	-
	28-08	2°	-	C21	C22	C23	C24	C25	C26	-	-

A capacidade de depuração do rio a jusante do lançamento do efluente de um laticínio foi simulada em função da DBO. Adotou-se o modelo matemático de primeira ordem (Equação 1), em que a taxa de reação é proporcional à concentração do reagente.

$$\frac{dC}{dt} = -kd.C \quad (1)$$

Considerando $C=C_0$ em $t=0$ e integrando a Equação 1, tem-se a Equação 2:

$$\ln C = \ln C_0 - kd.t \quad \text{ou} \quad C = C_0 \cdot e^{-kd.t} \quad (2)$$

Onde, C = DBO num tempo t (mg.L^{-1}); C_0 = DBO inicial do rio (mg.L^{-1}); kd = coeficiente de redução da DBO ($1.d^{-1}$) e t = tempo (d). Para testar a hipótese de que os efluentes de laticínios sem tratamento alteram a qualidade da água do rio, foram consideradas três condições de eficiência de redução (ER) da DBO (Tabela 2). Cada condição foi gerada 1000 vezes, usando a simulação de Monte Carlo. Assim, cada entrada teve a incerteza adotada, com distribuição aleatória e uniforme. Nas simulações, variou-se cada parâmetro entre um mínimo e um máximo, com igual probabilidade de ocorrência em qualquer valor da faixa adotada.

Tabela 2. Dados de entrada para modelagem do decaimento da DBO

Dados de entrada	Mínimo	Máximo	Fonte dos dados
Qr ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)	3,2	4,2	Campo
Qe ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)	0,0016	0,002	Campo
DBOr (mg.L^{-1})	1,8	4,0	Laboratório
DBOe (mg.L^{-1})	1.000	20.000	Laboratório
Vr (m.s^{-1})	0,45	0,65	Campo
Kd	0,4	0,8	Von Sperling (2007)
ER1 = 0%	0	0	Observado
ER2 = 40 a 50%	40	50	Atribuído
ER3 = 60 a 70%	60	70	Atribuído

Legenda: Q=vazão, r=rio, e=efluente, V=velocidade, Kd=coeficiente de decaimento da DBO e ER=eficiência da redução da DBO do efluente.

O laticínio simulado processa 20.000 L de leite. dia^{-1} e gera 50.000 L de efluentes. O modelo simula o decaimento da DBO do rio a jusante do lançamento até a foz a 12 km. O código adotado para simulação foi gerado no programa R (R CORE TEAM, 2014), Anexo 1. No Anexo 1 encontra-se o exemplo para a condição ER1. Para simular a condição ER2 e ER3 basta substituir o valor de Y pelo valor mínimo (Tabela 2) e X pela variação de 10%. As etapas geradas para simulação foram adaptadas de Von Sperling (1993).

Para testar a sensibilidade do modelo, os dados de entrada (Tabela 2) foram separados pelo percentil (50%) da DBO final até 50% em "abaixo" e mais de 50% "acima". Após a

separação, os dados "abaixo" e "acima" foram comparados pelo teste de média de Mann Whitney (MONTGOMERY & RUNGER, 2011). Sob a hipótese nula, que os dados de entrada não foram importantes para o modelo, a distribuição a partir de ambos os grupos "abaixo" e "acima" é a mesma para o nível de significância de 5% de probabilidade.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Entre os 44 laticínios em atividade, um é de grande porte, 18 % são médios e 80% são de pequeno porte. Em 2012, os 37 municípios da bacia produziram 877 mil litros de leite.dia⁻¹ (IBGE, 2013). Os produtos mais fabricados na região são os queijos Minas Frescal e Mussarela, a Ricota, o queijo Minas Padrão e a Manteiga (CARNEIRO *et al.*, 2010). No processo de fabricação, todos esses produtos geram soro como subproduto.

Dos laticínios analisados, três de pequeno porte e dois de médio porte (Tabela 3), o aproveitamento do soro é parcial e consiste em fabricação de Ricota e disposição para alimentação animal. Porém, quando não há demanda, o soro é conduzido para as ETEs e no caso de ausência destas é misturado ao efluente e lançado sem tratamento nos cursos d'água.

Tabela 3 - Caracterização dos laticínios avaliados em dois municípios da bacia do Rio Pomba (n=5). CI-Capacidade Instalada (L.dia⁻¹), ETE-Estação de Tratamento de Efluentes

Laticínio	Porte*	CI	Classe*	Produtos processados	Presença de ETE	Uso parcial do soro
P	Médio	20000	3	Queijos e Ricota	Não	Sim
V	Pequeno	1500	1	Queijos, Iogurte, Doce-de-leite e Manteiga	Não	Não
B	Pequeno	10000	1	Queijos, Doce-de-Leite e Manteiga	Sim	Não
D	Pequeno	1500	1	Queijos e Ricota	Sim	Sim
C	Médio	20000	3	Queijos, Manteiga, Ricota e Iogurte	Sim	Sim

*Deliberação Normativa COPAM n° 74-04 (MINAS GERAIS, 2004)

De acordo com Giroto e Pawloswsky (2001), somente 19,4% do soro produzido em um laticínio no Estado do Paraná era transformado em produtos alimentícios. Porém, mais recentemente, o soro passou a ser considerado um co-produto nas indústrias de laticínios (PRAZERES *et al.*, 2012; ROHLFES *et al.*, 2011). No entanto, o baixo valor pago ao soro, associado à dificuldade de estocagem e conservação, e ao elevado custo da tecnologia para transformação em bebidas lácteas e soro em pó, produtos considerados mais nobres, inviabiliza o aproveitamento integral, principalmente nos pequenos estabelecimentos.

Como o aproveitamento total do soro ainda não é uma realidade nos laticínios da bacia do rio Pomba, parte dele ou, às vezes, quase todo é descartado nos rios ou nas ETEs. Dos cinco laticínios estudados, três têm ETE, porém só a estrutura física não garante eficiência de tratamento. Não existe manutenção, nem operador responsável pelo funcionamento das ETEs, e a dificuldade de tratar os efluentes lácteos é ampliada pela falta de gestão do consumo de água, pelo manejo inadequado dos resíduos líquidos e variação da temperatura e do pH nos efluentes (MENDONÇA *et al.*, 2012).

O volume de efluente, a tecnologia de fabricação, as condições de funcionamento da indústria e o baixo aproveitamento do soro interferem na composição do efluente e, conseqüentemente, na eficiência do tratamento (PATTNAIK *et al.*, 2008). Talvez seja por esses motivos, somados ao econômico, que no Brasil o tratamento de efluentes em laticínios é realizado por somente 6 a 8% dos estabelecimentos (SOUZA, 2006).

No presente estudo, o ciclo de produção está relacionado ao volume de leite processado e aos tipos de produtos fabricados. Os laticínios de médio porte (P e C) têm em média um ciclo de 8 h.dia⁻¹, e os laticínios de pequeno porte (V, B e D) operam 6 h.dia⁻¹ (Tabela 4).

