

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CAMPUS FREDERICO WESTPHALEN
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

Andrieli Telles de Oliveira

**TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA POR
PROCESSO FÍSICO-QUÍMICO**

Frederico Westphalen, RS
2020

Andrieli Telles de Oliveira

**TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA POR
PROCESSO FÍSICO-QUÍMICO**

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS) como requisito parcial para obtenção do grau de **Engenheira Ambiental e Sanitarista**.

Orientador: Dr. Clovis Orlando Da Ros

Frederico Westphalen, RS
2020

Andrieli Telles de Oliveira

**TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA POR
PROCESSO FÍSICO-QUÍMICO**

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS) como requisito parcial para obtenção do grau de **Engenheira Ambiental e Sanitarista**.

Aprovado em 27 de agosto de 2020:

Dr. Clovis Orlando Da Ros (UFSM)
(Orientador)

Dr. Raphael Corrêa Medeiros (UFSM)

Dr. Alexandre Couto Rodrigues (UFSM)

Frederico Westphalen, RS
2020

DEDICATÓRIA

A Deus, por ser essencial em minha vida, meu guia. Aos meus pais, irmãs e a toda minha família que, com muito carinho e apoio, não mediram esforços para que eu chegasse até esta etapa de minha vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente e de forma carinhosa esta, bem como todas as minhas demais conquistas, aos meus amados pais, Antônio e Noeli, que sem medir esforços me auxiliaram e me ajudaram nessa árdua batalha de formação acadêmica, souberam entender a minha ausência em diversos momentos, sendo meu alicerce, não deixando que eu desistisse ou deixasse de acreditar nos meus sonhos e objetivos. Mãe, seu cuidado e dedicação foi que deram, em alguns momentos, a esperança para seguir. Pai, sua presença significou segurança e certeza de que não estou sozinha nessa caminhada.

Agradeço também aos meus demais familiares e pessoas queridas que estavam a todo momento me apoiando.

Agradeço a todos os professores do curso, que foram tão importantes na minha vida acadêmica.

Agradeço a UFSM por tudo que me ensinou e todas as oportunidades que me disponibilizou, serei grata eternamente e pretendo retribuir todo esse aprendizado.

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. Clóvis Orlando Da Ros por toda a ajuda, aprendizado e motivação pela busca do melhor resultado.

Agradeço aos colegas membros do grupo de pesquisa e aos técnicos de laboratório, Fernanda, Lucindo e Marcela, que tanto auxiliaram neste trabalho.

Agradeço a empresa Bakof Tec pela disponibilização dos decantadores usados no sistema de tratamento. Ao Fundo de Incentivo à Pesquisa (FIPE) pela bolsa de iniciação científica durante minhas atividades no projeto. E a empresa TANAC pela disponibilização dos polímeros orgânicos utilizados no tratamento.

Agradeço aos meus amigos, em especial Tassiana, Roniberto por sua importância em minha vida e pelo apoio incondicional nesta caminhada, Djeniffer pelo companheirismo e imensa colaboração na pesquisa.

Agradeço a todos aqueles com quem convivi e que de alguma forma estiveram e estão próximos de mim contribuindo com meu desenvolvimento.

“ Aprender é a única coisa de que a mente nunca se cansa, nunca tem medo e nunca se arrepende! ”

Leonardo da Vinci

RESUMO

TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA POR PROCESSO FÍSICO-QUÍMICO

AUTORA: Andrieli Telles de Oliveira
ORIENTADOR: Clovis Orlando Da Ros

O presente trabalho expõe uma problemática na qual representa uma das principais atividades econômicas do Rio Grande do Sul, no entanto, é um setor com baixa qualidade ambiental, que necessita do desenvolvimento de um sistema de tratamento das águas residuárias de suinocultura que sirva de modelo para as unidades. O estudo refere-se ao tratamento das águas residuárias de suinocultura por processo físico-químico. O sistema foi composto basicamente por uma caixa equalizadora, um decantador primário, dois decantadores secundários, uma caixa de coleta da fração sedimentada, uma bomba dosadora, um medidor de fluxo, uma bomba de água e uma peneira estática. Realizou-se o monitoramento por 120 dias, em dois ciclos: sem e com uso de polímero orgânico. Nesse período, amostras da fração líquida foram analisadas física e quimicamente. A proposta de tratamento realizada experimentalmente na unidade mostrou a concepção de um sistema que diminui expressivamente a chance de contaminação do meio ambiente. O sistema de tratamento com uso do polímero orgânico avaliado mostrou-se eficiente para redução na concentração de DBO_5 (97,1%), sólidos totais (72,2%), turbidez (91,7%), Cu (87,1%) e Zn (92,2%) no efluente resultante do tratamento. Porém as remoções de N total (50,8%), N amoniacal (33,5%) e P total (67,2%) não foram suficientes para adequar o efluente aos padrões estabelecidos pelas legislações vigentes. A pesquisa desenvolvida até o momento oferece resultados motivadores que orientam para a otimização e continuidade do projeto na unidade.

