

DAVI SANTIAGO AQUINO

**AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DE ESGOTOS DE REDES COLETORAS
DE UM CAMPUS UNIVERSITÁRIO E DA ÁREA URBANA DA CIDADE DE
VIÇOSA-MG E SUA INFLUÊNCIA NA QUALIDADE DOS CORPOS
RECEPTORES**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil, para a obtenção do
título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL

2013

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

A657a
2013

Aquino, Davi Santiago, 1988-

Avaliação ecotoxicológica de esgotos de redes coletoras de um campus universitário e da área urbana da cidade de Viçosa-MG e sua influência na qualidade dos corpos receptores / Davi Santiago Aquino. – Viçosa, MG, 2013.
ix, 46f. : il. (algumas color.) ; 29cm.

Inclui anexos.

Orientador: Ann Honor Mounteer

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 27-30

1. Esgotos. 2. Águas - Qualidade. 3. Sedimentos fluviais.
4. Águas residuais. 5. *Daphnia similis*. 6. *Ceriodaphnia dubia*.
I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Civil. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. II. Título.

CDD 22. ed. 628.2

DAVI SANTIAGO AQUINO

**AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DE ESGOTOS DE REDES COLETORAS
DE UM CAMPUS UNIVERSITÁRIO E DA ÁREA URBANA DA CIDADE DE
VIÇOSA-MG E SUA INFLUÊNCIA NA QUALIDADE DOS CORPOS
RECEPTORES**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil, para a obtenção do
título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 21 de fevereiro de 2013.

Juraci Alves de Oliveira

Clarice Maria Rispoli Botta

Ann Honor Munteer

(Orientadora)

Dedico este trabalho a meus pais, Reinaldo e Leonice, que com muita coragem e determinação, enfrentaram a saudade e a escassez de recursos para possibilitar que eu tivesse a maior herança a seu alcance: a educação.

“O temor do Senhor é o princípio do saber, mas os loucos desprezam a sabedoria e o ensino.”

Salomão – Provérbios 1:7.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por cada instante vivido, pelas provisões e pela energia para enfrentar os desafios vindouros;

A minha família, pelo apoio e incentivo constantes e essenciais, ressaltando meus pais, Reinaldo e Leonice e minhas irmãs, Aline e Diana;

À Profa. Ann H. Mounteer, por todo aprendizado e crescimento, não apenas acadêmicos, ao longo dos mais de quatro anos de orientação;

Aos amigos e colegas pela companhia e convivência, evidenciando os companheiros de república Caio, Daniel e Harlem e minha namorada, Lilian;

Aos estagiários Eduarda, Jamille e Vinícius, pelo indispensável auxílio e pela convivência na lida laboratorial, bem como nas coletas;

Aos membros da banca, profs. Clarice M. R. Botta e Juraci Alves de Oliveira, pelas contribuições;

Ao prof. José Ivo Ribeiro Júnior do Departamento de Estatística pelo auxílio na análise de correlações;

Ao prof. Antônio Santana Ferraz pelo fornecimento do GPS;

Às agências de pesquisa CAPES e CNPq pela concessão das bolsas que viabilizaram o presente trabalho;

À Universidade Federal de Viçosa, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, ao Laboratório de Controle da Qualidade da Água e ao Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental, pela estrutura;

Ao Departamento de Solos, representado pelos Profs. Jaime Mello e Walter Abrahão, bem como por Luiz, Alôncio, Renato e Mário pela estrutura e pelo auxílio nas análises de metais e de carbono orgânico em sedimento;

Ao Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Viçosa, pelas informações e pelo apoio principalmente no início do projeto;

E a todos os outros não mencionados acima que, direta ou indiretamente, contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho, deixo explícitos meus sinceros agradecimentos.

BIOGRAFIA

DAVI SANTIAGO AQUINO, filho de Reinaldo Peixoto Aquino e Leonice Miranda Santiago Aquino, nasceu em Eunápolis, Bahia, aos 21 de maio de 1988. Entretanto, cresceu no município de Belmonte, no mesmo estado, onde estudou até o ensino fundamental.

Estudou do pré-escolar até a 2ª série na extinta Escola Monteiro Lobato, a 3ª série no Grupo Escolar Dr. José Teixeira de Freitas e a 4ª série no também extinto Centro Educacional Nossa Senhora do Carmo. O ensino fundamental foi integralmente cursado no Complexo Escolar Polivalente de Belmonte e, aos 14 anos, deslocou-se para sua cidade natal onde cursou o ensino médio no antigo Centro Federal de Educação Tecnológica da Bahia / Unidade de Ensino Descentralizada de Eunápolis, atual Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia / *campus* Eunápolis.

De 2006 a 2010 cursou Engenharia Ambiental na Universidade Federal de Viçosa (UFV), atuando desde setembro de 2008 na Sala de Ecotoxicologia Aquática do Laboratório de Controle da Qualidade da Água da referida instituição, sob orientação da Profa. Dra. Ann H. Mounteer. No último semestre do curso retornou a Eunápolis para realizar estágio na Floram Engenharia e Meio Ambiente, defendendo posteriormente projeto final de curso que abordava melhorias no tratamento dos efluentes de um laticínio de pequeno porte em Viçosa.

Em 2011 ingressou no mestrado do programa de pós-graduação em Engenharia Civil da UFV, na área de concentração Sanitária e Ambiental, sob orientação da professora supramencionada. Concomitantemente, lecionou no curso técnico de meio ambiente da escola Evata-Viçosa e atuou como tutor de sala do curso superior de tecnologia em Gestão Ambiental da Unopar, pólo Viçosa-MG. Concluiu o mestrado em fevereiro de 2013 com a defesa da presente dissertação.

SUMÁRIO

LISTA DE SIGLAS.....	vi
RESUMO	viii
ABSTRACT	ix
INTRODUÇÃO GERAL	1
AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DE ESGOTOS DE REDES COLETORAS DE UM CAMPUS UNIVERSITÁRIO E DA ÁREA URBANA DA CIDADE DE VIÇOSA-MG E SUA INFLUÊNCIA NA QUALIDADE DOS CORPOS RECEPTORES	4
1. Introdução	4
2. Material e métodos	5
2.1. Área de estudo	5
2.2. Preparo e preservação das amostras	6
2.3. Caracterização físico-química.....	7
2.3.1. Amostras líquidas	8
2.3.2. Amostras de sedimento.....	9
2.4. Testes de toxicidade.....	9
3. Resultados e discussão.....	12
3.1. Amostras de esgotos e águas superficiais.....	12
3.1.1. Locais A e B	12
3.1.2. Local C	16
3.2. Amostras de sedimento e elutriatos	18
3.3. Correlações.....	24
4. Conclusões	25
5. Recomendações	25
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	27
ANEXOS	31
Anexo A: Resultados das análises físico-químicas	32
Anexo B: Resultados dos bioensaios de toxicidade aguda e crônica.	39
Anexo C: Coeficientes de correlação entre as variáveis físico-químicas e a toxicidade.	43
Anexo D: Descrição e localização dos pontos de coleta.	45

LISTA DE SIGLAS

CC – Campanha de coleta

CE(I)50 – Concentração efetiva inicial mediana

COD – Carbono orgânico dissolvido

COT – Carbono orgânico total em sedimento

EA – Efeito agudo

ER – Efeito na reprodução

ES – Efeito na sobrevivência

EUA – Estados Unidos da América

GPS – *Global positioning system*

ICP-OES – *Inductively coupled plasma optical emission spectrometry*

LD – Limite de detecção

LSD – *Least significant difference*

NBR – Norma brasileira

ND – Não detectado

N-NH₃ – Nitrogênio amoniacal

NR – Não realizado

NT – Não tóxico

OD – Oxigênio dissolvido

P1 – Ponto de coleta de esgoto bruto no último poço de visita da rede coletora secundária da UFV

P2 – Ponto de coleta de esgoto bruto no último poço de visita da rede coletora principal da UFV

P3 – ponto de coleta de esgoto bruto no lançamento da mistura dos esgotos da UFV e da região central de Viçosa

P4 – Ponto de coleta de água superficial e de sedimento no ribeirão São Bartolomeu a montante do lançamento da mistura dos esgotos da UFV e da região central de Viçosa

P5 – Ponto de coleta de água superficial e de sedimento no ribeirão São Bartolomeu a jusante do lançamento da mistura dos esgotos da UFV e da região central de Viçosa

P6 – Ponto de coleta de esgoto doméstico bruto na entrada da ETE localizada no bairro Violeira

P7 – Ponto de coleta de esgoto doméstico tratado após passar pelo reator UASB da ETE do bairro Violeira

P8 – Ponto de coleta de água superficial e de sedimento no rio Turvo Sujo a montante do lançamento do esgoto tratado pela ETE do bairro Violeira

P9 – Ponto de coleta de água superficial e de sedimento no rio Turvo Sujo a jusante do lançamento do esgoto tratado pela ETE do bairro Violeira

pH – Potencial hidrogeniônico

PV – Poço de visita

SST – Sólidos suspensos totais

TDH – Tempo de detenção hidráulica

UASB – *Upflow anaerobic sludge blanket*

UFV – Universidade Federal de Viçosa

UNT – Unidades nefelométricas de turbidez

UTM - *Universal transverse Mercator*

WGS84 – *World geodetic system 1984*

RESUMO

AQUINO, Davi Santiago, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2013. **Avaliação ecotoxicológica de esgotos de redes coletoras de um campus universitário e da área urbana da cidade de Viçosa-MG e sua influência na qualidade dos corpos receptores.** Orientadora: Ann Honor Mounteer.

Os esgotos advindos de domicílios e de outras fontes urbanas possuem potencial para degradar a qualidade da água do corpo receptor quando lançados sem tratamento adequado. Existe ainda o risco do surgimento de efeitos tóxicos aos organismos aquáticos devido aos poluentes potencialmente tóxicos presentes nestes efluentes. Os efluentes da Universidade Federal de Viçosa (UFV), advindos das atividades acadêmicas de cerca de 19 mil pessoas e os esgotos domésticos de Viçosa, município com 72 mil habitantes, foram avaliados quanto ao seu potencial de toxicidade utilizando os microcrustáceos *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia*, além de serem caracterizados por parâmetros físico-químicos. Adicionalmente, avaliou-se a influência ecotoxicológica e físico-química dos lançamentos destes nos respectivos corpos receptores, nos compartimentos água superficial, sedimento integral e elutriato. Os resultados indicam CE(I)50 mínima de 23% a *D. similis* nos esgotos brutos; efeito adverso na qualidade da água da principal fonte de abastecimento de água do município e da universidade; capacidade de dessorção de contaminantes do sedimento para o elutriato; ausência de toxicidade aguda a *C. dubia* nos sedimentos e contribuição para a degradação dos corpos receptores devida aos referidos lançamentos. Tais resultados mostram a importância e a necessidade da implantação de um programa de monitoramento da qualidade da água dos corpos receptores e requer-se maior controle nas fontes de produção dos esgotos, principalmente dos efluentes da universidade, além de maior agilidade política para implantação de uma estação de tratamento que atenda à totalidade do município, visando a proteção da qualidade da água dos seus mananciais.

ABSTRACT

AQUINO, Davi Santiago, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2013.
Ecotoxicological evaluation of wastewaters in sewer systems of a university campus and urban zone of Viçosa-MG and their influence on receiving water quality.
Adviser: Ann Honor Mounteer.

Wastewaters from domestic and other urban sources possess potential to degrade receiving water quality when discharged without adequate treatment. Furthermore, the presence of potentially toxic pollutants in these wastewaters increases risk of toxic effects to aquatic organisms in receiving water bodies. Wastewaters from the Federal University of Viçosa (UFV) with a population of about 19 thousand students, faculty and staff, as well as sanitary wastewaters from the central part of the city of Viçosa-MG, with a population of 72 thousand, were evaluated for their toxic potential using the microcrustaceans *Daphnia similis* and *Ceriodaphnia dubia*, and were also characterized with regard to physical and chemical parameters. Ecotoxicological and physico-chemical effects of discharge of these wastewaters to surface waters, sediments and elutriates were also evaluated. Effluents presented minimum *D. similis* LC50 values of 23% and their discharge negatively affected quality of the university's and city's main water source. Contaminants were readily desorbed from receiving water sediments to elutriates but no acute or chronic toxicity was observed in sediment samples. These results demonstrate the importance of implementing a receiving water quality monitoring program and the need for greater wastewater source control, principally of effluents produced at the university. Greater political agility is also need to advance construction of a wastewater treatment plant that can serve the entire city of Viçosa, and guarantee protection of the quality of the city's drinking water sources.

INTRODUÇÃO GERAL

O lançamento de esgotos sanitários em corpos receptores, além de causar impactos negativos à qualidade físico-química e microbiológica da água, pode propiciar efeitos deletérios à comunidade aquática pelo seu potencial tóxico. A Resolução Nº 430 de 2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, determina que “*o efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos*”. Especificamente para os efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, a referida resolução aborda que estes efluentes poderão ser objeto de teste de ecotoxicidade, objetivando subsidiar ações de gestão da bacia a qual pertencem os sistemas (BRASIL, 2011).

Os agentes químicos eventualmente presentes nos esgotos podem causar efeito tóxico tanto para organismos da coluna d’água quanto para aqueles que possuem hábitos bentônicos, sendo, portanto, de essencial importância a avaliação ecotoxicológica não apenas da água superficial como também do sedimento integral, uma vez que este compartimento do ambiente aquático age como um sumidouro para diversas substâncias que não se solubilizam e ficam, portanto, adsorvidas a ele.

Adicionalmente, a ressuspensão do sedimento em locais de turbulência da água, como os pontos de lançamentos de efluentes, pode disponibilizar à coluna d’água contaminantes outrora adsorvidos ao sedimento, sendo potencial fonte de toxicidade aos organismos pelágicos. A avaliação ecotoxicológica desta situação pode ser simulada em laboratório pela utilização dos elutriatos, obtidos pela agitação de alíquotas do sedimento com água de cultivo, que é o meio no qual os organismos utilizados em ensaios ecotoxicológicos são mantidos em laboratório. Após decantação, utiliza-se o sobrenadante nos ensaios (ABNT, 2007).

Para avaliação da toxicidade aquática de amostras ambientais, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) possui métodos padronizados baseados em normais internacionais publicadas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) e outros órgãos. O método de ensaio com *Daphnia* spp. permite a avaliação da toxicidade aguda. Por sua vez, o método com *Ceriodaphnia* spp. possibilita avaliar

também efeitos crônicos. Para sedimento integral, a espécie mais recomendada é o anfípodo epibentônico *Hyaella azteca* (ABNT, 2007). Entretanto, na impossibilidade da utilização desta espécie, pode-se optar pelo uso de *Ceriodaphnia dubia*, pois embora os microcrustáceos sejam tipicamente planctônicos, estes organismos despendem parte do tempo alimentando-se sobre a superfície do sedimento. Aliado a isto, existe o fato desta espécie ser filtradora não seletiva, ingerindo tanto partículas suspensas, como as depositadas no sedimento (BURTON, *et al.*, 2003; ARAÚJO, *et al.*, 2006b).