Tabela 4. Variáveis físico-químicas e biológicas (n=10) dos efluentes de laticínios (n=5) ao longo de um ciclo de produção. IL - Indústria de Laticínio, CP-Ciclo de produção (horas), Max-Máximo, Min-Mínimo e Med-Mediana, CV=coeficiente de variação (%)

IL	CP		CND	TDS	OD	TURB	SAL	DBO	DQO	PT	COLT	COLF
P	9	Max	6982	3541	6,5	5700	3,9	19964	61045	456	1,1E5	2,1E4
		Min	538	269	1,5	408	0,6	1544	4823	11,7	2,3E3	2,1E2
		Med	3574	1827	3,4	1293	1,9	9450	24895	180	1,1E5	2,1E4
		CV	48	48	30	81	49	66	71	74	22	48
V	6	Max	4431	2221	7,3	8440	2,4	16080	56201	1078	1,1E5	<30
		Min	45	23	3,2	3,7	0,02	1,4	1,3	0,1	<30	<30
		Med	178	89	6,4	90	0,08	281	894	6,5	5,5E4	<30
		CV	197	197	15	229	205	197	201	147	36	197
B	8	Max	4480	2241	2,9	3608	2,4	8278	25506	104	2,4E3	2,1E2
		Min	2064	1033	0,0	1157	1,1	2013	6569	51,1	<30	<30
		Med	3241	1624	0,5	2550	1,7	3596	12104	63,5	1,2E3	6,0E1
		CV	16	17	106	31	17	51	47	21	16	17
D	4	Max	2951	1568	4,7	1056	1,7	2996	8459	81	<30	<30
		Min	2347	1134	2,7	115	1,2	2149	6458	49	<30	<30
		Med	2718	1364	4,1	787	1,4	2368	7606	66,8	-	-
		CV	7	7	13	41	8	8	7	15	7	7
C	7	Max	4089	2138	3,8	2561	3,1	6202	14050	96	1,3E4	1,5E3
		Min	2158	1167	1,5	959	1,7	4289	8082	42	2,8E2	3,6E0
		Med	3212	1749	2,5	1711	2,1	5159	12774	54,8	6,6E3	6,0E2
		CV	18	17	23	23	17	11	18	26	18	17

Unidades: CP (horas), CND ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), TURB (NTU), COLT e COLF (NMP/100 mL) e as demais variáveis ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)

A grande amplitude nos valores da composição dos efluentes dos laticínios sem ETE (P e V) se deve ao lançamento contínuo dos efluentes. As etapas de fabricação mudam constantemente e geram desde efluentes com muita água que flui dos tanques de resfriamentos de leite (baixa DBO), até lançamento de soro que ocorre durante a fabricação de queijos (elevada DBO). Nos estabelecimentos com ETE (B, D e C) houve menor variabilidade na composição dos efluentes, pois apresentaram menores coeficientes de variação, devido principalmente a mistura dos efluentes nas ETEs antes de serem descartados (Tabela 4).

As variáveis CND, TDS, SAL, TURB, DBO, DQO, NT e PT apresentaram maiores coeficientes de correlação, enquanto que TEMP, OD, pH e OG foram menos correlacionadas com as demais variáveis (Figura 2). Os cinco maiores coeficientes de correlação positiva ocorrem entre TDS-CND, DQO-DBO, SAL-TDS, DBO-TDS e DQO-PT. A variável turbidez (TURB) apresentou correlação positiva e significativa com TDS, CND, DBO, DQO e PT, e sendo uma análise mais simples, pode servir de indicativo da composição dos efluentes antes de realizar as demais análises.

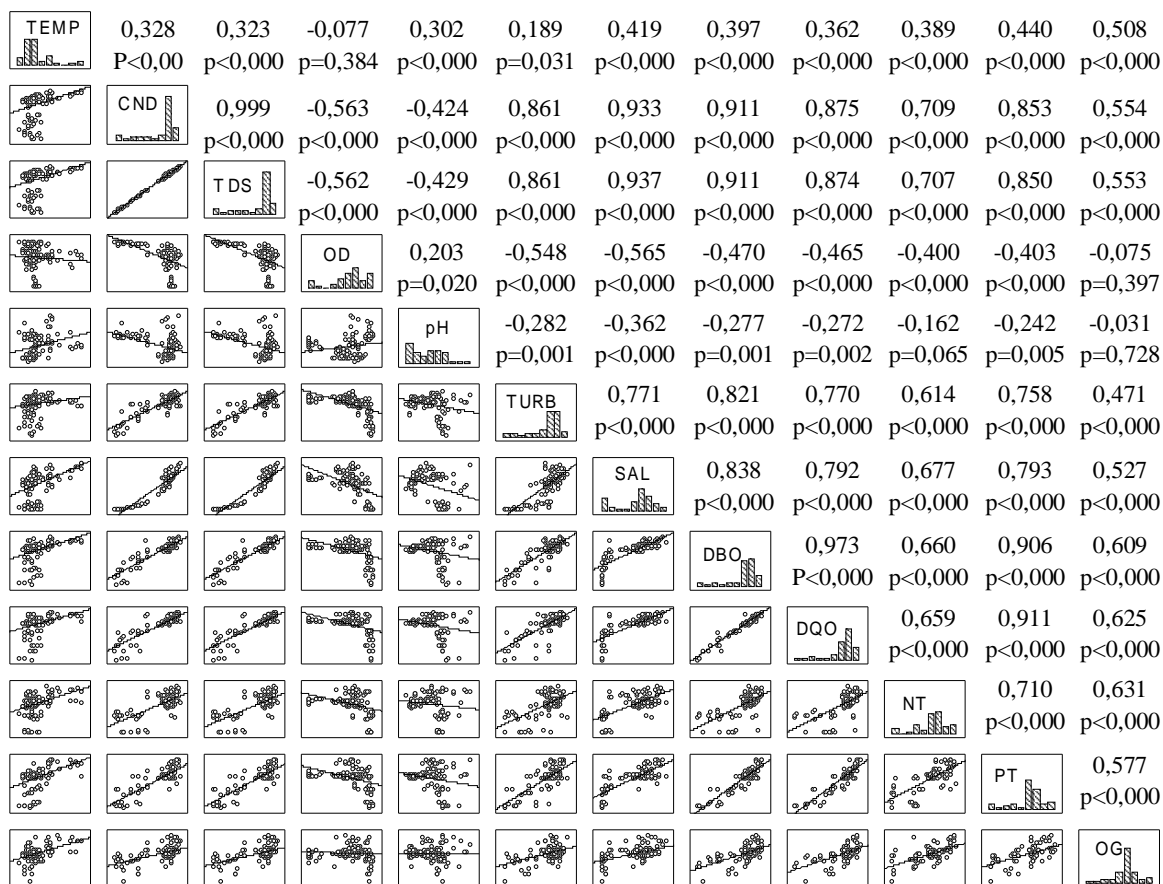


Figura 2. Matriz de correlação entre as variáveis (n=12) medidas nos efluentes dos laticínios com coeficientes e valores de $p < 0,05$. A codificação das variáveis está nos materiais e métodos

A análise dos componentes principais (ACP) selecionou as variáveis importantes na avaliação dos efluentes. Os dois primeiros componentes explicaram 83,8% da variância (Tabela 5). O primeiro eixo contribuiu com 65,5% da variância e está associado aos laticínios com efluentes de elevada CND, DBO e PT. As variáveis NT e TURB tiveram importância secundária e estão mais associadas aos laticínios sem ETE (P e V). O segundo eixo contribuiu com 16,4% da variância e estiveram relacionados ao pH e TEMP (Tabela 5 e Figura 3). O agrupamento dos laticínios com ETE (B, C e D) apresentaram baixo pH. Entre os laticínios sem ETE (P e V), o laticínio V apresentou menor valor de DBO, CND e PT (Figura 3). As amostras V14 e V28, apresentaram maiores valores de DBO, CND e PT, pois a amostragem coincidiu com o horário de descarte do soro durante o processamento.