Palavras-chave: Sistema de Tratamento. Suinocultura. Polímero Orgânico. Legislação Ambiental.

ABSTRACT

TREATMENT OF WASTEWATER FROM PIG FARMING BY PHYSICAL-CHEMICAL PROCESS

AUTHOR: Andrieli Telles de Oliveira

ADVISOR: Clovis Orlando Da Ros

The present work exposes a problem in which it represents one of the main economic activities of Rio Grande do Sul, however, it is a sector with low environmental quality, which needs the development of a swine wastewater treatment system to serve as a model for the units. The study refers to the treatment of wastewater from pig farming by a physical-chemical process. The system was basically composed of an equalizer box, a primary decanter, two secondary decanters, a sedimented fraction collection box, a metering pump, a flow meter, a water pump and a static sieve. The monitoring was carried out for 120 days, in two cycles: without and with the use of organic polymer. During this period, samples of the liquid fraction were physically and chemically analyzed. The treatment proposal carried out experimentally at the unit showed the conception of a system that significantly reduces the chance of environmental contamination. The treatment system using the evaluated organic polymer proved efficient in reducing the concentration of BOD₅ (97,1%), total solids (72,2%), turbidity (91,7%), Cu (87,1%) and Zn (92,2%) in the effluent resulting from the treatment. However, the removals of total N (50,8%), ammoniacal N (33,5%) and total P (67,2%) were not sufficient to bring the effluent into line with the standards established by current legislation. The research developed so far offers motivating results that guide the optimization and continuity of the project in the unit.

Keywords: Treatment System. Swine culture. Organic Polymer. Environmental Legislation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Aspecto visual da água residuária de suinocultura.	18
Figura 2 – Esquema geral do sistema de separação da fração sólida e de tratamento da fração líquida da ARS proveniente de uma unidade de produção de leitões.	29
Figura 3 – Teste de bancada com equipamento Jar Test com doses de polímero orgânico em ARS.	35
Figura 4 – Valores de turbidez (A) e seu percentual de remoção (B) com uso de polímeros orgânicos na fração líquida da ARS obtida após 15 minutos da aplicação e agitação dos polímeros.	36
Figura 5 – Tempo necessário para a decantação após a aplicação de diferentes polímeros orgânicos.	37
Figura 6 – Aparência da turbidez do sobrenadante da ARS após 15 minutos de decantação com uso de polímeros orgânicos. As setas indicam a dose de polímero usado no recipiente do Jar Test ($\text{ml } 2\text{L}^{-1}$) para redução de 95% da turbidez.	38

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos receptores conforme a Resolução CONAMA nº 430/2011 e a Resolução CONSEMA nº 355/2017.	22
---	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Caracterização média da ARS proveniente da unidade de produção de leitões do setor de suinocultura da UFSM, campus de Frederico Westphalen.	32
Tabela 2 – Parâmetros físicos e químicos e a sua respectiva taxa de redução sem e com o uso do polímero orgânico Tanfloc SG na fração líquida das ARS.	38
Tabela 3 – Sólidos totais removidos da ARS por processo de sedimentação e flotação no decantador primário (DP) e nos decantadores secundários (DS1 e DS2) em um sistema de tratamento sem e com adição de polímero orgânico na entrada do DS1	39
Tabela 4 – Percentual de sólidos totais removidos da ARS por processo de sedimentação e flotação no decantador primário (DP) e nos decantadores secundários (DS1 e DS2) em um sistema de tratamento sem e com adição de polímero orgânico na entrada do DS1.	40
Tabela 5 – Concentração e percentual de redução de nitrogênio total e amoniacal na fração líquida da ARS em diferentes decantadores, sem e com uso de polímero orgânico nos decantadores secundários.	41
Tabela 6 - Concentração e percentual de redução de fósforo total e solúvel na fração líquida da ARS em diferentes decantadores, sem e com uso de polímero orgânico nos decantadores secundários.	43
Tabela 7 - Concentração e percentual de redução de cobre e zinco na fração líquida da ARS em diferentes decantadores, sem e com uso de polímero orgânico nos decantadores secundários.	44
Tabela 8 – Concentração e percentual de redução de potássio, cálcio e magnésio na fração líquida da ARS em diferentes decantadores, sem e com uso de polímero orgânico nos decantadores secundários.	45
Tabela 9 – Concentração e percentual de redução dos sólidos totais e da demanda bioquímica de oxigênio (DBO ₅) da fração líquida da ARS em diferentes decantadores, sem e com uso de polímero orgânico nos decantadores secundários.....	46
Tabela 10 – Valores de turbidez e de pH da fração líquida da ARS em diferentes decantadores, sem e com uso de polímero orgânico nos decantadores secundários.	47