Por serem organismos filtradores que se alimentam de material orgânico particulado em suspensão, altas concentrações de sólidos suspensos podem causar efeitos deletérios a *Daphnia similis* e a *Ceriodaphnia dubia*. Assim, a avaliação de sólidos suspensos totais é de grande valia no estudo da toxicidade de amostras ambientais para estes organismos. Ademais, o ensaio de toxicidade pode sofrer interferência no seu resultado se as amostras apresentarem valores de oxigênio dissolvido inferiores a 3,0 mg.L⁻¹ e pH fora da faixa de 5,0 a 9,0. Outras variáveis físico-químicas, tais como matéria orgânica, nitrogênio amoniacal e metais também podem influenciar na sobrevivência e, ou comportamento dos organismos durante os ensaios, além das condições ambientais como luminosidade e temperatura (BURTON, *et al.*, 2003; ABNT, 2009; 2010).

Os esgotos da Universidade Federal de Viçosa (UFV) são compostos por efluentes advindos de banheiros, laboratórios, restaurantes, alojamentos estudantis e pequenas unidades industriais existentes no *campus*. Estes esgotos são coletados por duas redes, misturados posteriormente com o esgoto da região central de Viçosa e lançados sem tratamento no ribeirão São Bartolomeu. Em contrapartida, o bairro residencial Viroleira tem seus esgotos destinados a uma estação de tratamento composta por um reator UASB que lança o efluente no rio Turvo Sujo. Diferentemente do lançamento anteriormente mencionado, este efluente, além de receber tratamento, é composto apenas por esgotos domésticos, sem influência de atividades laboratoriais ou industriais. Em ambos os casos existe um potencial risco de depreciação da qualidade dos corpos receptores, não existindo até o momento estudos que avaliaram estes lançamentos do ponto de vista ecotoxicológico.

Desta forma, o trabalho apresentado a seguir objetivou realizar a avaliação ecotoxicológica e físico-química dos esgotos da Universidade Federal de Viçosa, da

região central de Viçosa e do bairro Violeira e dos compartimentos dos corpos receptores a montante e jusante de cada lançamento.

AVALIAÇÃO ECOTOXICOLÓGICA DE ESGOTOS DE REDES COLETORAS DE UM CAMPUS UNIVERSITÁRIO E DA ÁREA URBANA DA CIDADE DE VIÇOSA-MG E SUA INFLUÊNCIA NA QUALIDADE DOS CORPOS RECEPTORES

1. Introdução

Os lançamentos de esgotos de origem urbana em cursos d'água são um dos principais fatores responsáveis pela degradação da qualidade do ambiente aquático, bem como pelo surgimento de efeitos tóxicos à comunidade do referido ambiente. A legislação brasileira não permite que o efluente lançado cause ou possua potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos, requerendo testes de toxicidade com espécies representativas de pelo menos dois níveis tróficos (BRASIL, 2011). Ademais, os esgotos produzidos pelas atividades de uma universidade podem apresentar elevado potencial de toxicidade, devido à complexidade da composição destes efluentes (DÜPONT e LOBO, 2012).

Os materiais, de natureza orgânica e inorgânica, que aportam ao ambiente aquático associam-se através de processos de superfície aos particulados suspensos, que tendem a se sedimentar no fundo desses ambientes, integrando os sedimentos aquáticos (MOZETO e ZAGATTO, 2006). Desta forma, não somente a água superficial deve ser alvo de estudos ecotoxicológicos, mas também os sedimentos, que agem como destino de diversas classes de contaminantes e podem apresentar efeitos tóxicos à vida aquática (VIGANÒ, 2000; USEPA, 2004).

De acordo com as condições do ambiente, o sedimento pode biodisponibilizar alguns contaminantes a ele adsorvidos. Assim, o conhecimento de que o sedimento pode ser tanto a fonte quanto o destino de diversas classes de poluentes tem levado a uma maior preocupação acerca da participação deste compartimento na avaliação ecotoxicológica de ambientes aquáticos (ADAMS e ROWLAND, 2003). Uma destas condições de biodisponibilização é a turbulência provocada pelo lançamento de efluentes, por chuvas fortes ou pela dragagem do corpo d'água. Para avaliação ecotoxicológica desta situação, pode-se utilizar o extrato aquoso do sedimento (elutriato).

O município de Viçosa tem uma população aproximada de 72 mil habitantes (IBGE, 2012) e apenas três bairros possuem algum nível de tratamento dos seus esgotos, sendo um deles a Viroleira, que destina seus efluentes a um reator UASB, sem pós-tratamento. Ademais, o município abriga o *campus* sede da Universidade Federal de Viçosa (UFV), que possui uma área de aproximadamente 1.600 ha e uma população aproximada de 19 mil pessoas, incluindo discentes, docentes e técnicos administrativos (UFV, 2012). Os efluentes advindos das atividades da UFRV são misturados aos esgotos da região central da cidade e esta mistura é, posteriormente, lançada sem qualquer tipo de tratamento à jusante do ponto de captação na principal fonte de abastecimento de água da cidade e da universidade: o ribeirão São Bartolomeu. Até o momento, nenhum trabalho estudou os impactos ecotoxicológicos deste cenário e são poucos os estudos sobre os impactos físico-químicos dos lançamentos de esgotos que ocorrem neste município.

O objetivo do presente estudo foi realizar uma avaliação ecotoxicológica dos esgotos da Universidade Federal de Viçosa, da cidade de Viçosa, bem como avaliar os impactos físico-químicos e ecotoxicológicos causados pelos lançamentos destes esgotos nos respectivos corpos receptores, tanto nas águas superficiais quanto nos sedimentos e seus elutriados.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

Foram realizadas quatro campanhas de coleta entre março e setembro de 2012 em nove pontos, distribuídos em três locais (A, B e C), todos eles no perímetro urbano de Viçosa-MG (Figura 1). As coordenadas dos pontos de coleta foram obtidas com GPS de navegação (Garmim Olathem[®], modelo GPS 12).

Nos pontos P1 e P2, no local A, foram coletadas amostras de esgotos brutos nos finais dos dois ramais da rede coletora de esgotos da Universidade Federal de Viçosa (UFV). No local B, onde ocorre o lançamento dos esgotos brutos da UFRV e da região central de Viçosa no ribeirão São Bartolomeu, foram coletadas amostras do esgoto no ponto de lançamento (P3) e em pontos no ribeirão, 10 metros a montante (P4) e 50 metros a jusante (P5) do ponto P3. No local C, área da estação de tratamento de esgotos (ETE) da Viroleira, composta por um reator UASB pré-fabricado em aço com volume de 48 m³ e tempo de retenção hidráulica igual a sete horas, foram coletadas amostras do

esgoto bruto (P6), esgoto tratado (P7) e em pontos no corpo receptor, o rio Turvo Sujo, 5 metros a montante (P8) e 2 metros a jusante (P9) do ponto de lançamento (P7). Nos corpos receptores (P4, P5, P8 e P9) foram coletadas amostras de água superficial e de sedimento.

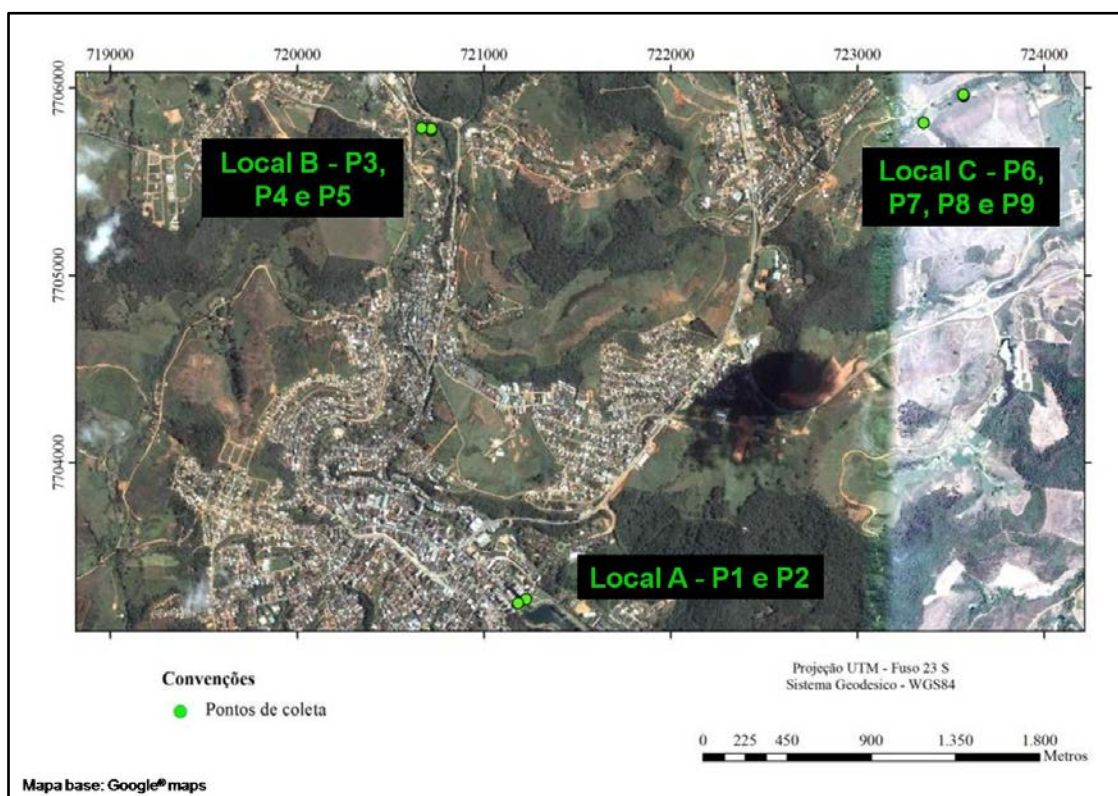


Figura 1: Representação dos três locais do município de Viçosa, Minas Gerais, onde foram coletadas as amostras de esgotos e, ou de água e sedimentos.

2.2. Preparo e preservação das amostras

Os elutriatos de amostras de sedimentos foram obtidos de acordo com a NBR 15.469 (ABNT 2007), pela agitação de 350 mL de sedimento integral com 1.400 mL de água de cultivo durante 30 minutos e posterior decantação por 60 minutos, sendo coletado o sobrenadante. A água de cultivo utilizada foi oriunda de fonte subterrânea, apresentando naturalmente dureza total $> 40 \text{ mg. L}^{-1}$ de CaCO_3 ($56,70 \pm 1,19$; $n = 4$). Antes de seu uso, a água foi aerada por, no mínimo, 24h, teve seu pH ajustado para 7,2 - 7,6 e, posteriormente, filtrada em rede de náilon com 45 μm de abertura (ABNT, 2009).

Todas as amostras foram preservadas e armazenadas seguindo as recomendações e analisadas dentro dos prazos previstos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). Alíquotas das amostras líquidas (elutriatos, águas superficiais e esgotos) foram acidificadas para $\text{pH} < 2$ para posterior análise de

metais e carbono orgânico dissolvido (COD). Para a análise de metais as amostras foram acidificadas com ácido nítrico concentrado e armazenadas em frascos de plástico sob refrigeração, enquanto para análise de COD, as amostras foram acidificadas com ácido sulfúrico concentrado e armazenadas em frascos de vidros também sob refrigeração. Para as análises de sólidos suspensos totais (SST) e nitrogênio amoniacal (N-NH₃), as amostras foram mantidas integralmente sob refrigeração em frascos de vidro. Para os ensaios de toxicidade, as amostras líquidas foram armazenadas em galões de plástico sob congelamento. Por fim, os sedimentos foram armazenados de forma integral sob refrigeração em recipientes de plástico para posterior análise de toxicidade, metais e carbono orgânico total.

2.3. Caracterização físico-química

Foram medidos em campo o pH e teor de oxigênio dissolvido (OD) de todas as amostras coletadas nas quatro campanhas. Assim que as amostras chegaram ao laboratório, a turbidez das águas superficiais foi quantificada, os elutriatos foram preparados e seus valores de pH medidos. Posteriormente, as amostras foram caracterizadas, sendo todas as análises realizadas em triplicata. A caracterização dos diferentes tipos de amostras está esquematizada na Figura 2.

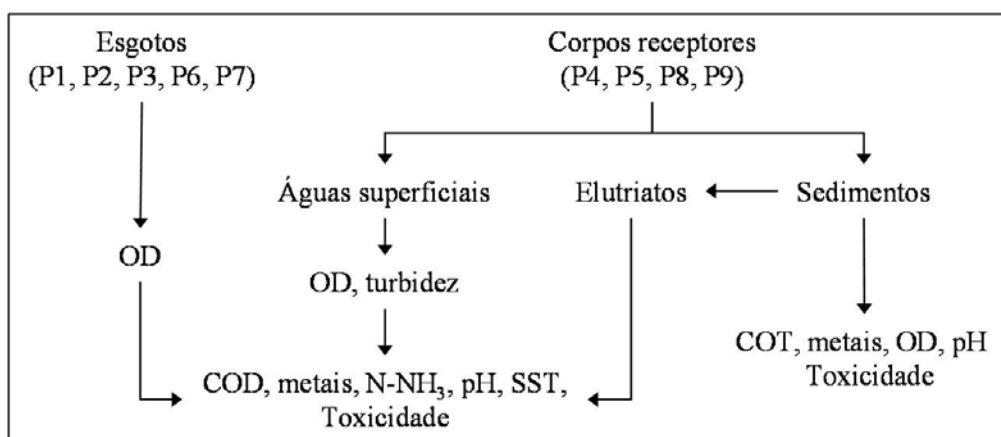


Figura 2: Análises de caracterização realizadas para cada tipo de amostra.

Com o intuito de avaliar os impactos causados pelos lançamentos de P3 e P7 nos corpos receptores, os pontos a jusante de cada lançamento tiveram seus parâmetros físico-químicos comparados com os pontos a montante, pelo teste de mínima diferença significativa (LSD) de Fisher, que faz múltiplos testes “t” de Student a 5% de significância.

2.3.1. Amostras líquidas

As análises físico-químicas das amostras líquidas foram realizadas seguindo os métodos padronizados APHA (2005) e USEPA (2007), (Tabela 1).