Tabela 5. Correlação das variáveis (n=13) obtidas nos efluentes dos laticínios (n=5) com os dois primeiros componentes principais. Em negrito estão os coeficientes importantes para a formação dos componentes

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
CND	-0,4216	0,0903
DBO	-0,4182	-0,0272
PT	-0,4105	-0,0783
TURB	-0,4026	0,0627
NT	-0,3950	0,2091
OG	-0,3090	-0,3213
TEMP	-0,1800	-0,6557
pH	0,1809	-0,6357
% total da variância	62,5	18,3
% acumulada da variância	62,5	83,8

Legenda: CND-condutividade, PT-fósforo total, NT-nitrogênio total, TURB-turbidez, OG-óleos e graxas e TEMP-temperatura

Os valores de pH dos laticínios com ETE (B, C e D) não atenderam à Resolução Conama 430 (BRASIL, 2011), além do mais o pH nestes laticínios estar fora da faixa de 6 a 8, recomendada para melhor desempenho dos micro-organismos responsáveis pela fermentação anaeróbia (Pereira *et al.*, 2009), o que pode explicar em parte, a baixa eficiência das ETEs.

Ao considerar que cada litro de leite transformado em queijo produz em média 0,9 litros de soro, para cada litro de leite processado foram gerados 5,3 litros de efluentes. Observou-se que os laticínios de pequeno porte gastaram mais água, provavelmente devido à falta de controle do consumo e maior disponibilidade de água proveniente de poços artesianos, além de vazamentos e registros abertos. A higienização também contribuiu para aumento do consumo, pois foram realizadas manualmente e sem uma rotina. O resfriamento do leite em tanques de parede dupla, onde a água circula e não é reaproveitada, também gasta muita água.

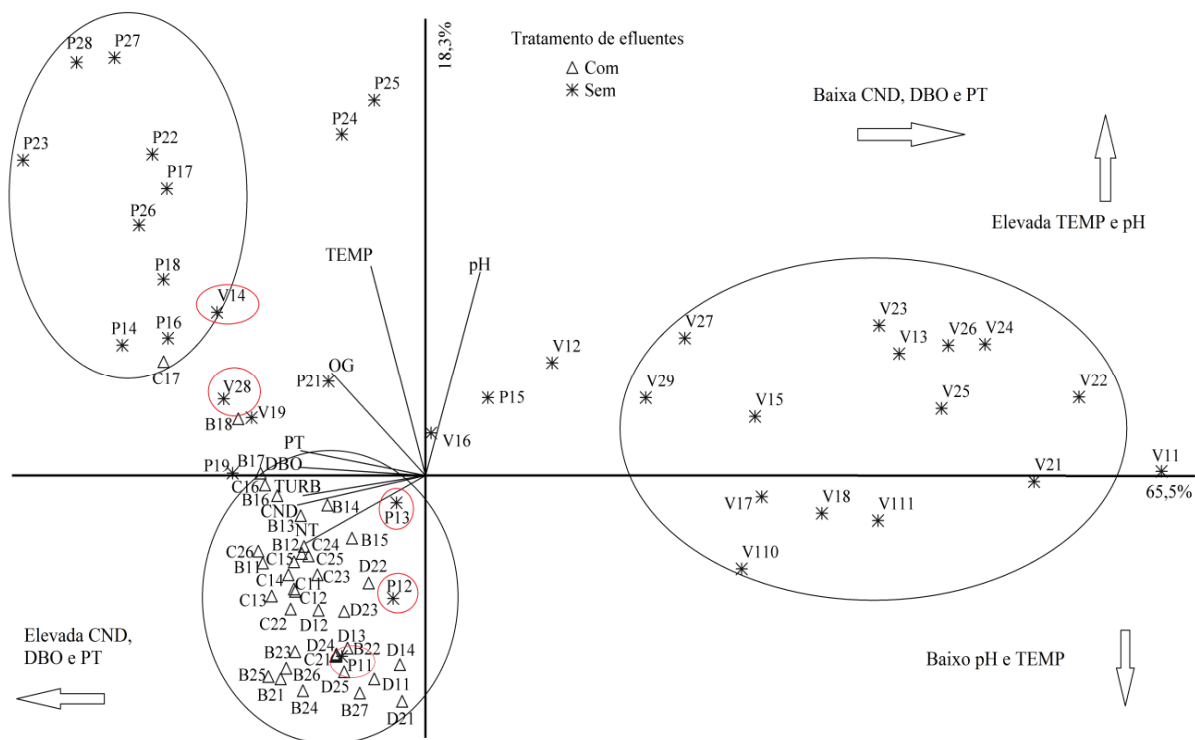


Figura 3. Diagrama de ordenação da ACP aplicada às variáveis físicas e químicas (n=13) dos estabelecimentos lácteos (n=5), durante dois ciclos de produção, codificados na Tabela 1. O coeficiente do consumo de água variou de 1,1 a 12, com média de 4,4 (Figura 4).

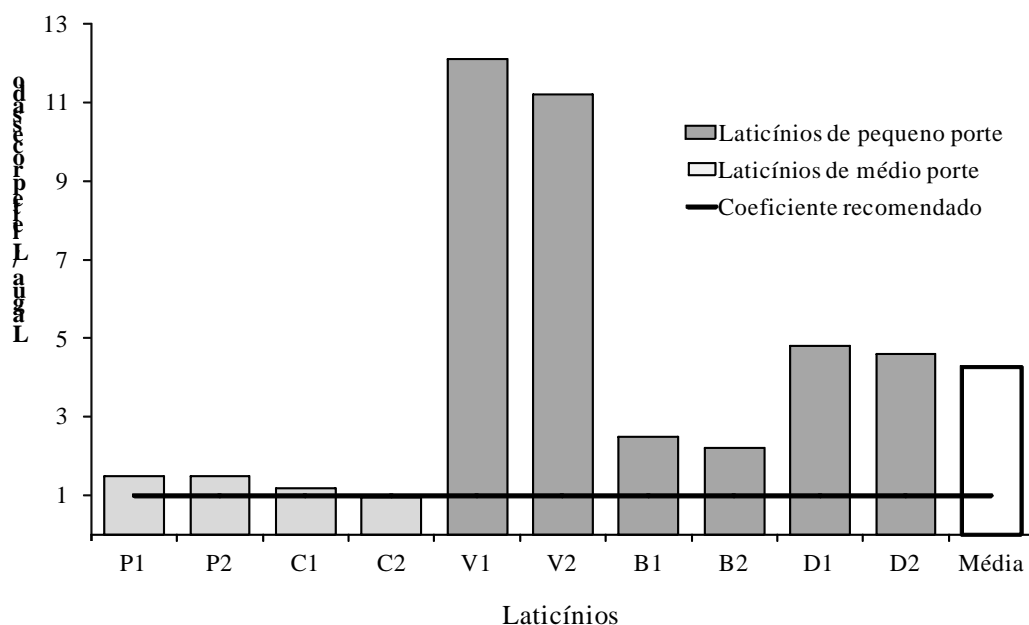


Figura 4. Coeficiente de consumo de água por litro de leite processado nos laticínios analisados. A linha indica o máximo recomendado pela UNEP (2000). Na abscissa a letra é o código do estabelecimento e o número ao lado da letra representa o dia da amostragem.

Resultados semelhantes aos observados neste estudo foram relatados por Castro (2007) com coeficiente de consumo de 5,7, enquanto Saraiva *et al.* (2009b) apresentaram coeficiente

de 3,2. O coeficiente de consumo de água em nível mundial varia de 1,2 a 2,5, mas chega a 10. Para a UNEP (2000) o coeficiente de consumo deveria estar entre 0,8 a 1. Para alcançar essa meta, o laticínio deve contar com equipamentos e instalações apropriadas, higienizações automatizadas, e diminuir o desperdício mantendo os registros fechados ou instalando mecanismos que obstruam a vazão da água quando não houver necessidade de uso.