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABCS	Associação Brasileira dos Criadores de Suínos
ABPA	Associação Brasileira de Proteína Animal
ARS	Águas Residuárias de Suinocultura
Ca	Cálcio
CO ₂	Dióxido de Carbono
CH ₄	Metano
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
Cu	Cobre
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DP	Decantador Primário
DS	Decantador Secundário
ED	Entrada do Decantador
EDP	Entrada Decantador Primário
Fe	Ferro
H ₂ S	Sulfeto de Hidrogênio
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
K	Potássio
Mg	Magnésio
N	Nitrogênio
NH ₃	Amônia
N ₂ O	Óxido Nitroso
P	Fósforo
PIB	Produto Interno Bruto
pH	Potencial Hidrogeniônico
SD	Saída do Decantador
SDP	Saída Decantador Primário
SDS1	Saída Decantador Secundário 1
SDS2	Saída Decantador Secundário 2
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
1.1	OBJETIVOS	15
1.1.1	Objetivo Geral	15
1.1.2	Objetivos Específicos.....	15
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
2.1	SUINOCULTURA NO BRASIL.....	16
2.2	CARACTERIZAÇÃO DAS ARS.....	17
2.3	A QUESTÃO AMBIENTAL E OS IMPACTOS CAUSADOS PELOS EFLUENTES DA SUINOCULTURA.....	19
2.4	LEGISLAÇÃO AMBIENTAL PERTINENTE.....	20
2.5	PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DAS ARS	22
2.6	TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DAS ARS	24
2.7	COAGULANTES ORGÂNICOS	27
2.8	TESTE DE BANCADA (JAR TEST).....	28
3	MATERIAIS E MÉTODOS	29
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA ARS.....	32
4.2	TESTE DE BANCADA (JAR TEST).....	35
4.3	SEPARAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DA FRAÇÃO SÓLIDA DA ARS.....	39
4.4	TRATAMENTO DA FRAÇÃO LÍQUIDA DA ARS	41
5	CONCLUSÃO	49
	REFERÊNCIAS	50

1 INTRODUÇÃO

A suinocultura nacional em busca de maior produtividade vem passando por profundas transformações de natureza tecnológica, no entanto, em função destas transformações, resulta na produção de grandes quantidades de águas residuárias (SOUZA et al., 2016; TAVARES, 2016; SILVA; FRANÇA; OYAMADA, 2015).

Conjuntamente, ocorrem problemas com a destinação desses efluentes, estabelecendo uma preocupação necessária com a poluição ambiental, considerada uma ameaça à continuidade dessa atividade (ZORDAN et al., 2008; CARDOSO; OYAMADA; SILVA, 2015).

A adubação orgânica com Águas Residuárias de Suinocultura (ARS) é um recurso disponível nas propriedades rurais, trazendo como consequência a redução dos custos de produção e uma maior margem de lucro para os produtores, fundamentais para a sustentabilidade econômica da suinocultura (MIYAZAWA; BARBOSA, 2015). No entanto, com a expansão da atividade suinícola no país e o incremento tecnológico nos sistemas de produção, há o conseqüente aumento da geração de ARS, que são muitas vezes, lançados diretamente nos recursos hídricos ou o destino final é a simples disposição no solo.

O uso frequente deste efluente numa mesma área por um longo período, situação característica da maior parte das unidades de criação de suínos, favorece a contaminação solo, do ar e de recursos hídricos superficiais e subterrâneos, além de poder causar danos a produtividade (SILVA; FRANÇA; OYAMADA, 2015; HERMES, 2019), devido às altas concentrações de matéria orgânica, sólidos, nutrientes, metais pesados e patógenos presentes na água residuária (FERNANDES; OLIVEIRA, 2006; HUTCHINGS et al., 2013 apud HOLLAS, 2018, p. 18).