Tabela 1. Métodos analíticos empregados para análise de amostras líquidas

Parâmetro	Método
Carbono orgânico dissolvido, COD	SM 5310 B
Oxigênio dissolvido, OD	SM 4500-O G
pH	SM 4500-H ⁺ B
Nitrogênio amoniacal, N-NH ₃	SM 4500-NH ₃ C
Sólidos suspensos totais, SST	SM 2540 D
Metais (As, Cr, Cu, Ni, Pb, V, Zn)	EPA 3015A
Turbidez	SM 2130 B

SM = *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005); EPA = Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA, 2007)

Para quantificação de sólidos suspensos totais (SST), foram filtradas alíquotas de 25 a 300 mL das amostras de esgotos e águas superficiais e de 5 a 20 mL de elutriatos em filtro de microfibras de vidro (Millipore[®] AP40, Billerica, MA, EUA).

Para as análises de nitrogênio amoniacal (N-NH₃) foram usados destiladores de nitrogênio (Tecnal[®] TE-036/1 e TE-0363, Piracicaba, SP, Brasil), utilizando-se alíquotas de 100 mL das amostras.

Para análise de carbono orgânico dissolvido, as amostras líquidas, previamente acidificadas, foram filtradas (membranas Unifil[®], NC quadriculada estéril, 0,45 µm). Carbono total e carbono inorgânico dissolvidos foram analisados em analisador automático de carbono orgânico (Shimadzu Corporation[®] modelo TOC-V CSH, Kyoto, Japão) e, por diferença, obteve-se o carbono orgânico dissolvido (COD).

Metais (As, Cr, Cu, Ni, Pb, V e Zn) foram quantificados após adição de ácido nítrico concentrado (1 mL HNO₃/10 mL amostra) e digestão em reator de micro-ondas (CEM Corporation[®] modelo MARS 5, Matthews, NC, EUA), com rampa de temperatura de 10 minutos para elevação a 140 °C e manutenção desta temperatura durante 7 minutos, com pressão máxima de 3,4 MPa. Após a digestão, a solução foi filtrada em papel quantitativo (J Prolab[®] JP41–Faixa Preta, 28 µm) e as concentrações determinadas em aparelho de espectrometria de emissão óptica (ICP-OES; Perkin Elmer[®] Optima 7300DV, Boston, MA, EUA)

2.3.2. Amostras de sedimento

O carbono orgânico total nos sedimentos foi quantificado pelo método proposto por Yeomans e Bremner (1988). As amostras de sedimento foram secas ao ar, maceradas em almofariz e passadas por peneiras granulométricas de 0,2 mm de abertura (Bertel[®]). Na sequência, alíquotas de 0,1 a 0,3 g do material foram digeridas a 170 °C por 30 minutos com 7,5 mL de ácido sulfúrico concentrado e 5 mL de dicromato de potássio 0,167 mol.L⁻¹, sendo por fim o carbono orgânico total quantificado por titulometria.

Para as análises de metais totais (As, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn), os sedimentos foram secos a 60 °C durante 48h, macerados em almofariz e passados por peneiras granulométricas de 0,075 mm de abertura (Bertel[®]). A uma quantidade conhecida do material (aproximadamente 0,25g) foram adicionados 9 mL de ácido nítrico, 7 mL de ácido fluorídrico, 3 mL de ácido clorídrico e 7 mL de ácido bórico para digestão em reator de micro-ondas (CEM Corporation[®] modelo MARS 5, Matthews, NC, EUA), com rampa de temperatura de 18 minutos para elevação a 180 °C e manutenção desta temperatura durante 9,5 minutos, com pressão máxima de 3,4 MPa. Após a digestão, a solução foi filtrada em papel filtro quantitativo (J Prolab[®] JP41–Faixa Preta, 28 µm). As leituras foram realizadas por ICP-OES (Perkin Elmer[®] Optima 7300DV, Boston, MA, EUA). O procedimento adotado seguiu as recomendações da norma EPA 3052, com pequenas adaptações (USEPA, 1996).

2.4. Testes de toxicidade

As culturas estoque dos organismos-teste, *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia*, foram mantidas na Sala de Ecotoxicologia Aquática do Laboratório de Controle da Qualidade da Água da Universidade Federal de Viçosa em água de cultivo de origem subterrânea que apresenta dureza total superior a 40 mg.L⁻¹ de CaCO₃, medida de acordo com o método 2340 C (APHA, 2005). Antes de seu uso, a água foi aerada por no mínimo 24 horas, teve seu pH corrigido para 7,2 - 7,6 e posteriormente filtrada em rede de náilon com 45 µm de abertura. Os neonatos utilizados nos ensaios foram obtidos a partir de fêmeas cultivadas sob fotoperíodo de 12 horas de luz difusa, temperatura de 22 ± 1°C e alimentadas com 1.10⁵ células.mL⁻¹ de *Pseudokirchneriella subcapitata* e 0,02 mL por organismo de alimento complementar a base de levedura e ração de peixe *Tropical Flakes* (TetraMin[®]), ocorrendo troca dos meios de cultivo três vezes por

semana. As condições de cultivo seguiram as recomendações das normas brasileiras específicas, com pequenas modificações quanto à dureza e à temperatura (ABNT, 2009; 2010).

Todas as amostras líquidas tiveram sua toxicidade avaliada conforme esquematizado na Figura 3, utilizando-as de forma integral, sem qualquer tipo de manipulação, exceto para as amostras da primeira campanha de coleta que apresentaram CE(I)50, as quais foram filtradas em papel filtro qualitativo e novamente submetidas às etapas apresentadas na Figura 3. As condições ambientais dos testes ecotoxicológicos foram as mesmas às quais foram submetidas as culturas estoque.

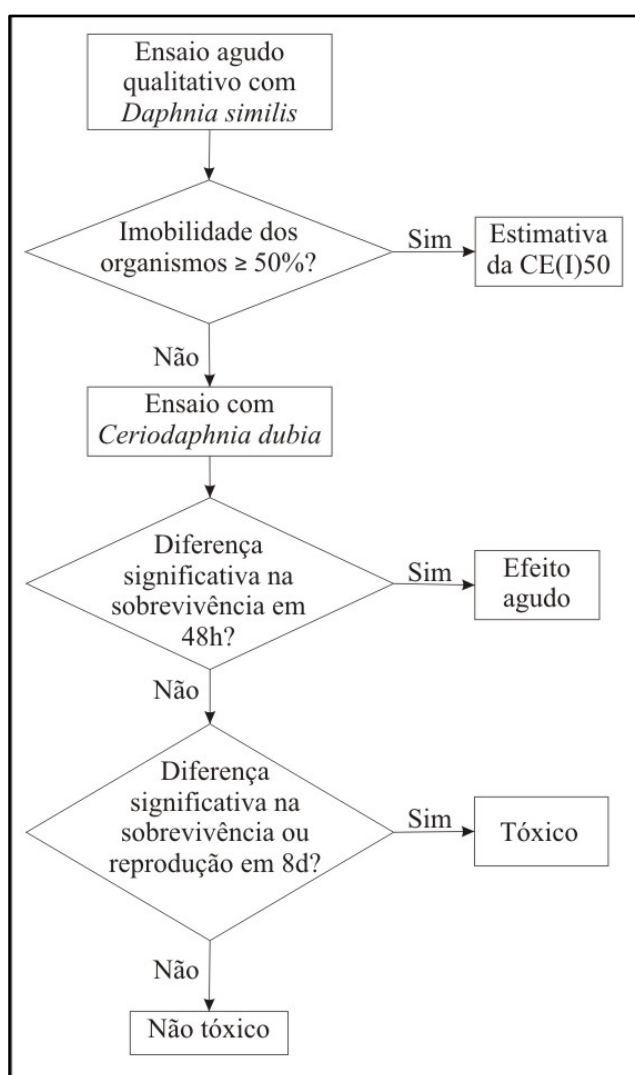


Figura 3: Etapas dos ensaios ecotoxicológicos seguidas para as amostras líquidas.

Os ensaios de toxicidade aguda, tanto qualitativo quanto definitivo para estimativa da concentração efetiva inicial mediana, CE(I)50, foram realizados de acordo com a NBR 12.713, com pequenas modificações, utilizando-se neonatos de *Daphnia*

similis com idade inferior a 24 horas, expostos sem alimentação por 48 horas (ABNT, 2009). Nos ensaios qualitativos, foram expostos 20 organismos divididos em quatro réplicas, cada uma contendo 10 mL da solução teste (amostra sem diluição). Nos ensaios definitivos, para estimativa da CE(I)50, foram utilizadas cinco concentrações da amostra em diluição seriada 1:1,25, sendo expostos 20 organismos divididos em quatro réplicas contendo 10 mL da solução teste (diluição seriada da amostra). Para estimar a CE(I)50 foi utilizado o programa *Probit*, para os ensaios que apresentaram crescimento monotônico da imobilidade com o aumento da concentração da amostra e, na ausência deste comportamento, utilizou-se o método *Trimmed Spearman-Kärber* (TSK), ambos programas computacionais disponibilizados livremente pela USEPA (USEPA, 2002).

Os ensaios com *Ceriodaphnia dubia* foram realizados em consonância com a NBR 13.313, com pequenas adaptações (ABNT, 2010). Neonatos com idade inferior a 24 horas foram expostos por oito dias, com renovação das soluções teste e alimento a cada dois dias. Para cada amostra, bem como para o controle negativo, foram incluídas 10 réplicas contendo um organismo em 15 mL da solução teste ou água de cultivo e alimento. Expressaram-se os resultados como “efeito agudo”; “tóxico” ou “não tóxico”.

Os testes de toxicidade com sedimento integral também foram realizados com a espécie *C. dubia*, como proposto por Burton *et al.* (2003). Foram expostos neonatos com menos de 24 horas durante oito dias a $5 \pm 0,2$ g de sedimento e 20 mL de água de cultivo. Foram incluídas 10 réplicas de cada amostra, contendo um organismo cada. As trocas da água de cultivo e fornecimento de alimentação ocorreram a cada dois dias. Com as condições ambientais idênticas às das culturas estoque, os organismos foram alimentados com 1.10^5 células.mL⁻¹ de *P. subcapitata* e 0,02 mL por organismo de alimento complementar a base de ração de peixe (TetraMin[®] *Tropical Flakes*) e levedura. Os resultados foram expressos como “efeito agudo”; “tóxico” ou “não tóxico”, por comparação com o controle negativo, constituído apenas por água de cultivo e alimento (ABNT, 2010).

As médias de sobrevivência e reprodução de *C. dubia* de cada amostra foram comparadas com os valores médios do controle negativo pelo teste “t” de Student por bioequivalência a 5% de significância para determinar a presença e tipo de efeito tóxico. Para tal, utilizou-se valor do coeficiente de bioequivalência *b* igual a 0,75, que é o recomendado para efeitos de sobrevivência e reprodução desta espécie, com

probabilidade de avaliar-se como “tóxica” uma amostra “não tóxica” (erro tipo I ou “ α ”) estimada em 20% (DENTON *et al.*, 2011).

Cada variável de caracterização (Figura 2) foi correlacionada com os níveis de toxicidade das amostras em cada matriz (água superficial, esgoto, sedimento e elutriato), considerando ainda cada local de coleta (A, B ou C) para agrupamento das amostras. Utilizou-se a correlação de Spearman, transformando os níveis de toxicidade em variáveis categóricas, por intermédio da classificação dos referidos níveis, de acordo com a numeração de postos apresentada na Tabela 2 (LARSON e FARBER, 2010).

Tabela 2. Postos de Spearman para os efeitos tóxicos observados utilizados para análise de correlação das variáveis de caracterização com a toxicidade.

Organismo	Efeito observado	Posto
<i>D. similis</i>	CE(I)50	4
<i>C. dubia</i>	Efeito agudo	3
	Tóxico	2
	Não tóxico	1

3. Resultados e discussão

3.1. Amostras de esgotos e águas superficiais

3.1.1. Locais A e B

Apresenta-se na Tabela 3 a caracterização físico-química dos esgotos da UFV (P1 e P2), bem como da mistura destes efluentes com o esgoto da região central de Viçosa (P3). Percebe-se a existência de grande variação dos parâmetros entre as quatro campanhas de coleta, devida à complexidade e à alternância das atividades da referida universidade.

P1 apresentou elevados valores de N-NH₃, devido ao fato desta rede coletora receber os efluentes de laboratórios voltados para produção vegetal que utilizam muitos compostos nitrogenados, tais como fertilizantes. Esgotos com concentrações de N-NH₃ próximas a 50 mg.L⁻¹ podem ser considerados como fortemente concentrados (JORDÃO e PESSOA, 2005).

Tabela 3: Caracterização físico-química dos esgotos da UFV e da região central de Viçosa. Valores médios \pm desvio padrão, n=3.

Ponto	Campanha de coleta	N-NH ₃	SST	COD	OD ^a	pH ^a
		mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	-
P1	1	74,1 \pm 2,0	91 \pm 35	33,4 \pm 0,6	2,5	8,1
	2	60,3 \pm 1,1	163 \pm 30	155,7 \pm 0,6	3,4	7,4
	3	38,2 \pm 1,7	209 \pm 15	81,9 \pm 0,3	2,6	6,9
	4	54,5 \pm 12,1	110 \pm 32	120,3 \pm 0,5	2,7	7,7
P2	1	28,4 \pm 2,4	384 \pm 104	35,6 \pm 0,2	3,7	7,4
	2	31,8 \pm 3,2	501 \pm 193	131,7 \pm 0,1	0,3	7,0
	3	15,1 \pm 3,2	503 \pm 26	151,4 \pm 0,7	2,4	9,9
	4	39,7 \pm 2,5	196 \pm 18	93,3 \pm 0,3	2,5	7,3
P3	1	28,9 \pm 3,9	435 \pm 111	31,9 \pm 1,4	ND	6,9
	2	25,5 \pm 1,1	139 \pm 22	74,2 \pm 0,2	2,1	7,1
	3	32,5 \pm 1,0	346 \pm 16	88,8 \pm 0,4	ND	7,2
	4	28,0 \pm 1,2	209 \pm 27	93,7 \pm 0,2	ND	7,1

^aVariável mensurada por medição única em campo; ND = Não detectado.

Em um estudo interno da universidade (AQUINO *et al.*, 1996), foi encontrada concentração de $15,6 \pm 5,3$ mg.L⁻¹ de N-NH₃, em amostras compostas pelas duas redes de coleta (P1 e P2), o que demonstra o aumento deste parâmetro nos últimos 15 anos. Os esgotos brutos de uma universidade no sul do Brasil apresentaram concentrações de N-NH₃ variando entre 15 e 97 mg.L⁻¹ (DÜPONT e LOBO, 2012), corroborando as altas concentrações de nitrogênio amoniacal em efluentes gerados em universidades.