Para as variáveis CND, DBO e PT, importantes na avaliação dos efluentes dos laticínios, e selecionadas pela ACP (Tabela 5), não há limites estabelecidos para lançamento na Resolução Conama 430 (BRASIL, 2011). A Deliberação Normativa Conjunta (MINAS GERAIS, 2008) prevê para lançamento de efluentes o limite de 60 mg.L^{-1} para DBO, condição não atendida por nenhum estabelecimento lácteo analisado atende. Portanto, neste estudo, óleos e graxas (OG), nitrogênio total (NT), pH e temperatura (TEMP) foram comparados com os padrões legais (Figura 5). Para as variáveis apresentadas na Figura 5, os laticínios não atenderam à legislação.

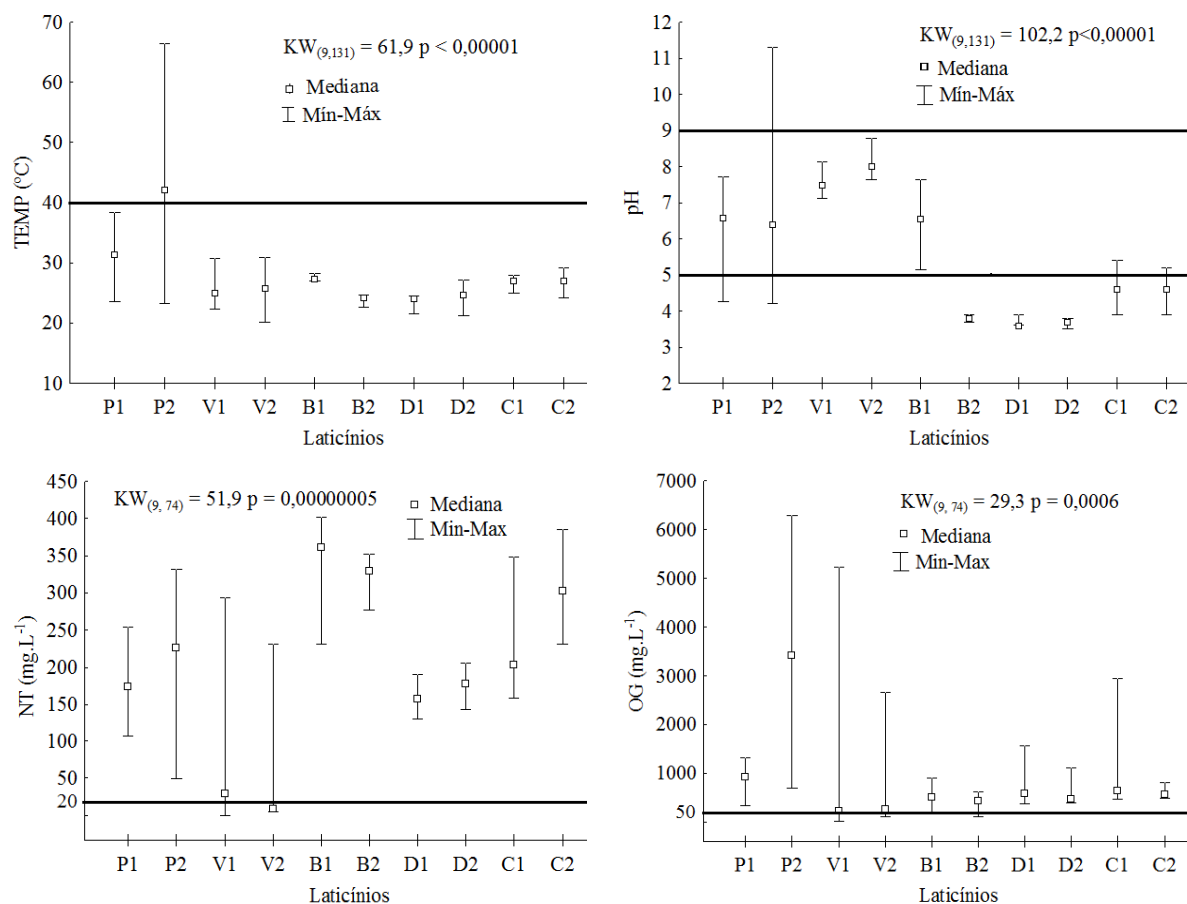


Figura 5. Variação de temperatura (TEMP), pH, nitrogênio total (NT) e óleos e graxas (OG) dos efluentes dos laticínios comparados com o padrão da Resolução Conama 430 (linha grossa). Na abscissa, a letra é o código do laticínio e o número ao lado da letra representa o dia da amostragem.

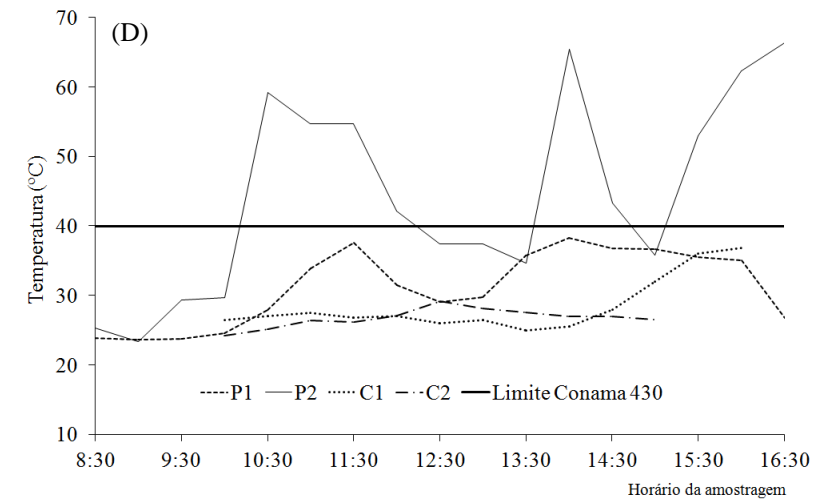
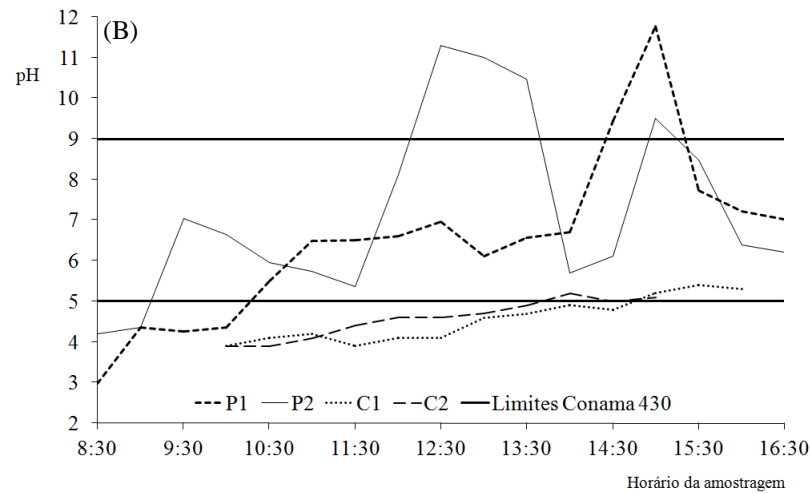
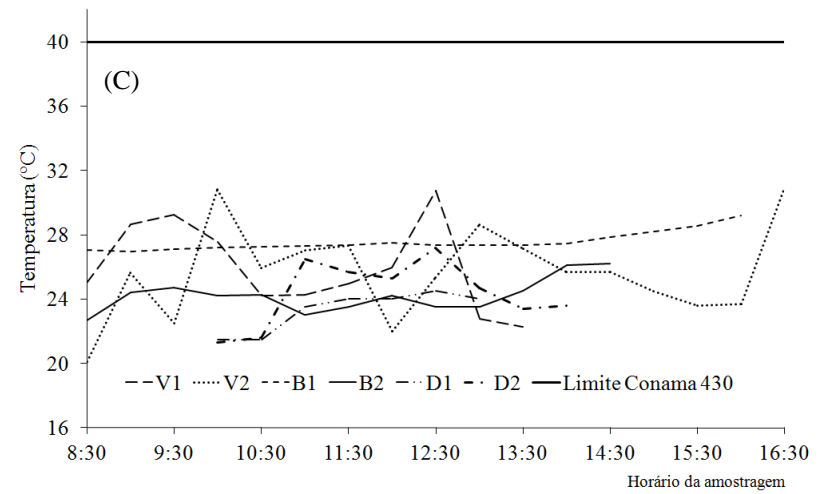
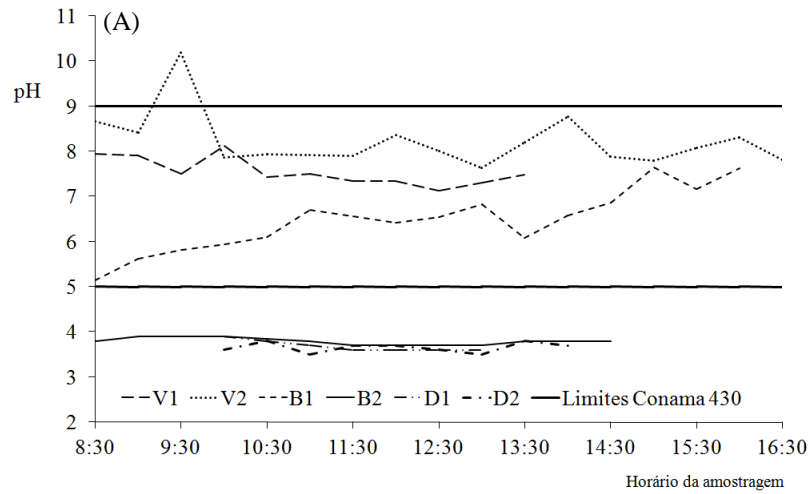