Portanto, a suinocultura, tem nos últimos anos requisitado pesquisas com vistas ao desenvolvimento de tecnologias adequadas, eficientes e de baixo custo para o tratamento destas águas residuárias fortemente poluidoras (SILVA; FRANÇA; OYAMADA, 2015).

Uma das formas de reduzir o passivo ambiental da atividade suinícola é a separação da fração sólida das ARS e, posteriormente, tratamento da fração líquida. A implantação de tecnologias que permitam a separação da fração sólida das ARS e o seu transporte para fora das unidades de produção é um dos desafios para o setor de suinocultura atualmente. Além disso, o uso da fração sólida como matéria prima para a fabricação de fertilizantes organominerais também é uma alternativa para a redução do passivo ambiental nas unidades de produção de suínos.

Outro desafio do setor de suinocultura é o destino da fração líquida após a separação da fração sólida das águas residuárias. Uma das opções é direcionar a fração líquida após a separação da sólida para as lagoas de estabilização, ou comumente chamadas de esterqueiras, que antes eram utilizadas para armazenamento das águas residuárias. Outra opção é disponibilizar alternativas viáveis de tratamento da fração líquida de maneira que os atributos químicos, físicos e biológicos fiquem com limites abaixo do padrão estabelecido pela legislação para lançamento de efluentes em mananciais de água superficiais.

A problemática, objeto deste estudo, representa uma das principais atividades econômicas do Estado do Rio Grande do Sul, logo, nesta perspectiva e dado a ausência sistemática de tratamento da questão, o desenvolvimento de um sistema de tratamento da fração líquida das ARS é importante para servir de modelo para as unidades de produção de suínos que irão utilizar o processo de separação da fração sólida.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 **Objetivo Geral**

Promover o tratamento da fração líquida das ARS proveniente de uma unidade de produção de leitões do setor de criação de suínos da Universidade Federal de Santa Maria, campus de Frederico Westphalen.

1.1.2 **Objetivos Específicos**

Selecionar a dose e o tipo de polímero orgânico com base na maior eficiência de remoção de turbidez da fração líquida da ARS;

Caracterizar por meio de atributos físicos e químicos a fração líquida das ARS, com e sem tratamento com polímero orgânico;

Comparar os resultados obtidos no sistema de tratamento da fração líquida da ARS com os limites padrões estabelecidos pela legislação para lançamento de efluentes em mananciais de água;

Disponibilizar informações para trabalhos futuros e um modelo simplificado de sistema de tratamento da fração líquida das ARS.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 SUINOCULTURA NO BRASIL

Ao longo do tempo os consumidores adquirem novas necessidades em função das mudanças no mundo com relação ao estilo de vida, cada vez mais as pessoas querem saber em que condições os alimentos são produzidos e quais impactos eles causam no meio ambiente e nas sociedades de onde são oriundos (ABCS, 2019).

A suinocultura brasileira está sintonizada com estas mudanças e vem passando por uma grande transformação nos últimos anos, incorporando tecnologias que garantem não somente a competitividade em termos de custo, mas também buscando sustentabilidade ambiental e social (FAO, 2009).

Hoje o Brasil se consolida como o quarto maior produtor de carne suína do mundo, onde são produzidas, em média, 3,97 milhões de toneladas anualmente, detendo 3% da produção mundial (ABPA, 2019). Deste total, 646 mil toneladas que corresponde a 16% da produção são exportadas para 70 países, sendo considerado também o quarto maior exportador mundial (ABPA, 2019).

O plantel reprodutivo brasileiro em 2015 era de 1.720.255 matrizes, tendo produzido 39.263.964 suínos para abate, esse volume, quando se considera as diferentes etapas de produção e consumo, fez com que o PIB da suinocultura no Brasil somasse R\$ 62,576 bilhões, por sua vez, a movimentação de toda cadeia produtiva de suínos foi de 149,867 bilhões (ABCS, 2016).

As exportações já em janeiro de 2020 totalizaram 68,5 mil toneladas. O número é 41% superior ao registrado no primeiro mês de 2019, quando foram exportadas 48,5 mil toneladas (ABPA, 2020).

Em 2017, os estados que realizaram maior número de abates de suínos foram Santa Catarina, Paraná, Rio Grande do Sul, Minas Gerais, Mato Grosso, São Paulo, Mato Grosso do Sul, Goiás, Distrito Federal, Acre, Bahia e Sergipe, respectivamente (ABPA, 2018).