Adicionalmente às elevadas concentrações de N-NH₃, os baixos teores de oxigênio dissolvido e os altos valores de matéria orgânica e sólidos em suspensão expressam o alto potencial poluidor dos esgotos que são lançados diretamente no ribeirão São Bartolomeu, com grande contribuição dos efluentes advindos da UFV, sem qualquer tipo de tratamento.

Na Tabela 4 são apresentados os resultados dos parâmetros físico-químicos mensurados no ribeirão São Bartolomeu a montante (P4) e jusante (P5) do lançamento do esgoto *in natura* das duas redes coletoras da UFV e da região central de Viçosa. O lançamento do esgoto, em geral, causa aumento significativo de N-NH₃, SST, turbidez e COD, além de diminuição de OD, dado o fato dos esgotos aportarem matéria orgânica, sólidos e nutrientes. Os valores sobremaneira baixos de OD expressam a má qualidade da água do ribeirão Bartolomeu. Mesmo antes do lançamento de P3, o teor de oxigênio encontra-se baixo, devido aos lançamentos dos esgotos domésticos de diversos prédios comerciais e residenciais que existem ao longo do referido curso d'água. Como não

possui enquadramento da qualidade das suas águas, de acordo com a legislação federal (CONAMA, 2005), o ribeirão São Bartolomeu deveria ser enquadrado como classe 2, com uso para abastecimento público e consumo humano após tratamento convencional. Entretanto, o teor de OD desejado para esta classe é de pelo menos $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$, valor acima do observado nas amostras coletadas. As concentrações de N-NH_3 também estão em desconformidade com a referida legislação e, em contrapartida, os valores de turbidez, pH e SST estão obedecendo ao padrão requerido para a classe 2.

Tabela 4: Caracterização físico-química do ribeirão São Bartolomeu a montante (P4) e jusante (P5) do lançamento dos esgotos da UFV e da região central de Viçosa. Valores médios \pm desvio padrão, $n=3$.

Ponto	Campanha de coleta	N-NH ₃	SST	Turbidez ^a	COD	OD ^a	pH ^a
		mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	UNT ^b	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	-
P4	1	$3,5 \pm 0,1$	16 ± 2	25	$9,6 \pm 0,1$	3,1	7,1
	2	$4,1 \pm 0,8$	32 ± 10	36	$7,3 \pm 0,2$	1,8	7,0
	3	$10,5 \pm 1,9$	25 ± 9	24	$12,1 \pm 0,2$	1,1	7,3
	4	$9,3 \pm 0,6$	88 ± 21	50	$15,1 \pm 1,0$	1,1	7,2
P5	1	$6,9 \pm 0,1^*$	$78 \pm 3^*$	50	$9,9 \pm 0,1$	1,4	7,0
	2	$7,7 \pm 0,7^*$	$94 \pm 26^*$	80	$12,6 \pm 0,1^*$	1,3	7,1
	3	$13,1 \pm 0,5$	$110 \pm 4^*$	85	$29,3 \pm 0,1^*$	0,9	7,0
	4	$12,0 \pm 1,6$	108 ± 36	70	$35,1 \pm 0,1^*$	0,5	7,0

^aVariável mensurada por medição única em campo; ^bUNT = Unidades nefelométricas de turbidez; *Diferença significativa (Teste LSD de Fischer, $\alpha = 0,05$) entre valores da variável nos pontos a montante (P4) e a jusante do lançamento (P5), numa mesma coleta.

As concentrações dos metais analisados estão apresentadas na Tabela 5. Nas duas primeiras campanhas de coleta, as amostras apresentaram concentrações de Cr, Ni e V abaixo do limite de detecção. O mesmo ocorreu com Zn nas campanhas 3 e 4. As e Pb não foram detectados em nenhuma amostra das quatro coletas.

As amostras dos esgotos da UFV (P1 e P2) apresentaram concentrações mais elevadas de metais em relação a P3. Estudo interno da universidade (AQUINO *et al.*, 1996) detectou, nesses mesmos pontos, concentração de Ni ($0,06 \pm 0,05 \text{ mg.L}^{-1}$) e Pb ($0,42 \pm 0,10 \text{ mg.L}^{-1}$).

O lançamento da mistura dos esgotos da UFV e da região central de Viçosa (P3) não resultou em aumento nas concentrações dos metais dissolvidos no ribeirão São Bartolomeu (com exceção de Zn na primeira coleta). Tal fato se explica pela baixa solubilidade de metais, sendo o sedimento seu principal destino (BALLS, 1989; MOZETO e ZAGATTO, 2006). Entretanto, as águas deste ribeirão possuem valores de

Cr, Ni e V acima do padrão para a classe 2 de acordo com a Resolução N° 357 de 2005 de CONAMA (Tabela 6) (BRASIL, 2005).

Tabela 5: Concentrações em mg.L⁻¹ dos metais analisados nos esgotos da UFV (P1, P2) e da região central de Viçosa e no ribeirão São Bartolomeu a montante (P4) e a jusante (P5) do lançamento (P3). Valores médios ± desvio padrão, n=3.

Metal	CC	P1	P2	P3	P4	P5
Cr	3	0,10 ± 0,04	0,07 ± 0,02	0,07 ± 0,03	0,09 ± 0,03	0,07 ± 0,03
	4	0,09 ± 0,01	0,09 ± 0,02	0,09 ± 0,02	0,09 ± 0,01	0,09 ± 0,01
Cu	1	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	2	0,04 ± 0,01	0,02 ± 0,01	< LD	< LD	< LD
	3	0,11 ± 0,01	< LD	< LD	< LD	< LD
	4	0,02 ± 0,01	0,02 ± 0,01	< LD	< LD	< LD
Ni	3	0,07 ± 0,01	0,06 ± 0,01	0,05 ± 0,01	0,06 ± 0,01	0,06 ± 0,01
	4	0,06 ± 0,02	0,05 ± 0,02	0,05 ± 0,01	0,06 ± 0,02	0,06 ± 0,01
V	3	0,11 ± 0,01	0,11 ± 0,02	0,12 ± 0,02	0,11 ± 0,01	0,11 ± 0,0
	4	0,11 ± 0,02	0,12 ± 0,02	0,13 ± 0,01	0,12 ± 0,01	0,12 ± 0,01
Zn	1	0,03 ± 0,02	0,10 ± 0,02	0,05 ± 0,0	<LD	0,07 ± 0,03*
	2	0,30 ± 0,03	0,22 ± 0,06	0,16 ± 0,02	0,09 ± 0,02	0,06 ± 0,01

CC = Campanha de coleta; LD = limite de detecção; *Diferença significativa (Teste LSD de Fischer, $\alpha = 0,05$) entre valores da variável nos pontos a montante (P4) e a jusante do lançamento (P5), numa mesma coleta.

Tabela 6: Concentrações padrão, em mg.L⁻¹, de metais totais para águas doce de classe 2 de acordo com a Resolução N° 357 de 2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente.

Metal	As	Cr	Cu*	Ni	Pb	V	Zn
Concentração	0,01	0,05	0,009	0,025	0,01	0,1	0,18

*dissolvido

Os esgotos brutos da universidade e região central de Viçosa apresentaram toxicidade nas quatro campanhas de coleta (Tabela 7). O valor médio das CE(I)50 estimadas para os esgotos da UFV (P1 e P2) foi de $67 \pm 18\%$, valor semelhante ao encontrado nas amostras de esgoto bruto da Universidade de Santa Cruz do Sul (RS), que apresentaram média de $64 \pm 10\%$, para *Daphnia magna* (DÜPONT e LOBO, 2012). Na quarta campanha de coleta, os esgotos da UFV (P1 e P2) não apresentaram CE(I)50, mas após sua mistura com os esgotos da região central de Viçosa (P3), a apresentaram, o que sugere que a toxicidade não é exclusiva dos esgotos da universidade, mas há contribuição dos esgotos da cidade.

Tabela 7: Toxicidade de amostras dos esgotos da UFV (P1 e P2), da região central de Viçosa e do ribeirão São Bartolomeu, a montante (P4) e a jusante (P5) do seu lançamento (P3).

Org.	Ef.	P1, CC				P2, CC				P3, CC				P4, CC				P5, CC				
		1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	
D.s.	CE(I) 50, %	69	82			48	50	87		87	44	23	52									
C.d.	EA				X				X													
	TX			X																	X	
	NT													X	X	X	X			X	X	X

Org = Organismo; D.s = *Daphnia similis*; C.d = *Ceriodaphnia dubia*; Ef. = Efeito; CC = Campanha de coleta; EA = Efeito agudo; TX = Tóxico; NT = Não tóxico

Após serem filtradas, as amostras da primeira coleta que apresentaram CE(I)50 (P1, P2 e P3) continuaram a exibir toxicidade aguda. Entretanto, P2 e P3 apresentaram efeito agudo somente a *C. dubia* e, em contrapartida, a CE(I)50 de P1 após a filtração variou de 69% para 72%, evidenciando que seu efeito tóxico é principalmente devido a substâncias dissolvidas.

Mesmo apresentando degradação da sua qualidade físico-química, o ribeirão São Bartolomeu a montante do lançamento dos esgotos (P4) não apresentou toxicidade. Adicionalmente, à exceção da primeira coleta, o lançamento dos esgotos da UFV e da região central de Viçosa não causou efeito tóxico às águas do corpo receptor (P5).

3.1.2. Local C

Apresenta-se na Tabela 8 a caracterização físico-química dos esgotos domésticos do bairro Violeira antes (P6) e após (P7) o tratamento pelo reator UASB. Os esgotos bruto e tratado da ETE Violeira apresentaram variação típica de qualidade físico-química ao longo do tempo, com valores em consonância com os relatados em estudos que abrangeram o monitoramento destes esgotos entre 2001 e 2008 (BASTOS *et al.*, 2005; CALIJURI *et al.*, 2009).

Devido ao tratamento anaeróbico, houve aumento de N-NH₃ por causa da conversão de nitrogênio orgânico e outros compostos nitrogenados à forma amoniacal, além de diminuição dos sólidos, aumento do teor de oxigênio dissolvido e estabilidade do pH. Todavia, não se deve concluir sobre a eficiência do tratamento, uma vez que não foi respeitado o tempo de detenção hidráulica do reator em cada coleta e este estudo não objetivou o monitoramento da ETE, sendo realizadas apenas quatro campanhas de amostragem.

Tabela 8: Caracterização físico-química do esgoto bruto (P6) e tratado (P7) na ETE Violeira. Valores médios \pm desvio padrão, n=3.

Ponto	Campanha de coleta	N-NH ₃	SST	COD	OD ^a	pH ^a
		mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	-
P6	1	15,2 \pm 2,9	187 \pm 15	21,5 \pm 0,1	1,6	7,1
	2	11,9 \pm 1,6	120 \pm 18	44,5 \pm 0,1	1,6	7,5
	3	17,0 \pm 0,9	318 \pm 28	15,6 \pm 0,1	0,0	6,9
	4	36,1 \pm 2,8	128 \pm 31	4,0 \pm 0,1	2,1	7,2
P7	1	26,0 \pm 0,6	28 \pm 9	16,5 \pm 0,1	4,5	6,9
	2	36,9 \pm 1,5	36 \pm 18	17,6 \pm 0,3	4,6	6,8
	3	32,1 \pm 2,4	85 \pm 4	33,2 \pm 0,2	6,5	7,0
	4	54,2 \pm 3,3	65 \pm 17	31,1 \pm 1,0	2,2	7,0

^aVariável mensurada por medição única em campo.

Na Tabela 9 são apresentados os resultados dos parâmetros físico-químicos mensurados no rio Turvo Sujo, a montante (P8) e jusante (P9) do lançamento do esgoto tratado da ETE Violeira. O lançamento do efluente doméstico tratado pelo UASB causou elevação das concentrações de nitrogênio amoniacal e de carbono orgânico dissolvido, além de diminuição dos teores de oxigênio dissolvido no corpo receptor. Não foram observadas diferenças nos níveis de sólidos em suspensão nem de pH.

Tabela 9: Caracterização físico-química do rio Turvo Sujo a montante (P8) e a jusante (P9) do lançamento do esgoto tratado da ETE Violeira. Valores médios \pm desvio padrão, n=3.

Ponto	Campanha de coleta	N-NH ₃	SST	Turbidez ^a	COD	OD ^a	pH ^a
		mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	UNT ^b	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	-
P8	1	< LD	118 \pm 42	65	6,5 \pm 0,2	6,0	6,8
	2	< LD	10 \pm 3	14	5,3 \pm 0,1	5,9	6,9
	3	4,4 \pm 0,9	17 \pm 6	19	6,6 \pm 0,1	3,1	7,0
	4	< LD	21 \pm 13	9,2	3,5 \pm 0,1	5,3	6,9
P9	1	2,8 \pm 0,7*	71 \pm 34	90	8,4 \pm 0,1*	6,2	6,9
	2	7,0 \pm 0,6*	37 \pm 17	44	7,3 \pm 0,1*	3,7	7,0
	3	7,4 \pm 0,9*	16 \pm 4	24	9,0 \pm 0,3*	3,9	6,8
	4	3,1 \pm 0,2*	36 \pm 12	19	4,2 \pm 0,1*	4,4	7,0

^aVariável mensurada por medição única em campo; ^bUNT = Unidades nefelométricas de turbidez; LD = limite de detecção; *Diferença significativa (Teste LSD de Fischer, $\alpha = 0,05$) entre valores da variável nos pontos a montante (P8) e a jusante do lançamento (P9), numa mesma coleta.

As concentrações de metais nas amostras dos pontos P6 a P9 estão apresentadas na Tabela 10. Apenas Zn foi detectado em concentrações compatíveis com a classe 2 (Tabela 6). Em todas as campanhas de coleta não foram detectados As, Cu e Pb nas amostras do local C (P6 a P9). O mesmo ocorreu para Cr, Ni e V nas coletas 1 e 2, bem como para Zn nas coletas 3 e 4. O lançamento do esgoto tratado no rio Turvo Sujo não causou elevação das concentrações dos metais dissolvidos durante as quatro coletas realizadas neste estudo.

Tabela 10: Concentrações médias em mg.L⁻¹ e desvios-padrão dos metais detectados nas amostras de esgotos bruto (P6) e tratado (P7), bem como de águas superficiais do corpo receptor antes (P8) e após (P9) o lançamento no P7.