Figura 6. Variação de pH e temperatura ao longo dos ciclos de produção diária, sendo (A) pH em laticínios de pequeno porte, (B) pH em laticínios de médio porte, (C) temperatura em laticínios de pequeno porte e (D) temperatura em laticínios de médio porte. Na legenda a letra representa o código do laticínio e o número ao lado da letra o dia da amostragem. A linha contínua representa os limites de acordo com Resolução Conama 430 (BRASIL, 2011).

O excesso de NT, juntamente com PT, causam eutrofização do meio aquático (PRAZERES *et al.*, 2012). Valores elevados de OG promovem a diminuição do OD na água, além de causar problemas nas ETEs, pois flocculam nos depósitos e inibem a digestão anaeróbia (MENDES & CASTRO, 2009). Outra observação neste estudo foi que nos laticínios com ETE não realizaram tratamento primário, pois não haviam caixas de gordura instaladas.

Na realidade essas estruturas encontradas em três dos cinco estabelecimentos não podem ser consideradas ETEs, mas depósitos de resíduos líquidos por onde os efluentes passam e posteriormente escoam para o leito dos cursos d'água.

A variabilidade na composição dos efluentes, principalmente pH e TEMP (Figura 6), afeta o desenvolvimento dos micro-organismos deterioradores e pode inviabilizar o funcionamento da ETE (PEREIRA *et al.*, 2011). Nos laticínios P e V (sem ETE), a variação na composição dos efluentes foi maior que nos laticínios com ETE, fato ligado à disposição do soro em intervalos não regulares. A variação da composição do efluente que não passou pela ETE aconteceu em função do que é lançado no momento da coleta, o que justificou uma amostragem em intervalos menores como a realizada neste estudo.

Nos laticínios B, D e C (com ETE) o pH ficou abaixo de 5, fato que pode explicar a elevada DBO e a ausência de coliformes em algumas amostras (Tabela 4), pois o baixo pH exerce atividade antagônica em relação a reprodução e desenvolvimento de coliformes (TAMANINI *et al.*, 2012). A elevada carga orgânica do efluente, promovida pela presença de resíduos de leite e soro, favorece a acidificação. O pH deve ficar entre 6 e 8, pois no meio ácido ocorre inibição das bactérias anaeróbias responsáveis pela estabilização da matéria orgânica (PEREIRA *et al.*, 2009).

Nos laticínios com ETE, a variação na composição dos efluentes foi menor, pois o tempo de detenção hidráulica promove a mistura e equaliza a temperatura, mas mesmo com ETE os efluentes continuam com alta carga orgânica e podem alterar as condições das águas receptoras. Para testar como esta carga orgânica altera as condições das águas dos rios, foi simulado como se comporta a DBO de um rio receptor de efluente de laticínio.

A simulação do lançamento de efluente (Anexo1) testou três condições de DBO de um efluente lácteo lançado no rio. Após a geração dos dados, a DBO do efluente apresentou distribuição aleatória e uniforme sem tendência modal (Figura 7 a). A frequência dos dados gerados em função da Eficiência da Redução (ER) da DBO das três condições também tem distribuição uniforme (Figuras 7 b, c e d). O formato dos histogramas é semelhante, mas apresentaram diferentes valores de DBO na abscissa. Quanto maior a ER da DBO do efluente,

menor é a frequência de valores da DBO do rio fora do limite (5 mg.L^{-1}) para rios classe 2 (BRASIL, 2005). Na condição sem tratamento ($ER=0\%$) existiria uma probabilidade de 68% dos valores de DBO do rio estarem fora do padrão.

A distribuição de frequência acumulada apresentou os valores da DBO do rio para as três condições de ER da DBO do efluente (Figura 8). Interpretando a Figura 8, podem ser obtidos os valores de DBO do rio em função da condição de tratamento ao associar a % da frequência acumulada com os valores da DBO. Por exemplo, se o tratamento de efluente tivesse uma ER da DBO de 60 a 70% (Condição 3), atenderia a 96% dos valores da DBO preconizados pela Resolução Conama 357 (BRASIL, 2005).