Elemento	CC	P6	P7	P8	P9
Cr	3	0,07 ± 0,02	0,07 ± 0,03	0,07 ± 0,02	0,08 ± 0,03
	4	0,09 ± 0,02	0,09 ± 0,02	0,08 ± 0,02	0,07 ± 0,02
Ni	3	0,06 ± 0,01	0,05 ± 0,01	0,06 ± 0,01	0,06 ± 0,01
	4	0,06 ± 0,01	0,05 ± 0,01	0,05 ± 0,01	0,05 ± 0,01
V	3	0,10 ± 0,02	0,11 ± 0,02	0,10 ± 0,02	0,12 ± 0,02
	4	0,13 ± 0,01	0,12 ± 0,01	0,10 ± 0,01	0,10 ± 0,01
Zn	1	0,06 ± 0,00	0,05 ± 0,02	0,08 ± 0,07	0,11 ± 0,01
	2	0,18 ± 0,04	0,06 ± 0,02	0,07 ± 0,05	0,10 ± 0,07

CC = Campanha de coleta.

Na Tabela 11 são apresentados os efeitos tóxicos das amostras de esgoto e águas superficiais coletadas no local C. O esgoto doméstico que aflui à ETE Viroleira (P6) possui toxicidade de forma a possibilitar a estimativa da CE(I)50 em três coletas. O esgoto tratado (P7) também apresenta toxicidade, embora o tratamento tenha removido efeito tóxico a *D. similis* nas coletas 2, 3 e 4. Excetuando-se a quarta coleta, o ponto do rio Turvo Sujo a montante do lançamento do esgoto tratado (P8) não apresentou toxicidade às espécies *D. similis* e *C. dubia*. Entretanto, nas duas primeiras campanhas de coleta, o lançamento do esgoto tratado pelo UASB causou toxicidade crônica no corpo receptor (P9).

Tabela 11: Toxicidade de amostras de esgotos bruto (P6) e tratado (P7) e águas superficiais do corpo receptor antes (P8) e após (P9) o lançamento.

Org.	Ef.	P6, CC				P7, CC				P8, CC				P9, CC			
		1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
D.s.	CE(I) 50, %		41	63	89												
C.d.	EA	X				X	X		X								
	TX							X				X	X	X			
	NT									X	X	X				X	X

Org = Organismo; D.s = *Daphnia similis*; C.d = *Ceriodaphnia dubia*; Ef. = Efeito; CC = Campanha de coleta; EA = Efeito agudo; TX = Tóxico; NT = Não tóxico.

3.2. Amostras de sedimento e elutriatos

Nenhuma das amostras de sedimento apresentou quantidade detectável de oxigênio dissolvido, fato já esperado, uma vez que o ambiente dos sedimentos é tipicamente anaeróbico, onde geralmente existem espécies químicas reduzidas e

potencialmente tóxicas (BURTON *et al.*, 2003). Os valores de pH medidos não se distanciaram da neutralidade, variando entre 6,3 e 7,2. Estes dados estão em consonância com os resultados encontrados em sedimentos da região metropolitana de São Paulo (ARAÚJO *et al.*, 2006a)

Na Tabela 12 estão apresentados os valores de carbono orgânico total das amostras de sedimento integral.

Tabela 12: Concentrações médias em dag.kg^{-1} (%) e desvios-padrão de carbono orgânico total nas amostras de sedimentos nos pontos a montante e jusante dos lançamentos dos esgotos no ribeirão São Bartolomeu (P4 e P5) e no rio Turvo Sujo (P8 e P9)

Coleta	ribeirão São Bartolomeu		rio Turvo Sujo	
	P4	P5	P8	P9
1	1,76 ± 0,09	0,29 ± 0,02*	8,08 ± 0,10	4,17 ± 0,11*
2	0,31 ± 0,03	0,26 ± 0,03	2,81 ± 0,24	5,20 ± 0,08*
3	0,68 ± 0,21	0,29 ± 0,04*	3,08 ± 0,12	3,87 ± 0,12*
4	1,53 ± 0,03	0,52 ± 0,05*	4,27 ± 0,05	5,89 ± 0,11*

*Diferença significativa (Teste LSD de Fischer, $\alpha = 0,05$) entre valores da variável nos pontos a montante (P4/P8) e a jusante do lançamento (P5/P9), numa mesma coleta.

Por serem visivelmente mais argilosos que os sedimentos do ribeirão São Bartolomeu, as amostras coletadas no rio Turvo Sujo apresentaram quantidades mais elevadas de carbono orgânico, dado o fato das argilas serem a fração mais ativa deste compartimento devido à carga elétrica líquida negativa e às menores dimensões das partículas (BURTON *et al.*, 2003). Um monitoramento realizado nos sedimentos coletados em 67 pontos no litoral do estado de São Paulo encontrou concentrações de COT variando de 0,10% a 3,57% (BURONE *et al.*, 2003), valores próximos aos encontrados pelo presente estudo, exceto em P8 na primeira campanha de coleta, que apresentou concentração de carbono orgânico sobremaneira elevada.

Observou-se diminuição de carbono orgânico nos sedimentos do ribeirão São Bartolomeu e rio Turvo Sujo após o lançamento dos esgotos, exceto na segunda coleta no ribeirão São Bartolomeu. Tal decréscimo pode ser atribuído à turbulência causada pelos respectivos lançamentos, o que causa revolvimento dos sedimentos e, conseqüentemente, disponibilização da matéria orgânica outrora adsorvida ao particulado para a fase aquosa.

Na Tabela 13 estão apresentadas as concentrações dos metais quantificados nas amostras de sedimento a montante e jusante dos dois lançamentos de esgotos abordados

no presente trabalho. Não se pode afirmar que os lançamentos causam aumento das concentrações dos metais As, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn nos sedimentos dos corpos receptores, uma vez que dos 48 contrastes analisados apenas 6 resultaram em aumento significativo após o lançamento dos esgotos. Ademais, não foi observada tendência nítida de aumento ou de diminuição das concentrações causada pelos referidos lançamentos e todos os elementos quantificados apresentaram concentrações inferiores ao nível mínimo aceitável, de acordo com a resolução CONAMA N° 344 de 2004 (BRASIL, 2004).

Tabela 13: Concentrações em mg.kg⁻¹ dos metais analisados nos sedimentos coletados a montante e jusante dos lançamentos dos esgotos no ribeirão São Bartolomeu (P4 e P5) e no rio Turvo Sujo (P8 e P9). Valores médios ± desvio padrão, n=3.

Elemento	CC	R. São Bartolomeu		R. Turvo Sujo	
		P4	P5	P8	P9
As	1	0,05 ± 0,01	0,04 ± 0,01	0,05 ± 0,01	0,05 ± 0,01
	2	0,05 ± 0,01	0,04 ± 0,01	0,05 ± 0,01	0,05 ± 0,01
	3	0,02 ± 0,00	0,02 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0,00
	4	0,01 ± 0,01	< LD	< LD	< LD
Cr	1	0,05 ± 0,00	0,02 ± 0,00*	0,08 ± 0,01	0,10 ± 0,03
	2	0,07 ± 0,02	0,05 ± 0,03	0,08 ± 0,05	0,08 ± 0,00
	3	0,04 ± 0,00	0,05 ± 0,00*	0,08 ± 0,01	0,10 ± 0,01*
	4	0,05 ± 0,00	0,05 ± 0,02	0,09 ± 0,00	0,08 ± 0,01
Cu	1	0,03 ± 0,00	6,5 ± 0,1*	0,05 ± 0,00	0,05 ± 0,00
	2	< LD	< LD	0,05 ± 0,00	0,05 ± 0,00
	3	0,02 ± 0,00	0,03 ± 0,00*	0,07 ± 0,00	0,07 ± 0,00
	4	0,26 ± 0,09	0,02 ± 0,00*	0,07 ± 0,00	0,07 ± 0,00
Ni	1	< LD	< LD	0,02 ± 0,00	0,04 ± 0,02
	2	0,02 ± 0,01	< LD*	0,04 ± 0,02	0,03 ± 0,00
	3	< LD	< LD	0,04 ± 0,00	0,04 ± 0,00*
	4	< LD	< LD	0,04 ± 0,00	0,04 ± 0,00
Pb	1	0,02 ± 0,00	0,01 ± 0,00*	0,03 ± 0,00	0,02 ± 0,00*
	2	0,01 ± 0,00	0,02 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0,02 ± 0,00
	3	< LD	< LD	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,00
	4	< LD	0,01 ± 0,00*	0,01 ± 0,00	0,01 ± 0,00
Zn	1	0,05 ± 0,00	0,02 ± 0,00*	0,05 ± 0,00	0,05 ± 0,00
	2	0,03 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,04 ± 0,01	0,05 ± 0,00
	3	< LD	< LD	0,02 ± 0,00	0,03 ± 0,01
	4	0,03 ± 0,00	< LD*	0,03 ± 0,01	0,04 ± 0,01

CC = Campanha de coleta; LD = Limite de detecção; *Diferença significativa (Teste LSD de Fischer, $\alpha = 0,05$) entre valores da variável nos pontos a montante (P4/P8) e a jusante do lançamento (P5/P9), numa mesma coleta.

Os efeitos tóxicos das amostras de sedimento integral a *Ceriodaphnia dubia* estão apresentados na Tabela 14. Apenas na terceira coleta foi observada toxicidade crônica a esta espécie. O sedimento coletado no ribeirão São Bartolomeu a montante do lançamento (P4) não apresentou toxicidade em nenhuma das campanhas de amostragem, concordando com o resultado da água superficial deste ponto (Tabela 6).

Tabela 14: Efeitos tóxicos a *C. dubia* observados em amostras de sedimentos a montante e jusante dos lançamentos dos esgotos no ribeirão São Bartolomeu (P4 e P5) e no rio Turvo Sujo (P8 e P9).

Efeito	ribeirão São Bartolomeu								rio Turvo Sujo							
	P4, CC				P5, CC				P8, CC				P9, CC			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
EA																
TX							X				X					X
NT	X	X	X	X	X	X		X	X	X		X	X	X		X

CC = Campanha de coleta; EA = Efeito agudo; TX = Tóxico; NT = Não tóxico.

De forma similar ao presente estudo, expondo *Ceriodaphnia dubia* durante sete dias a amostras de sedimento integral coletadas em quatro campanhas em cinco pontos do rio Tietê (SP), observou-se toxicidade aguda em apenas um ponto e toxicidade crônica em mais sete, observando-se ausência de toxicidade nos outros doze testes (ALEGRE, 2009). Utilizando a mesma espécie, os sedimentos do Rio Po, no norte da Itália, tiveram sua toxicidade avaliada em dez pontos, e em apenas um deles houve mortalidade significativa dos organismos. Ademais, três outros pontos resultaram em toxicidade crônica na reprodução dos organismos (VIGANÒ, 2000). A mesma pesquisa ressalta que os efeitos tóxicos foram observados somente no inverno. Similarmente, de acordo com a Tabela 14, no presente estudo, apenas observaram-se níveis de toxicidade nas amostras de sedimento da terceira coleta, que ocorreu em julho/2012, inverno local.

De forma similar aos seus sedimentos de origem, os elutriatos apresentaram valores de pH próximo à neutralidade (entre 6,2 e 7,0), excetuando-se os pontos do rio Turvo Sujo a montante (P8) e jusante (P9) do lançamento na segunda coleta que apresentaram pH 5,5 e 5,3, respectivamente.

A caracterização físico-química dos elutriatos e as concentrações de metais estão apresentadas nas Tabelas 15 e 16.

Tabela 15: Caracterização físico-química dos elutriatos obtidos a partir dos sedimentos coletados a montante e jusante dos lançamentos dos esgotos no ribeirão São Bartolomeu (P4 e P5) e no rio Turvo Sujo (P8 e P9). Valores médios \pm desvio padrão, n=3.

Ponto	Campanha de coleta	N-NH ₃	SST	COD
		mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹
P4	1	39,0 \pm 4,4	6.140 \pm 339	121,0 \pm 1,4
	2	< LD	803 \pm 65	7,8 \pm 0,1
	3	2,1 \pm 0,6	2.443 \pm 180	6,2 \pm 0,0
	4	8,7 \pm 1,1	2.683 \pm 188	12,5 \pm 0,1
P5	1	< LD*	1.335 \pm 78*	14,1 \pm 0,2*
	2	< LD	1.853 \pm 72*	6,0 \pm 0,0*
	3	< LD*	1.438 \pm 103*	14,2 \pm 0,1*
	4	2,4 \pm 0,5*	691 \pm 172*	9,5 \pm 0,1*
P8	1	< LD	11.830 \pm 212	26,8 \pm 0,3
	2	< LD	66.830 \pm 1.824	84,7 \pm 0,1
	3	2,9 \pm 0,4	22.307 \pm 1.942	68,3 \pm 0,3
	4	< LD	18.040 \pm 538	56,9 \pm 0,5
P9	1	4,0 \pm 0,5*	14.310 \pm 42*	26,6 \pm 0,1
	2	4,7 \pm 0,7*	37.420 \pm 1.567*	72,8 \pm 0,1*
	3	4,2 \pm 0,2*	13.900 \pm 1.867*	45,6 \pm 0,2*
	4	< LD	13.740 \pm 240*	31,5 \pm 0,1*

LD = limite de detecção; *Diferença significativa (Teste LSD de Fischer, $\alpha = 0,05$) entre valores da variável nos pontos a montante (P4/P8) e a jusante do lançamento (P5/P9), numa mesma coleta.

Não se observou tendência de aumento ou diminuição das concentrações das variáveis apresentadas nas Tabelas 15 e 16 após os lançamentos dos esgotos. Todavia, os elutriatos apresentam maiores concentrações de metais do que as águas superficiais correspondentes (Tabelas 5 e 10), o que reflete a afinidade maior dos metais pelo sedimento. Isso demonstra que os elutriatos podem fornecer valiosas informações acerca dos contaminantes presentes nos sedimentos (BURTON *et al.*, 2003; USEPA, 2004), uma vez que alguns elementos, como Cu e Zn, sequer foram detectados nas amostras de água superficial e, em contrapartida, detectaram-se tais metais nos elutriatos.

Tabela 16: Concentrações em mg.L⁻¹ dos metais nos elutriatos obtidos dos sedimentos coletados a montante e jusante dos lançamentos dos esgotos no ribeirão São Bartolomeu (P4 e P5) e no rio Turvo Sujo (P8 e P9). Valores médios ± desvio padrão, n=3.

Elemento	CC	P4	P5	P8	P9
Cr	1	< LD	< LD	0,12 ± 0,02	0,05 ± 0,00*
	2	0,02 ± 0,01	0,06 ± 0,01*	1,25 ± 0,24	1,40 ± 0,14
	3	0,19 ± 0,04	0,16 ± 0,03	0,82 ± 0,09	0,38 ± 0,03*
	4	0,18 ± 0,03	0,13 ± 0,03	0,64 ± 0,13	0,54 ± 0,13
Cu	1	< LD	< LD	0,04 ± 0,01	< LD*
	2	< LD	< LD	0,68 ± 0,10	0,75 ± 0,05
	3	33,6 ± 6,9	8,4 ± 5,3	0,58 ± 0,02	0,28 ± 0,01*
	4	91,7 ± 3,1	< LD*	0,43 ± 0,08	0,33 ± 0,05
Ni	2	< LD	< LD	0,13 ± 0,02	0,12 ± 0,02
	3	0,09 ± 0,02	0,08 ± 0,02	0,22 ± 0,00	0,13 ± 0,01*
	4	0,09 ± 0,01	0,07 ± 0,00*	0,17 ± 0,02	0,14 ± 0,02
Pb	2	< LD	0,01 ± 0,01*	0,76 ± 0,10	0,36 ± 0,02*
	3	< LD	< LD	0,19 ± 0,04	< LD*
	4	< LD	< LD	0,04 ± 0,02	< LD*
V	1	< LD	< LD	0,21 ± 0,04	0,07 ± 0,01*
	2	< LD	0,06 ± 0,00*	2,30 ± 0,54	2,33 ± 0,31
	3	0,43 ± 0,07	0,34 ± 0,04	2,00 ± 0,02	0,84 ± 0,01*
	4	0,37 ± 0,05	0,22 ± 0,03*	1,44 ± 0,21	1,25 ± 0,24
Zn	1	0,06 ± 0,03	0,13 ± 0,06	0,27 ± 0,03	0,28 ± 0,05
	2	0,11 ± 0,02	0,16 ± 0,01*	1,36 ± 0,21	0,59 ± 0,05*

CC = Campanha de coleta; LD = limite de detecção; *Diferença significativa (Teste LSD de Fischer, $\alpha = 0,05$) entre valores da variável nos pontos a montante (P4/P8) e a jusante do lançamento (P5/P9), numa mesma coleta.

Os níveis de toxicidade observados para as amostras de elutriatos estão apresentados na Tabela 17.

Tabela 17: Efeitos tóxicos observados em amostras de elutriatos obtidos dos sedimentos coletados a montante e jusante dos lançamentos dos esgotos no ribeirão São Bartolomeu (P4 e P5) e no rio Turvo Sujo (P8 e P9).

Org.	Ef.	P4, CC				P5, CC				P8, CC				P9, CC				
		1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	
D.s.	CE(I) 50, %																	100
C.d.	EA									X				X				
	TX	X										X					X	
	NT		X	X	X	X	X	X	X	X		X						X

Org = Organismo; D.s. = *Daphnia similis*; C.d. = *Ceriodaphnia dubia*; Ef. = Efeito; CC = Campanha de coleta; EA = Efeito agudo; TX = Tóxico; NT = Não tóxico.

Apenas o elutriato obtido do sedimento a jusante do lançamento do rio Turvo Sujo (P9) na coleta 2 apresentou toxicidade aguda a *D. similis*. Os elutriatos do ribeirão

São Bartolomeu não apresentaram toxicidade aguda ou crônica, à exceção de P4 na primeira coleta. Em contrapartida, as amostras oriundas do rio Turvo Sujo apresentam toxicidade aguda (P8 e P9) e crônica (P8). Entretanto, tal toxicidade não se manifestou de forma constante.

Como os sedimentos do rio Turvo Sujo são visivelmente mais argilosos do que os do ribeirão São Bartolomeu, eles apresentam maior reatividade das suas partículas, fato evidenciado pela maior quantidade de SST nos elutriatos e de carbono orgânico tanto nos sedimentos quanto nos elutriatos. Assim, pela maior reatividade do particulado, os contaminantes também ficam mais disponíveis aos organismos, o que explica os níveis de toxicidade presentes nos elutriatos de P8 e P9, mas ausentes em P4 e P5 (BURTON *et al.*, 2003).

3.3. Correlações

As variáveis que apresentaram significativos coeficientes de correlação de Spearman para cada matriz estão apresentadas na Tabela 18, com diferentes agrupamentos para cada tipo de amostra.

Tabela 18: Variáveis, por tipo de amostra, que apresentaram correlações significativas com a toxicidade nos efluentes da UFV (P1 e P2), na mistura de P1 e P2 com os esgotos da região central de Viçosa (P3), no ribeirão São Bartolomeu a montante (P4) e jusante (P5) do lançamento de P3, no esgoto da ETE da Violeira antes (P6) e após (P7) e tratamento e no rio Turvo a montante (P8) e jusante (P9) do lançamento de P7.

Matriz	Amostras	n	Variáveis com correlação significativa com a toxicidade ^a
Esgoto	P1 e P2	8	Cr, Ni e Zn
	P1, P2 e P3	12	OD, Cr, Cu e Ni
	P6 e P7	8	OD
	P1, P2, P3, P6 e P7	20	SST, pH e OD
Água superficial	P4 e P5	8	-
	P8 e P9	8	-
	P4, P5, P8 e P9	16	Zn
Sedimento	P4 e P5	8	-
	P8 e P9	8	-
	P4, P5, P8 e P9	16	Pb
Elutriato	P4 e P5	8	-
	P8 e P9	8	Zn
	P4, P5, P8 e P9	16	N-NH ₃ , SST, COD, pH, Cu, Pb e Zn

n = número de amostras; ^acoeficientes significativos ($\alpha = 5\%$).

Os efluentes da UFV (P1 e P2) e a mistura destes com o esgoto da região central de Viçosa (P3) apresentaram correlações significativas com os metais Cr, Cu, Ni e Zn. Entretanto, apenas o Zn retornou correlações positivas, ressaltando a influência deste elemento nos níveis de toxicidade apresentados pelas amostras que recebem contribuições da universidade. De forma geral, baixos teores de OD e altas concentrações de SST são responsáveis pela toxicidade aos microcrustáceos utilizados, variáveis conhecidamente influentes nos ensaios de toxicidade (ABNT, 2009; 2010).

Amostras de água superficial e de sedimento integral quando analisadas agrupando-as de acordo com os corpos d'água (P4 e P5; P8 e P9) não retornaram nenhuma variável com correlação significativa com a toxicidade. Somente quando os quatro pontos foram analisados conjuntamente que Zn e Pb apresentaram influência significativa para água superficial e sedimento, respectivamente.

Os elutriatos, analisados como um grupo único, apresentaram correlação com sete diferentes variáveis. Tal influência não foi observada nas amostras de água superficial nem nos sedimentos de origem dos elutriatos, o que ressalta a utilidade desta matriz na avaliação ecotoxicológica de ambientes aquáticos (HARING *et al.*, 2010).

4. Conclusões

Os esgotos urbanos da cidade de Viçosa e do *campus* sede da Universidade Federal de Viçosa apresentam toxicidade aguda e, ou crônica aos microcrustáceos *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia*. Ainda assim, o lançamento destes esgotos não resulta em toxicidade das águas do ribeirão São Bartolomeu e do rio Turvo Sujo, embora deteriore a qualidade físico-química dos mesmos.

Os sedimentos integrais dos dois corpos receptores supracitados não apresentaram efeitos tóxicos a *C. dubia*, à exceção da terceira coleta, realizada no inverno. Em contrapartida, os elutriatos obtidos destes sedimentos apresentaram níveis de toxicidade mais elevados dos que os observados na sua matriz de origem, ressaltando a importância do uso deste extrato aquoso na avaliação ecotoxicológica de ambientes aquáticos.

5. Recomendações

Requer-se maior controle dos poluentes nas fontes geradoras, principalmente nos laboratórios da UFV a fim de que se reduza a carga tóxica dos efluentes gerados.

Ademais, é extremamente necessário que seja implantada uma estação de tratamento que abranja todos os esgotos urbanos produzidos na cidade de Viçosa, visando a proteção dos seus mananciais e, conseqüentemente, a preservação da saúde humana e da comunidade aquática.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT-ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15469**:Ecotoxicologia Aquática – Preservação e preparo de amostras.Rio de Janeiro: 2007.
- ABNT-ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12713**:Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade aguda – Método de Ensaio com *Daphnia* spp (Crustacea, Cladocera).Rio de Janeiro: 2009.
- ABNT-ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13373**:Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade Crônica – Método de Ensaio com *Ceriodaphnia* sp (Cladocera, Crustácea).Rio de Janeiro: 2010.
- ADAMS, W. J. e ROWLAND, C D. Aquatic Toxicology Test Methods. In: HOFFMAN, D. J.; RATTNER, B. A.; BURTON, G. A. e CAIRNS, J. **Handbook of ecotoxicology**. Boca Raton: Lewis Publishers, 2003.
- ALEGRE, G. F. **Avaliação ecotoxicológica de sedimentos do rio Tietê, entre os municípios de Salesópolis e Suzano, SP**. Dissertação M. Sc., IPEN, São Paulo, SP, 2009.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, WATER ENVIRONMENT FEDERATION - APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**.21. ed. Washington DC, 2005.
- AQUINO, S. F.; SOUZA, H. N. e BASTOS, R.K.X. Caracterização dos efluentes produzidos na UFV. Relatório Final CNPq. Viçosa, 1996.
- ARAÚJO, R. P. A.; BOTTA-PASCHOAL, C. M. R.; SILVÉRIO, P. F.; ALMEIDA, F. V.; RODRIGUES, P. F.; UMBUZEIRO, G. A.; JARDIM, W. F. e MOZETO A. A. Application of toxicity identification evaluation to sediment in a highly contaminated water reservoir in southeastern Brazil. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 25, n. 2, p. 581–588, 2006.

- ARAÚJO, R. P. A.; SHIMIZU, G. Y.; BOHRER, M. B. C.; JARDIM, W. Avaliação da qualidade de sedimentos. In: ZAGATTO, P.A., BERTOLETTI, E. (Eds.) **Ecotoxicologia Aquática – Princípios e aplicações**. São Carlos: RiMa, 2006.
- BALLS, P. W. Trend Monitoring of dissolver trace metals in coastal sea water – a waste of effort? **Marine Pollution Bulletin**, v. 20, n. 11, p. 546-548, 1989
- BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; SILVA, C. A. B.; DORNELAS, F. L.; ASSUNÇÃO, F. A. L.; RIOS, E. N.; SILVA, A. F. S.; FREITAS, A. S. e COSTA, G. S. Tratamento de esgotos sanitários e usos múltiplos de efluentes. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, (Suplemento), p.164-170, 2005.
- BURONE, L.; MUNIZ, P.; PIRES-VANIN, A. M. S. e RODRIGUES, M. Spatial distribution of organic matter in the surface sediments of Ubatuba Bay (Southeastern – Brazil). **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v. 75, n. 1, p. 77-90, 2003.
- BURTON, G. A.; DENTON, D. L.; HO, K.; IRELAN, D. S. Sediment Toxicity Testing: Issues and Methods. In: HOFFMAN, D. J.; RATTNER, B. A.; BURTON, G. A. e CAIRNS, J. **Handbook of ecotoxicology**. Boca Raton: Lewis Publishers, 2003.
- BRASIL. Conselho Nacional Do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA Nº 344, de 25 de março de 2004**. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências. Brasília: Diário Oficial da União, 07.05.2004.
- BRASIL. Conselho Nacional Do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília: Diário Oficial da União, 18.03.2005.
- BRASIL. Conselho Nacional Do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA Nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as 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 - CONAMA. Brasília: Diário Oficial da União, 16.05.2011

- CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. B.; CAPELETE, B. C. e DIAS, E. H. O. Domestic wastewater treatment in UASB-horizontal flow constructed wetlands systems: organic matter, solids, nutrients and coliforms removal. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 421-430, 2009.
- DENTON, D. L.; DIAMOND, J. e ZHENG, L. Test of significant toxicity: a statistical application for assessing whether an effluent or site water is truly toxic. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 30, n. 5, p. 1117-1126, 2011.
- DÜPONT, A. e LOBO, E. A. Evaluation of the efficiency of the sewage treatment plant from the University of Santa Cruz do Sul (UNISC), RS, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 2, p. 119-126, 2012.
- HARING, H. J.; SMITH, M. E.; LAZORCHAK, J. M.; CROCKER, P. A.; EURESTI, A.; WRATSCHKO, M. C.; SCHAUB, M. C. Comparison of Bulk Sediment and Sediment Elutriate Toxicity Testing Methods. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 58, p. 676-683, 2010.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2010**. Rio de Janeiro, Brasil, 2012.
- JORDÃO, E. P. e PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**, 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005. 932p.
- LARSON, R. e FARBER, B. **Estatística aplicada**. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2010.
- MOZETO, A. A. e ZAGATTO, P. A. Introdução de agentes químicos no ambiente. In: ZAGATTO, P.A., BERTOLETTI, E. (Eds.) **Ecotoxicologia Aquática – Princípios e aplicações**. São Carlos: RiMa, 2006.
- UFV – Universidade Federal de Viçosa. **Relatório de Atividades 2012**. Viçosa, Brasil, 2012. Disponível em <http://www.ufv.br/proplan/ufvnumeros/RA_2012_Completo.pdf>. Acesso em 29 jan 2013.
- USEPA - United States Environmental Protection Agency. Method USEPA 3052. **Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices**. Revision 0, Dez. 1996.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Methods for Measuring the Acute Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater and Marine Organisms**.5. ed. EPA-821-R-02-012. U. S. Environmental Protection Agency. Office of Water, Washington, DC, 2002.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **The Incidence and Severity of Sediment Contamination in Surface Waters of the United States, National Sediment Quality Survey**, 2.ed.Washington: US EPA, 2004.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. Method USEPA 3015A.**Microwave assisted acid digestion of aqueous samples and extracts**. Revision 1, Fev. 2007.

VIGANÒ, L. Assessment of the toxicity of River Po sediments with *Ceriodaphnia dubia*. **Aquatic Toxicology**, n. 47,p. 191 – 202, 2000.

YEOMANS, J.C & BREMNER, J.M.A rapid and precise method for routine determination of carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis.**, n. 19, p. 1467-1476, 1988.

ANEXOS

**DADOS EXPERIMENTAIS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS E DOS ENSAIOS
ECOTOXICOLÓGICOS, RESULTADOS DOS COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO
E DESCRIÇÃO E LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA**

ANEXO A: RESULTADOS DAS ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

Tabela A1: Caracterização físico-química das amostras de esgoto coletadas na UFV (P1 e P2), no lançamento no ribeirão São Bartolomeu (P3), na entrada da ETE Violeira (P6) e no lançamento no rio Turvo Sujo (P7).