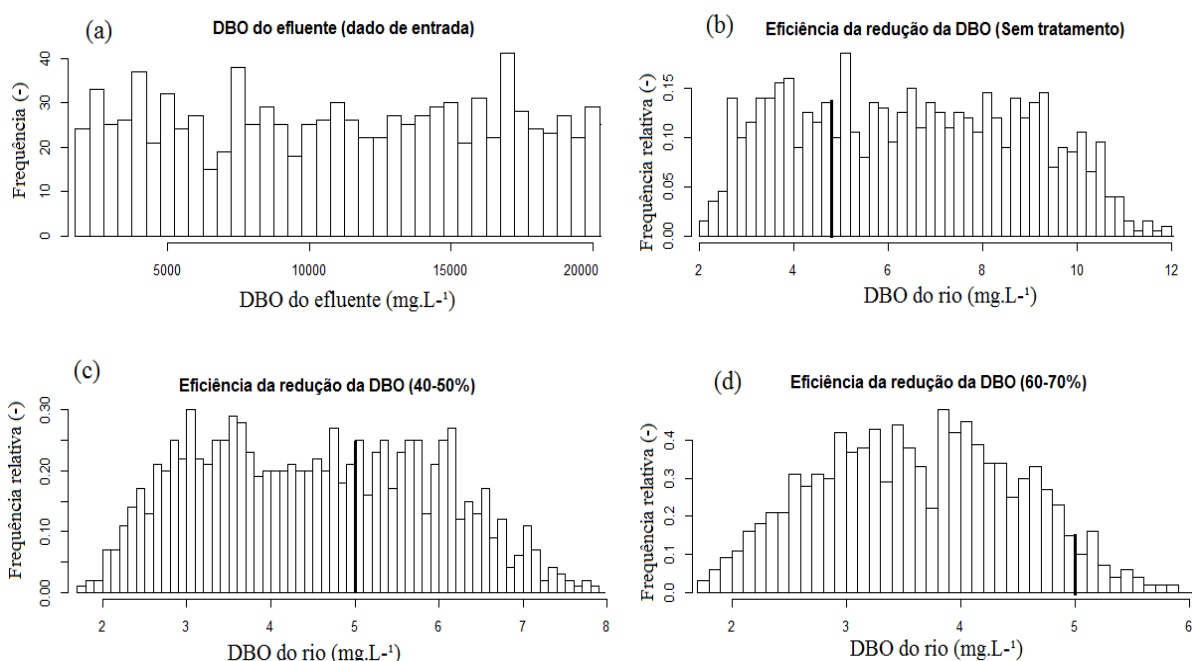


Figura 7. Distribuição de frequência dos dados de entrada e saída da modelagem simulados 1000 vezes. (a) frequência de DBO do efluente (b) sem tratamento de efluentes (c) efluente tratado com ER da DBO de 40 a 50% e (d) efluente tratado com ER da DBO de 60 a 70%. A linha na vertical em destaque representa o limite da DBO para rios classe 2 (BRASIL, 2005).

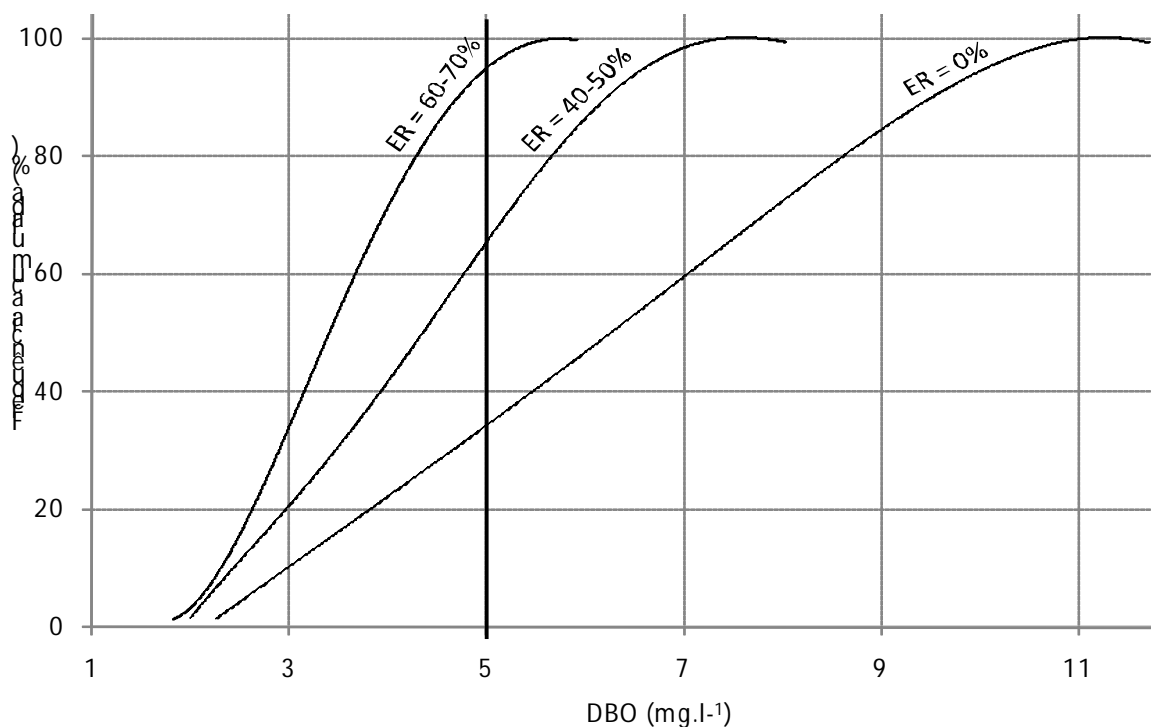


Figura 8. Distribuição da frequência acumulada para DBO do rio com lançamento de efluentes em 3 condições de eficiência de redução (ER) da DBO.

Na análise de sensibilidade do modelo os dados de entrada DBO_r e V_r , na condição 1, não foram significativas para o modelo ($p > 0,05$). As demais variáveis, em todas as condições de ER da DBO foram importantes e significativas para a modelagem ($p < 0,05$).

Observou-se que ao trabalhar com dados primários diminuiu a incerteza dos resultados e possibilitou a redução da faixa de variação adotada, tornando o modelo mais consistente. É importante destacar que a modelagem utilizando a técnica da incerteza possibilita maior segurança nas tomadas de decisões (RECKHOW, 1994), pois não fica condicionada a uma única eficiência de tratamento do efluente e pode reduzir custos de implantações e erros de projetos com menores consequências ambientais.

A descarga de efluentes dos estabelecimentos lácteos analisados é dependente da quantidade de leite processada diariamente, dos tipos de produtos fabricados, do coeficiente de consumo de água e do reaproveitamento de soro. Há ampla variação na composição dos efluentes entre os estabelecimentos, dentro do mesmo estabelecimento e, principalmente, nos laticínios sem tratamento de efluentes.

A bacia do rio Pomba tem produção média diária de 877.000 litros de leite (IBGE, 2012). Se todo esse leite fosse processado nos 44 laticínios da bacia e como cada litro de leite processado gera 0,9 litros de soro (LEITE et al., 2012), e somente 20% é aproveitado, somaria 631.440 litros de soro descartado. Ao somar este volume de soro mais a água gasta no

processamento, geraria 4,5 milhões de litros de efluentes por dia. Considerando que a DBO média dos efluentes analisados neste estudo foi de 5.247 mg.L⁻¹, a DBO seria 23,5 ton.dia⁻¹, que equivale a DBO de 436.320 habitantes ou 70,5% da população da bacia do rio Pomba.

Das variáveis analisadas, foram selecionadas as mais importantes e representativas para avaliar a composição dos efluentes. A extrapolação da simulação para toda a bacia hidrográfica do rio Pomba pode assumir grande importância no processo de impacto dos recursos hídricos uma vez que ocorre a descarga de efluentes sem tratamento ou com tratamento inadequado. Portanto, é necessária uma avaliação pelos gestores dos laticínios quanto ao controle de desperdícios nas etapas de produção, consumo de água, tratamento adequado dos efluentes, associados ao destino adequado e mais nobre para o soro lácteo.

De acordo com os resultados apresentados, existe um enorme passivo ambiental em relação ao tratamento de efluentes lácteos nos laticínios da bacia do rio Pomba. Muitas indústrias ainda lançam os efluentes sem tratamento nos cursos d'água, e aquelas que julgam ter tratamento de efluentes não o fazem com eficiência.

O uso de ferramentas de simulação como a deste trabalho, desde que se seja com dados reais e confiáveis, pode ser muito útil na escolha de uma determinada ação de controle ambiental, pois cenários desconhecidos podem ser avaliados sem custos adicionais e, ainda, com maior confiabilidade do que análises isoladas.

A implementação nos laticínios de uma gestão integrada entre produção, produtividade, redução do consumo, menor geração e maior reaproveitamento de resíduos, poderá auxiliar na adequação do atendimento das condições de lançamentos de efluentes nos cursos d'água sem comprometer o uso a jusante.

CONCLUSÃO

Os efluentes que foram analisados apresentaram ampla variabilidade durante os ciclos de produção, tanto entre os laticínios quanto dentro do mesmo estabelecimento.

As variáveis físicas e químicas importantes na caracterização dos efluentes foram a condutividade elétrica, a demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total, turbidez, temperatura e pH.

Os laticínios analisados não atenderam a Resolução Conama 430 (BRASIL, 2011) e nem a Deliberação Normativa Conjunta 01 (MINAS GERAIS, 2008) para lançamento de efluentes.

Os impactos nos recursos hídricos definidos pela simulação foram o aumento da DBO nos corpos d'água a ponto de alterar as classes de uso das águas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA, AWWA, WEF. Standard Methods for examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: American Public Health Association, 2012, 1360 pp.
- AZZOLINI, J.C.; FABRO, L.F. Monitoramento da eficiência do sistema de tratamento de efluentes de um laticínio da região meio-oeste de Santa Catarina. *Unoesc & Ciência-ACET*, v. 4, 2013, p. 3-6.
- BRASIL. Lei nº 9433, de 8 de janeiro de 1997. Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília, DF, 1997.
- BRASIL. CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente Resolução 357 de 17 de março de 2005. *Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA*, v. 357, 2005.
- BRASIL. CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 430 de 16 de maio de 2011, *Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA*, v. 430, 2011.
- BRIÃO, V.B.; TAVARES, C.R.G. Effluent generation by the dairy industry: preventive attitudes and opportunities. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*. v. 24, n. 4, 2007a, p. 487-49.
- BRIÃO, V.B.; TAVARES, C.R.G. Ultrafiltração como processo de tratamento para o reuso de efluentes de laticínios. *Eng. sanit. ambient*, v. 12, n. 2, 2007b, p. 134-138.
- CARNEIRO, A.V.; CARVALHO, C.R.; SIQUEIRA, K.B.; HOTT, M.C. O perfil da indústria de laticínios da Zona da Mata e Campos das Vertentes de Minas Gerais. Juiz de Fora: *Pólo de Excelência do Leite*. 2010.
- CARVALHO, F.; PRAZERES, A.R.; RIVAS, J. Cheese whey wastewater: Characterization and treatment. *Science of the total environment*, v. 445, 2013, p. 385-396.
- CASTRO, V.C. *Diagnóstico do consume de água e geração de efluentes e de resíduos sólidos em um laticínio de pequeno porte*. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia de Alimentos) – Universidade Federal de Viçosa, 2007.
- EMBRAPA, Ranking da Produção de Leite por Estado, 2010/2011. Disponível em <http://www.cnpqgl.embrapa.br/nova/informacoes/estatisticas/producao/tabela0240.php> Acesso em: fev. 2013.
- GIROTO, J.M.; PAWLOSWSKY, U.O soro de leite e as alternativas para o seu beneficiamento. *Brasil Alimentos*, Set/Out 2001, p. 43-46.
- GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, M.A.M. *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*: Oxford. Blackwell Scientific Publications, V.I.B.P. Handbook 8. 1978. 213 p.
- IBGE. *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística*. Censo Agropecuário de 2012/21013. Rio de Janeiro: IBGE, 2013. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br>>. Acesso em: 10 mar. 2013.
- IBGE. *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística*. Cidades. 2011. Cidades. Disponível em: <www.cidades.ibge.gov.br>. Acesso em: mai. 2013.

LATTIN, J., CARROLL, D.J.; GREEN, P.E. *Análise de dados multivariados*. São Paulo: Cengage Learning, 2011.

LEITE, M.T.; BARROZO, M.A.D.S.; RIBEIRO, E.J. Canonical analysis technique as an approach to determine optimal conditions for lactic acid production by *Lactobacillus helveticus* ATCC 15009. *International Journal of Chemical Engineering*, v. 2012, 2012, p. 1-9.

LUCAS, L.M.; CUNHA, S.B. Rede de Drenagem Urbana em Área Tropical: Mudanças na Morfologia do Canal e Níveis de Poluição das Águas-Rio dos Macacos-Rio de Janeiro-RJ. *GEOUSP: espaço e tempo*, n. 22, 2007, p. 31-38.

MENDES, A.A.; CASTRO, H.F. Redução do teor de lipídeos presentes em efluentes das indústrias de produtos lácteos empregando lipases pancreáticas. *Revista Saúde e Ambiente*, v. 5, n. 1, 2009, p. 31-39.

MENDONÇA, H.V.; BANDEIRA, M.R.C.; CARRARO, B.A.; ROCHA, B.R. Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. *Revista Ambiente e Água*, v. 7, n. 2, 2012.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM nº 01, de 5 de maio de 2008. Diário executivo Minas Gerais de 20 de maio de 2008. *Diário Oficial de Minas Gerais*, Poder Executivo, Belo Horizonte, MG, 2008.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa COPAM nº 74, de 9 de setembro de 2004. Diário executivo Minas Gerais de 09 de set. 2004. *Diário Oficial de Minas Gerais*, Poder Executivo, Belo Horizonte, MG, 02 de outubro de 2004.

PATTAIK, R.; YOST, R.S.; PORTER, G.; MASUNAGA, T.; ATTANANDANA, T. Improving multi-soil-layer (MSL) system remediation of dairy effluent. *Ecological Engineering*, v. 32 n. 1, 2008, p. 1-10.

PEREIRA, E.L.; CAMPOS, C.M.M.; MOTERANI, F. Effects of pH, acidity and alkalinity on the microbiota activity of an anaerobic sludge blanket reactor (UASB) treating pigmanure effluents. *Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 4, n. 3, 2009, p.157-168.

PRAZERES, A.R.; CARVALHO, F.; RIVAS, J. Cheese whey management: A review. *Journal of Environmental Management*, v. 110, 2012, p. 48-68.

RECKHOW, K. H. Water quality simulation modeling and uncertainty analysis for risk assessment and decision making. *Ecological Modelling*, v. 72, 1994, p. 1-20.

RIVAS, J.; PRAZERES, A. R.; CARVALHO, F.; BELTRÁN, F. Treatment of cheese whey wastewater: combined coagulation- flocculation and aerobic biodegradation. *Journal of agricultural and food chemistry*, v. 58, n. 13, 2010, p. 7871.

ROHLFES, A.L.B.; BACCAR, N.M.; OLIVEIRA, M.S.R.; MARQUARDT, L.E.; RICHARDS, N.S.P.S. Indústrias lácteas: alternativas de aproveitamento do soro de leite como forma de gestão ambiental. *Tecno-Lógica*, Santa Cruz do Sul, v. 15, n. 2, 2011, p. 79-83.

SARAIVA, C.B.; MENDONÇA, R.C.S.; SANTOS, A.L.; PEREIRA, D.A. Consumo de água e geração de efluentes em uma indústria de laticínios. *Revista do Instituto de Laticínios Cândido Tostes*, Juiz de Fora, v. 64, n. 367, 2009b, p. 10-18.

SARAIVA, C.B.; PEREIRA, D.A.; ARANTES, D. Subsídios para o uso sustentável da água em uma indústria de laticínio de pequeno porte: avaliação do consumo e geração de efluentes. *Revista Brasileira de Agroecologia*, v. 4, n. 2, 2009a.

SOUZA, A.F.C. Utilização de técnicas de análise multivariada para identificação do perfil dos laticínios de micro e pequeno porte do Estado de Minas Gerais. Universidade Federal de Viçosa, Tese de Doutorado, 2006.

TAMANINI, R; BELOTI, V.; SILVA, L.C.C.; ANGELA, H.L.; YAMADA, A.K.; BATTAGLINI, A.P.P. Antagonistic activity against *Listeria monocytogenes* and *Escherichia coli* from lactic acid bacteria isolated from raw milk. *Semina: Ciências Agrárias, Londrina*, v. 33, n. 5, set./out 2012, p. 1877-1886.