Ponto	Coleta	pH	OD mg.L ⁻¹	Temp. °C	SST mg.L ⁻¹	N-NH ₃ mg.L ⁻¹	COD mg.L ⁻¹
P1	C1	8,1	2,5	18,3	91 ± 35	74,1 ± 2,0	33,4 ± 0,6
	C2	7,4	3,4	15,3	163 ± 30	60,3 ± 1,1	155,7 ± 0,6
	C3	6,9	2,6	13,1	209 ± 15	38,2 ± 1,7	81,9 ± 0,3
	C4	7,7	2,7	14,0	110 ± 32	54,5 ± 12,1	120,3 ± 0,5
P2	C1	7,4	3,7	19,0	384 ± 104	28,4 ± 2,4	35,6 ± 0,2
	C2	7,0	0,3	16,1	501 ± 193	31,8 ± 3,2	131,7 ± 0,1
	C3	9,9	2,4	14,6	503 ± 26	15,1 ± 3,2	151,4 ± 0,7
	C4	7,3	2,5	16,3	196 ± 18	39,7 ± 2,5	93,3 ± 0,3
P3	C1	6,9	ND	18,9	435 ± 111	28,9 ± 3,9	31,9 ± 1,4
	C2	7,1	2,1	15,8	139 ± 22	25,5 ± 1,1	74,2 ± 0,2
	C3	7,2	ND	13,1	346 ± 16	32,5 ± 1,0	88,8 ± 0,4
	C4	7,1	ND	15,4	209 ± 27	28,0 ± 1,2	93,7 ± 0,2
P6	C1	7,1	1,6	20,4	187 ± 15	15,2 ± 2,9	21,5 ± 0,1
	C2	7,5	1,6	15,0	120 ± 18	11,9 ± 1,6	44,5 ± 0,1
	C3	6,9	0,0	13,6	318 ± 28	17,0 ± 0,9	15,6 ± 0,1
	C4	7,2	2,1	13,2	128 ± 31	36,1 ± 2,8	4,0 ± 0,1
P7	C1	6,9	4,5	20,0	28 ± 9	26,0 ± 0,6	16,5 ± 0,1
	C2	6,8	4,6	15,0	36 ± 18	36,9 ± 1,5	17,6 ± 0,3
	C3	7,0	6,5	12,6	85 ± 4	32,1 ± 2,4	33,2 ± 0,2
	C4	7,0	2,2	13,2	65 ± 17	54,2 ± 3,3	31,1 ± 1,0

Temp. = temperatura

Tabela A2: Caracterização físico-química das amostras de água superficial coletadas a montante e jusante dos lançamentos dos esgotos no ribeirão São Bartolomeu (P4 e P5) e no rio Turvo Sujo (P8 e P9).

Ponto	Coleta	pH	OD mg.L ⁻¹	Temp. °C	SST mg.L ⁻¹	N-NH ₃ mg.L ⁻¹	COD mg.L ⁻¹	Turbidez UNT
P4	C1	7,1	3,1	19,4	16 ± 2	3,5 ± 0,1	9,6 ± 0,1	25
	C2	7,0	1,8	14,4	32 ± 10	4,1 ± 0,8	7,3 ± 0,2	36
	C3	7,3	1,1	11,7	25 ± 9	10,5 ± 1,9	12,1 ± 0,2	24
	C4	7,2	1,1	16,0	88 ± 21	9,3 ± 0,6	15,1 ± 1,0	50
P5	C1	7,0	1,4	19,7	78 ± 3	6,9 ± 0,1	9,9 ± 0,1	50
	C2	7,1	1,3	14,7	94 ± 26	7,7 ± 0,7	12,6 ± 0,1	80
	C3	7,0	0,9	12,4	110 ± 4	13,1 ± 0,5	29,3 ± 0,1	85
	C4	7,0	0,5	16,0	108 ± 36	12,0 ± 1,6	35,1 ± 0,1	70
P8	C1	6,8	6,0	16,2	118 ± 42	ND	6,5 ± 0,2	65
	C2	6,9	5,9	11,8	10 ± 3	ND	5,3 ± 0,1	14
	C3	7,0	3,1	9,9	17 ± 6	4,4 ± 0,9	6,6 ± 0,1	19
	C4	6,9	5,3	9,9	21 ± 13	ND	3,5 ± 0,1	9,2
P9	C1	6,9	6,2	17,0	71 ± 34	2,8 ± 0,7	8,4 ± 0,1	90
	C2	7,0	3,7	12,1	37 ± 17	7,0 ± 0,6	7,3 ± 0,1	44
	C3	6,8	3,9	9,3	16 ± 4	7,4 ± 0,9	9,0 ± 0,3	24
	C4	7,0	4,4	11,0	36 ± 12	3,1 ± 0,2	4,2 ± 0,1	19

Temp. = temperatura, UNT = Unidades nefelométricas de turbidez.

Tabela A3: Caracterização físico-química das amostras de sedimento integral coletadas a montante e jusante dos lançamentos dos esgotos no ribeirão São Bartolomeu (P4 e P5) e no rio Turvo Sujo (P8 e P9).

Ponto	Coleta	pH	OD	Temperatura	COT
		-	mg.L ⁻¹	°C	dag.kg ⁻¹
P4	C1	6,7	ND	18,9	1,76 ± 0,09
	C2	7,2	ND	14,1	0,31 ± 0,03
	C3	6,8	ND	11,8	0,68 ± 0,21
	C4	6,7	ND	14,7	1,53 ± 0,03
P5	C1	6,7	ND	19,2	0,29 ± 0,02
	C2	6,4	ND	14,2	0,26 ± 0,03
	C3	6,6	ND	12,1	0,29 ± 0,04
	C4	6,7	ND	14,9	0,52 ± 0,05
P8	C1	6,3	ND	15,7	8,08 ± 0,10
	C2	6,5	ND	11,7	2,81 ± 0,24
	C3	6,8	ND	9,5	3,08 ± 0,12
	C4	6,7	ND	10,2	4,27 ± 0,05
P9	C1	6,4	ND	17,9	4,17 ± 0,11
	C2	6,4	ND	11,8	5,20 ± 0,08
	C3	6,6	ND	9,6	3,87 ± 0,12
	C4	6,8	ND	10,0	5,89 ± 0,11

Tabela A4: Caracterização físico-química dos elutriatos obtidos das amostras de sedimento integral coletadas a montante e jusante dos lançamentos dos esgotos no ribeirão São Bartolomeu (P4 e P5) e no rio Turvo Sujo (P8 e P9).

Ponto	Coleta	pH	OD	Temp.	SST	N-NH ₃	COD
		-	mg.L ⁻¹	°C	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mg.L ⁻¹
P4	C1	6,8	1,8	12,4	6.140 ± 339	39,0 ± 4,4	121,0 ± 1,4
	C2	6,8	15,4	12,5	803 ± 65	< LD	7,8 ± 0,1
	C3	7,0	9,4	8,8	2.443 ± 180	2,1 ± 0,6	6,2 ± 0,0
	C4	6,8	0,6	15,6	2.683 ± 188	8,7 ± 1,1	12,5 ± 0,1
P5	C1	6,7	5,7	12,5	1.335 ± 78	< LD	14,1 ± 0,2
	C2	6,7	16,6	12,4	1.853 ± 72	< LD	6,0 ± 0,0
	C3	6,8	8,7	9,4	1.438 ± 103	< LD	14,2 ± 0,1
	C4	6,8	6,6	15,7	691 ± 172	2,4 ± 0,5	9,5 ± 0,1
P8	C1	6,5	5,8	12,4	11.830 ± 212	< LD	26,8 ± 0,3
	C2	5,5	ND	12,5	66.830 ± 1.824	< LD	84,7 ± 0,1
	C3	6,7	2,4	9,2	22.307 ± 1.942	2,9 ± 0,4	68,3 ± 0,3
	C4	6,3	ND	15,3	18.040 ± 538	< LD	56,9 ± 0,5
P9	C1	6,2	1,7	12,5	14.310 ± 42	4,0 ± 0,5	26,6 ± 0,1
	C2	5,3	0,2	12,4	37.420 ± 1.567	4,7 ± 0,7	72,8 ± 0,1
	C3	6,5	0,3	9,4	13.900 ± 1.867	4,2 ± 0,2	45,6 ± 0,2
	C4	6,5	ND	15,4	13.740 ± 240	< LD	31,5 ± 0,1

Temp. = temperatura.

Tabela A5: Concentrações em $\mu\text{g.L}^{-1}$ dos metais analisados nas amostras de esgoto coletadas na UFV (P1 e P2), no lançamento no ribeirão São Bartolomeu (P3), na entrada da ETE Violeira (P6) e no lançamento no rio Turvo Sujo (P7). Valores médios \pm desvio padrão, n=3.

Elemento	Coleta	P1	P2	P3	P6	P7
As	1	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	2	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	3	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	4	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
Cr	1	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	2	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	3	100,7 \pm 43,8	69,2 \pm 24,6	72,7 \pm 29,2	71,8 \pm 23,9	66,2 \pm 28,2
	4	92,1 \pm 14,7	88,0 \pm 16,3	91,8 \pm 15,6	93,6 \pm 16,4	91,0 \pm 17,2
Cu	1	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	2	44,4 \pm 7,8	18,7 \pm 6,1	< LD	< LD	< LD
	3	110,1 \pm 14,7	< LD	< LD	< LD	< LD
	4	18,1 \pm 15,9	15,2 \pm 9,3	< LD	< LD	< LD
Ni	1	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	2	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	3	65,7 \pm 9,0	58,8 \pm 6,9	53,0 \pm 8,1	56,3 \pm 7,2	52,1 \pm 9,1
	4	55,5 \pm 16,9	50,8 \pm 21,8	53,8 \pm 11,9	58,8 \pm 9,5	52,8 \pm 7,3
Pb	1	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	2	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	3	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	4	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
V	1	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	2	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	3	108,2 \pm 16,0	111,3 \pm 18,9	116,5 \pm 23,1	103,9 \pm 15,3	110,1 \pm 15,4
	4	105,4 \pm 19,2	116,2 \pm 11,8	130,6 \pm 7,1	129,9 \pm 10,0	121,4 \pm 10,2
Zn	1	29,9 \pm 19,2	103,8 \pm 17,7	49,5 \pm 3,0	59,1 \pm 3,0	45,7 \pm 18,4
	2	303,3 \pm 31,0	222,0 \pm 55,5	155,7 \pm 17,4	177,4 \pm 39,5	55,5 \pm 17,2
	3	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
	4	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD

LD = limite de detecção.

Tabela A6: Concentrações em $\mu\text{g.L}^{-1}$ dos metais analisados nas amostras de água superficial coletadas a montante e jusante dos lançamentos dos esgotos no ribeirão São Bartolomeu (P4 e P5) e no rio Turvo Sujo (P8 e P9). Valores médios \pm desvio padrão, n=3.

Elemento	Coleta	P4	P5	P8	P9
As	1	< LD	< LD	< LD	< LD
	2	< LD	< LD	< LD	< LD
	3	< LD	< LD	< LD	< LD
	4	< LD	< LD	< LD	< LD
Cr	1	< LD	< LD	< LD	< LD
	2	< LD	< LD	< LD	< LD
	3	$86,5 \pm 33,4$	$67,4 \pm 23,6$	$68,3 \pm 24,5$	$75,5 \pm 30,2$
	4	$83,7 \pm 13,4$	$85,8 \pm 12,4$	$80,9 \pm 20,6$	$73,5 \pm 23,0$
Cu	1	< LD	< LD	< LD	< LD
	2	< LD	< LD	< LD	< LD
	3	< LD	< LD	< LD	< LD
	4	< LD	< LD	< LD	< LD
Ni	1	< LD	< LD	< LD	< LD
	2	< LD	< LD	< LD	< LD
	3	$55,6 \pm 11,5$	$51,9 \pm 8,9$	$56,8 \pm 10,8$	$59,4 \pm 10,9$
	4	$55,5 \pm 17,2$	$55,3 \pm 7,6$	$52,8 \pm 13,0$	$47,0 \pm 9,1$
Pb	1	< LD	< LD	< LD	< LD
	2	< LD	< LD	< LD	< LD
	3	< LD	< LD	< LD	< LD
	4	< LD	< LD	< LD	< LD
V	1	< LD	< LD	< LD	< LD
	2	< LD	< LD	< LD	< LD
	3	$105,4 \pm 10,7$	$110,9 \pm 0,6$	$103,4 \pm 15,0$	$116,6 \pm 18,4$
	4	$116,0 \pm 13,7$	$117,1 \pm 12,1$	$99,5 \pm 13,0$	$100,8 \pm 6,8$
Zn	1	< LD	$68,5 \pm 28,7$	$78,8 \pm 66,6$	$110,3 \pm 12,7$
	2	$90,4 \pm 21,8$	$63,6 \pm 13,5$	$72,5 \pm 51,0$	$102,5 \pm 68,6$
	3	< LD	< LD	< LD	< LD
	4	< LD	< LD	< LD	< LD

LD = limite de detecção.

Tabela A7: Concentrações em $\mu\text{g.L}^{-1}$ dos metais analisados nas amostras de sedimento integral coletadas a montante e jusante dos lançamentos dos esgotos no ribeirão São Bartolomeu (P4 e P5) e no rio Turvo Sujo (P8 e P9). Valores médios \pm desvio padrão, n=3.

Elemento	Coleta	P4	P5	P8	P9
As	1	49,2 \pm 9,7	43,4 \pm 12,0	47,3 \pm 9,8	45,4 \pm 12,9
	2	42,0 \pm 14,2	41,5 \pm 13,5	46,6 \pm 9,3	43,8 \pm 11,8
	3	18,7 \pm 4,0	20,6 \pm 10,6	6,8 \pm 6,5	16,1 \pm 4,3
	4	13,2 \pm 11,1	2,0 \pm 0,6	< LD	< LD
Cr	1	52,4 \pm 1,9	22,6 \pm 4,3	81,2 \pm 5,4	98,9 \pm 30,6
	2	70,6 \pm 24,4	45,8 \pm 29,1	78,9 \pm 52,1	81,2 \pm 2,0
	3	37,7 \pm 3,7	44,4 \pm 0,8	76,9 \pm 6,3	97,7 \pm 5,8
	4	51,1 \pm 1,0	43,3 \pm 16,9	87,2 \pm 2,4	78,2 \pm 9,2
Cu	1	27,8 \pm 0,3	6,5 \pm 0,1	45,2 \pm 1,4	49,8 \pm 2,5
	2	1,5 \pm 0,9	< LD	46,3 \pm 0,8	48,7 \pm 0,2
	3	21,4 \pm 0,8	26,0 \pm 0,4	65,6 \pm 4,8	74,3 \pm 2,6
	4	260,3 \pm 90,7	18,2 \pm 2,7	71,8 \pm 3,0	72,5 \pm 0,7
Ni	1	< LD	< LD	21,5 \pm 3,2	35,1 \pm 16,0
	2	16,6 \pm 12,8	< LD	38,3 \pm 17,9	26,5 \pm 0,9
	3	< LD	< LD	36,0 \pm 3,3	42,5 \pm 1,5
	4	5,8 \pm 2,2	< LD	36,7 \pm 0,8	33,6 \pm 3,8
Pb	1	20,6 \pm 0,4	13,6 \pm 0,5	26,0 \pm 0,4	23,6 \pm 0,3
	2	13,9 \pm 7,2	15,3 \pm 7,4	19,7 \pm 7,4	23,4 \pm 1,0
	3	< LD	< LD	9,9 \pm 6,3	12,0 \pm 0,4
	4	< LD	12,2 \pm 1,9	14,4 \pm 4,0	11,5 \pm 0,8
Zn	1	48,6 \pm 2,8	16,2 \pm 0,8	49,1 \pm 2,0	47,5 \pm 2,9
	2	29,5 \pm 12,3	30,1 \pm 14,6	37,9 \pm 14,7	47,8 \pm 0,7
	3	2,9 \pm 0,7	7,8 \pm 4,1	24,2 \pm 5,0	32,4 \pm 8,1
	4	26,1 \pm 3,4	< LD	31,8 \pm 9,3	39,7 \pm 12,0

LD = limite de detecção.