UNEP Cleaner production assessment in dairy processing. *United Nations Publications*. 95 pp. 2000 Disponível em: <<http://www.unep.fr/shared/publications/pdf/2480-CpDairy.pdf>>. Acesso em: mai. 2014.

USDA (*United States Department of Agriculture*). Dairy: world markets and trade - Dec. 2013. Disponível em: <<http://www.fas.usda.gov/psdonline/circulars/dairy.pdf>>. Acesso em: mai. 2014.

VON SPERLING, M. Análise da incerteza em estudos ambientais. Aplicação na modelagem da qualidade da água de rios. *Bio Engenharia Sanitária e Ambiental*. Encarte Técnico, Ano II, n. 1, 1993, p. 2-10.

VON SPERLING, M. *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*. DESA/UFGM, 2007.

ANEXO 1

Comandos do R para simulação do decaimento da DBO

```
# Distância de percurso do rio (km), altere o valor para distâncias diferentes
distancia=12 # distância do ponto de lançamento até a foz.
# Gera os dados aleatórios entre 0 e 1 com o comando "runif" 1.000 vezes.
Qr<-3.2+runif(1000)*1 # vazão do rio: 3,2 a 4,2 (m3.s-1)
Qe<-0.0016+runif(1000)*0.0004 # vazão do efluente: 0,0016 a 0,002 (m3.s-1)
DBOr<-1.8+runif(1000)*1.2 # DBO do rio: 1,8 a 4 (mg.L-1)
DBOe<-1000+runif(1000)*19000 # DBO efluente: 1.000 a 20.000 (mg.L-1)
Vr<-0.45+runif(1000)*0.2 # Velocidade do rio: 0,45 a 0,65 (m.s-1)
Kd<-0.4+runif(1000)*0.4 # coeficiente de redução da DBO: 0,4 a 0,8 (1.d-1)
ER<-X+runif(1000)*Y # eficiência de remoção de DBO (%). X=esperado
# e Y=variação. Ex. sem tratamento X=0 e Y=0

# Cálculo da concentração de DBOt após eventual tratamento (mg.L-1)
DBOt<-(1-ER/100)*DBOe
# Cálculo da concentração de DBOm da mistura (mg.L-1)
DBOm<-(Qe*DBOt+Qr*DBOr)/(Qe+Qr)
# Cálculo do tempo de percurso (d)
t<-distancia*1000/(Vr*86400)
# Cálculo da concentração de DBO no final do percurso (mg.L-1)
DBOf<-DBOm*exp(-Kd*t)
#Comando para imprimir o histograma de frequência relativa
hist(DBOf, main="Eficiência da redução da DBO (Sem tratamento)", nc=40, xlab="DBO
(mg/L)", ylab="Frequência relativa(-)", freq=FALSE)
```

Adaptado de Von Sperling (1993)

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com todas as evidências apresentadas sobre as causas dos impactos ambientais nas águas da bacia do rio Pomba, sugere-se algumas ações para mitigação destes impactos negativos. A primeira ação deve ser o tratamento de esgotos domésticos. Ao considerar que a contribuição da DBO de uma pessoa é de 54 g/hab/dia (DERISIO, 2012), e que residem 618.418 habitantes na área da bacia (IBGE, 2011), se o tratamento dos esgotos domésticos chegasse a 80% de redução da DBO, poderia diminuir a DBO em 23 ton.dia⁻¹. Esta ação poderia auxiliar na manutenção do OD dos cursos d'água da bacia em níveis aceitáveis. No entanto, somente o tratamento de efluentes domésticos não seria suficiente, mas é uma ação primordial e urgente a ser implementada. O tratamento de efluentes deve ser efetivada também para as indústrias e agroindústrias da bacia do rio Pomba, incluindo a capacitação de técnicos, dos gestores e da população sobre formas de diminuir o consumo e como reusar a água na atividade agropecuária, agroindustrial e nas residências.

Os cursos d'água mais impactados são os que formaram as sub-bacias hidrográficas com menor área de drenagem, a partir dos pontos amostrais a jusante das sedes municipais: ribeirão Feijão Cru (17,9 km², Leopoldina-MG), ribeirão Ubá (240,6 km², Ubá-MG), ribeirão das Posses (43,5 km², Santos Dumont-MG), rio Xopotó (170,8 km², Visconde do Rio Branco-MG), rio Paraopeba (107,5 km², Tocantins-MG), e rio dos Bagres (263,4 km², Guiricema-MG). Juntos, estes municípios somam 42,3% da população da bacia e ocupam apenas 9,9% da área, considerando a área de drenagem a montante dos pontos amostrais. Enquanto a bacia toda tem densidade demográfica de 72,6 hab/km², as áreas acima citadas comportam 310 hab/km². Portanto, as ações de tratamentos de esgotos domésticos e industriais poderiam ser priorizadas nos municípios com maior densidade populacional e com cursos d'água de baixa vazão.

Os pontos amostrais do rio Pomba (sub-bacia 4) a partir do ponto RP09 já contavam com 2/3 da vazão final do rio e, com ele, a carga orgânica do rio Xopotó (um dos mais impactados). Mesmo assim, as águas do rio Pomba, a partir do ponto RP09, se manteve dentro dos limites da classe 2, como exceção do ponto RP12 (jusante de Cataguases-MG), que passou para classe 3.

De certa forma o rio Pomba, no trecho com maior vazão e com maior capacidade de autodepuração, conseguiu manter a qualidade das águas dentro da classe 2 (Brasil, 2005). O ponto RP13, a jusante da foz do ribeirão Feijão Cru, se manteve na classe 2 após receber a carga orgânica de um dos pontos mais impactados da bacia.

Na questão de cobertura vegetal, ações para revegetar a bacia são de extrema importância para manutenção da qualidade da água. A cobertura de remanescente florestal foi de 16,3%, e na maior parte são fragmentos muito pequenos. As áreas de nascentes não estão protegidas e praticamente não há vegetação ripária ao longo dos cursos d'água. Seria primordial recompor a mata ciliar, bem como a vegetação de topos de morros e proteger as nascentes. Assim, haveria maior retenção da água da chuva, menor degradação do solo e, conseqüentemente, maior disponibilidade de água nos períodos de estiagem.

A revitalização dos rios vai além da despoluição e supressão das fontes pontuais e difusas de poluição. De acordo com Garcias e Afonso (2013), o processo deve passar pela gestão integrada de tudo que pode afetar a qualidade da água. Deve-se incluir a gestão dos resíduos sólidos, recuperação das matas ciliares, recomposição da biota aquática e, o mais importante, é que em todas as decisões e mudanças deve haver participação da sociedade. Desta maneira não existe somente o imperativo de monitorar a qualidade ambiental das bacias hidrográficas, mas evitar todo tipo de fonte poluidora e garantir água de boa qualidade para as necessidades humanas e manutenção dos ecossistemas aquáticos.

Portanto, o saneamento ambiental, o manejo integrado do solo e da bacia hidrográfica, são ações essenciais para recuperação e manutenção da qualidade dos cursos d'água da bacia do rio Pomba dentro dos padrões regulamentados pelas legislações.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Alterada pela Resolução 410/2009 e pela 430/2011, 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. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, nº 053, 18 mar. 2005. p. 58-63.

DERISIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 4 ed. atual. São Paulo: Oficina de Textos, p. 81, 2012.

GARCIAS, C. M.; AFONSO, J. A. C. Revitalização de rios urbanos. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 1, n. 1, p. 131-144, 2013.

IBGE-INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - (Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). Censo Demográfico: Brasil. Rio de Janeiro, 2011.