Tabela A8: Concentrações em $\mu\text{g.L}^{-1}$ dos metais analisados nos elutriatos obtidos das amostras de sedimento integral coletadas a montante e jusante dos lançamentos dos esgotos no ribeirão São Bartolomeu (P4 e P5) e no rio Turvo Sujo (P8 e P9). Valores médios \pm desvio padrão, n=3.

Elemento	Coleta	P4	P5	P8	P9
As	1	< LD	< LD	< LD	< LD
	2	< LD	< LD	< LD	< LD
	3	< LD	< LD	< LD	< LD
	4	< LD	< LD	< LD	< LD
Cr	1	< LD	< LD	120,2 \pm 16,9	45,9 \pm 1,4
	2	18,7 \pm 7,8	60,9 \pm 9,3	1.253,2 \pm 237,4	1.396,3 \pm 141,9
	3	188,9 \pm 42,3	160,0 \pm 25,7	815,6 \pm 86,1	371,9 \pm 27,9
	4	183,8 \pm 30,7	132,4 \pm 30,7	641,8 \pm 125,8	544,3 \pm 127,0
Cu	1	< LD	< LD	43,2 \pm 10,7	< LD
	2	< LD	< LD	683,9 \pm 100,9	748,6 \pm 53,4
	3	33,6 \pm 6,9	8,4 \pm 5,3	580,9 \pm 24,0	281,7 \pm 14,6
	4	91,7 \pm 3,1	< LD	428,6 \pm 77,4	330,8 \pm 53,1
Ni	1	< LD	< LD	< LD	< LD
	2	< LD	< LD	126,5 \pm 19,7	122,5 \pm 15,7
	3	94,5 \pm 21,8	83,7 \pm 16,1	218,5 \pm 5,2	134,4 \pm 14,4
	4	86,7 \pm 7,7	69,7 \pm 3,5	174,5 \pm 22,5	148,1 \pm 17,2
Pb	1	< LD	< LD	< LD	< LD
	2	< LD	11,7 \pm 7,7	757,4 \pm 95,5	355,6 \pm 19,9
	3	< LD	< LD	186,4 \pm 41,9	< LD
	4	< LD	< LD	42,9 \pm 21,2	< LD
V	1	< LD	< LD	205,5 \pm 36,8	73,8 \pm 5,5
	2	8,4 \pm 7,1	61,3 \pm 8,0	2.297,6 \pm 536,5	2.331,5 \pm 314,0
	3	425,3 \pm 72,1	340,8 \pm 35,5	1.993,5 \pm 26,8	844,5 \pm 7,8
	4	367,7 \pm 48,6	220,3 \pm 34,8	1.444,9 \pm 214,9	1.245,7 \pm 235,7
Zn	1	62,8 \pm 35,8	128,1 \pm 58,2	270,3 \pm 28,9	277,0 \pm 46,1
	2	112,2 \pm 16,4	157,7 \pm 11,2	1.358,7 \pm 210,6	592,6 \pm 51,4
	3	< LD	< LD	< LD	< LD
	4	< LD	< LD	< LD	< LD

LD = limite de detecção.

ANEXO B: RESULTADOS DOS BIOENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA E CRÔNICA.

Tabela B1: Quantidade de organismos de *D. similis* imóveis após 48 horas de exposição às amostras sem diluição (ensaio qualitativo). Total de expostos em cada concentração: 20.

Tipo de amostra	Ponto	Coleta			
		1	2	3	4
Esgoto	P1	20	20	0	2
	P2	20	20	14	4
	P3	15	20	20	20
	P6	2	20	20	20
	P7	1	0	1	6
Água superficial	P4	4	2	2	0
	P5	4	0	15	5
	P8	6	0	0	2
	P9	1	0	0	0
Elutriato	P4	1	2	0	0
	P5	3	1	0	0
	P8	1	7	6	0
	P9	3	11	2	0
Controle	-	0; 0	0; 1	0; 0	1; 1

Tabela B2: Quantidade de organismos de *D. similis* imóveis após 48 horas de exposição às amostras com diluições seriadas para estimativa da CE(I)50. Total de expostos em cada concentração: 20.

Conc. (%)	Esgoto												Elutriato
	P1, CC		P2, CC			P3, CC				P6, CC			P9, CC
	1	2	1	2	3	1	2	3	4	2	3	4	2
0	0	0	2	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0
15	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20,5	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-
22,5	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
25,6	-	-	-	-	-	-	-	16	-	-	-	-	-
32	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-	-	-	-
33,8	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
40	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-	-	-	-
41	-	0	8	3	0	0	8	-	4	10	1	0	0
50	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-	-	-	-
50,6	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
51,2	-	0	11	10	0	0	14	-	9	19	4	0	0
64	-	0	19	18	1	1	20	-	17	20	10	0	2
75,9	14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
80	-	8	20	20	1	2	20	-	20	20	19	1	0
100	-	20	20	20	20	19	20	-	20	20	20	19	10

Conc. = concentração.

Tabela B3: Quantidade de organismos de *D. similis* imóveis após 48 horas de exposição às amostras filtradas de P1, P2 e P3 da primeira coleta. Total de expostos em cada concentração: 20.

Tipo de ensaio	Amostra	Conc. (%)	Imóveis
Qualitativo	Controle	0	3
	P1	100	20
	P2	100	0
	P3	100	2
Com diluições seriadas	Controle	0	4
	P1	41	0
		51	0
		64	1
		80	13
		100	20

Conc. = concentração.

Tabela B4: Quantidade de organismos de *C. dubia* sobreviventes após 48 horas de exposição às amostras sem diluição. Total de expostos em cada amostra: 10.

Tipo de amostra	Ponto	Coleta			
		1	2	3	4
Esgoto	P1	NR	NR	7	0
	P2	NR	NR	NR	0
	P3	NR	NR	NR	NR
	P6	1	NR	NR	NR
	P7	4	2	5	0
Água superficial	P4	10	10	10	8
	P5	9	10	10	10
	P8	10	10	10	9
	P9	10	9	10	8
Elutriato	P4	6	10	10	9
	P5	7	10	10	10
	P8	10	3	6	8
	P9	4	NR	4	7
Controle	-	10; 10	10	10; 10	9; 9

NR = Ensaio não realizado pelo fato da amostra apresentar toxicidade aguda de forma a possibilitar a estimativa da CE(I)50.

Tabela B5: Quantidade de organismos de *C. dubia* sobreviventes após 8 dias de exposição às amostras sem diluição. Total de expostos em cada amostra: 10.

Tipo de amostra	Ponto	Coleta			
		1	2	3	4
Esgoto	P1	NR	NR	1	0
	P2	NR	NR	NR	0
	P3	NR	NR	NR	NR
	P6	0	NR	NR	NR
	P7	2	0	3	0
Água superficial	P4	10	10	8	5
	P5	0	9	6	8
	P8	10	9	8	2
	P9	7	2	10	7
Elutriato	P4	4	7	8	9
	P5	6	10	6	10
	P8	8	0	2	7
	P9	1	NR	0	7
controle	-	10; 8	8	8; 9	9; 9

NR = Ensaio não realizado pelo fato da amostra apresentar toxicidade aguda de forma a possibilitar a estimativa da CE(I)50.

Tabela B6: Quantidade total acumulada de neonatos de *C. dubia* produzidos após 8 dias de exposição às amostras sem diluição. Quantidade de fêmeas expostas em cada amostra: 10.

Tipo de amostra	Ponto	Coleta			
		1	2	3	4
Esgoto	P1	NR	NR	0	0
	P2	NR	NR	NR	0
	P3	NR	NR	NR	NR
	P6	0	NR	NR	NR
	P7	0	0	0	0
Água superficial	P4	196	31	0	20
	P5	0	23	0	44
	P8	23	28	20	13
	P9	0	23	141	14
Elutriato	P4	5	22	119	68
	P5	21	30	2	66
	P8	58	0	0	25
	P9	0	NR	0	24
controle	-	68; 31	3	31; 0	35; 35

NR = Ensaio não realizado pelo fato da amostra apresentar toxicidade aguda de forma a possibilitar a estimativa da CE(I)50.

Tabela B7: Quantidade de sobreviventes e de neonatos (NT) para os ensaios crônicos com *C. dubia* para as amostras da primeira coleta que não mais apresentaram CE(I) depois da filtração. Total de expostos em cada concentração: 10.

	Controle	P2	P3
Sobreviventes após 48h	10	1	0
Sobreviventes após 8d	10	0	0
Total de NT após 8d	91	0	0

Tabela B8: Quantidade de sobreviventes e de neonatos (NT) para os ensaios crônicos com *C. dubia* para as amostras de sedimento integral. Total de expostos em cada concentração: 10.

Ponto	Sobreviventes após 48h				Sobreviventes após 8d				Total de NT após 8d			
	Coleta				Coleta				Coleta			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
P4	6	8	10	10	5	8	10	9	38	35	122	58
P5	9	9	10	8	7	7	3	7	46	85	26	56
P8	7	7	7	8	7	4	4	7	65	13	9	57
P9	8	10	9	7	7	7	4	6	111	6	6	33
Controle	10	10	10	10	9	9	10	10	111	20	34	53

ANEXO C: COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS E A TOXICIDADE.

Tabela C1: Valores dos coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis físico-químicas e a toxicidade testados para as amostras de esgotos.

Amostras	N	SST	COD	pH	OD	As	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
P1 e P2	-0,124	0,220	0,206	0,481	-0,069	0,000	-0,923	-0,493	-0,718	0,000	-0,630	0,703
P1, P2 e P3	-0,430	0,253	-0,317	-0,189	-0,585	0,000	-0,632	-0,673	-0,535	0,000	-0,250	0,398
P6 e P7	-0,352	0,196	-0,391	0,443	-0,822	0,000	0,257	0,000	0,354	0,000	0,090	0,090
P1, P2, P3, P6 e P7	-0,283	0,456	0,202	0,380	-0,574	0,000	-0,281	-0,247	-0,156	0,000	-0,136	0,331

Valores em negrito: correlações significativas ao nível de 5% de significância.

Tabela C2: Valores dos coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis físico-químicas e a toxicidade testados para as amostras de águas superficiais.

Amostras	N	SST	COD	pH	OD	As	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn	turbidez
P4 e P5	-0,247	-0,082	-0,247	-0,498	0,249	0,000	-0,352	0,000	-0,352	0,000	-0,352	0,472	0,000
P8 e P9	0,000	0,169	0,056	0,289	0,169	0,000	-0,060	0,000	-0,300	0,000	-0,420	0,581	0,170
P4, P5, P8 e P9	-0,266	-0,094	-0,250	-0,284	0,345	0,000	-0,251	0,000	-0,318	0,000	-0,385	0,522	0,078

Valores em negrito: correlações significativas ao nível de 5% de significância.

Tabela C3: Valores dos coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis físico-químicas e a toxicidade testados para as amostras de sedimentos integrais.

Amostras	COT	pH	OD	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
P4 e P5	-0,332	-0,412	0,000	-0,082	-0,082	0,247	-0,216	-0,423	-0,247
P8 e P9	-0,504	0,504	0,000	-0,253	-0,126	0,504	0,504	-0,630	-0,630
P4, P5, P8 e P9	-0,070	0,087	0,000	-0,261	0,087	0,261	0,250	-0,470	-0,261

Valores em negrito: correlações significativas ao nível de 5% de significância.

Tabela C4: Valores dos coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis físico-químicas e a toxicidade testados para as amostras de elutriatos.

Amostras	N-NH3	SST	COD	pH	As	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
P4 e P5	0,577	0,577	0,577	-0,249	0,000	-0,498	-0,283	-0,352	0,000	-0,498	0,088
P8 e P9	0,371	0,000	0,432	-0,628	0,000	0,408	0,408	-0,367	0,540	0,408	0,724
P4, P5, P8 e P9	0,537	0,501	0,700	-0,613	0,000	0,351	0,452	0,203	0,481	0,382	0,495

Valores em **negrito**: correlações significativas ao nível de 5% de significância.

ANEXO D: DESCRIÇÃO E LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE COLETA.

Tabela D1: Descrição dos pontos de coleta e dos tipos de amostras coletadas

Ponto	Descrição	Tipo(s) de amostra	Localização
P1	Último poço de visita da rede principal de coleta de esgotos da UFV	Esgoto bruto	Local A: <i>campus</i> da UFV
P2	Último poço de visita da rede secundária de coleta de esgotos da UFV	Esgoto bruto	
P3	Lançamento da mistura dos efluentes da UFV e da região central de Viçosa no ribeirão São Bartolomeu	Esgoto bruto	
P4	A montante do lançamento da mistura dos efluentes da UFV e da região central de Viçosa	Água superficial e sedimento	Local B: ribeirão São Bartolomeu
P5	A jusante do lançamento da mistura dos efluentes da UFV e da região central de Viçosa	Água superficial e sedimento	
P6	Entrada do esgoto doméstico no reator UASB	Esgoto bruto	
P7	Lançamento do esgoto tratado pelo UASB no rio Turvo Sujo	Esgoto tratado	
P8	rio Turvo Sujo a montante do lançamento do esgoto tratado da ETE Violeira	Água superficial e sedimento	Local C: ETE Violeira
P9	rio Turvo Sujo a jusante do lançamento do esgoto tratado da ETE Violeira	Água superficial e sedimento	

Tabela D2: Coordenadas UTM e erro, em metros, de cada ponto de amostragem.

Ponto	N	E	Erro
P1	7703269	721225	7
P2	7703250	721181	5
P3	7705774	720714	4
P4	7705783	720717	6
P5	7705787	720664	9
P6	7705814	723352	5
P7	7705965	723565	4
P8	7705960	723567	5
P9	7705966	723565	5