Embora a suinocultura esteja presente em todas as regiões do Brasil, alguns estados se destacam em função de sua elevada participação na produção nacional (NUNES, 2018). A região sul se destaca com mais de 21 milhões de cabeças de suínos (IBGE, 2017).

Os dados de abate e produção de carne suína colocam o Rio Grande do Sul como o 2º maior exportador de carne suína e como o 3º maior produtor de suínos do Brasil, atrás somente de Santa Catarina e Paraná (ABPA, 2019). O rebanho suíno encontra-se presente em

praticamente todo Estado, embora mais concentrado principalmente no norte do estado e regiões do Vale do Taquari e Serra (IBGE, 2017).

Conforme estimativa da ABPA, entre 2011 e 2016, o volume de carne suína produzida no estado do Rio Grande do Sul cresceu 23%, passando de 602 mil toneladas para 738,3 mil toneladas, isso leva a suinocultura gaúcha a responder por 20% da produção nacional (ABCS, 2016).

É notória a importância da atividade suinícola na economia brasileira e também, particularmente, estadual. Contudo, a atividade ainda vem causando grandes impactos ambientais, uma vez que as ARS, em função de seu volume gerado, e quando não tratado corretamente pode contaminar, como já citado, o solo, a atmosfera e a água, além de apresentar elevadas concentrações de fósforo e nitrogênio e por ser uma importante fonte de emissão de gases de efeito estufa (AMORIM et al., 2012).

Logo, o grande desafio, sob estas condições, consiste na definição de um sistema que seja capaz de permitir a continuidade harmônica desta atividade importante na cadeia produtiva, com o uso adequado dos recursos naturais e a preservação da qualidade ambiental, sobretudo, nas regiões de maior concentração de suínos (RIZZONI et al., 2012).

2.2 CARACTERIZAÇÃO DAS ARS

A produção de suínos no Brasil, desde o final do século XX, vem utilizando sistemas produtivos de animais confinados, na qual, o manejo diário, associado à limpeza das pocilgas, resulta na geração de elevados volumes de águas residuais. Em função deste cenário, tem surgido problemas nas etapas de manejo, que inclui a coleta, armazenamento, tratamento, distribuição e utilização (OLIVEIRA, 2001; SILVA; FRANÇA; OYAMADA, 2015).

A geração de efluentes provenientes da criação de suínos, por ser uma característica marcante no sistema produtivo, vem recebendo maior atenção, devido a necessidade de implementação de sistemas de tratamento eficientes e de baixo custo (KUNZ et al. 2005).

As ARS são constituídas basicamente por fezes, urina, água desperdiçada na dossedentação, água de lavagem das instalações, águas pluviais, restos de ração, pelos, poeiras e entre outros materiais que eventualmente são misturados ao efluente na hora do manejo (MIYAZAWA; BARBOSA, 2015; HERMES, 2019; RIZZONI et al., 2012). É, portanto, constituída predominantemente de uma fração líquida (60 a 98%) e de uma fração sólida, com valores que variam de 2 a 40% (REZENDE, 2013).

De modo geral, esse efluente apresenta altas cargas de nutrientes, elevada concentração de matéria orgânica, sólidos em suspensão e dissolvidos, agentes patogênicos, metais (especialmente o cobre e o zinco), sais e hormônios (GOMES et al., 2014).

As ARS possuem coloração escura, variando de tons de cinza, marrom ou preto, na Figura 1 é possível visualizar o aspecto físico desta água residuária. Já as características físico-químicas e biológicas são variáveis, porém, sempre com elevadas concentrações orgânicas, o odor é desagradável e sua consistência varia de líquido ao pastoso, constituído de sólidos em suspensão, sedimentáveis e dissolvidos (BELLI FILHO, 1995; HENN, 2005; DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002).

Figura 1 – Aspecto visual da água residuária de suinocultura.



Fonte: Autor

O volume de dejetos gerado depende muito de vários aspectos. Belli Filho (1995) e Konzen (1983) citam como fatores o tipo da criação, edificações da unidade de suinocultura, manejo de água, alimentação, tipo de manejo da produção e bem-estar do animal. Considerando isso, a quantidade e composição dos dejetos variam em cada propriedade, sendo assim, devem ser tomadas diferentes medidas de manejo para cada local.

Segundo Konzen (1983), a produção diária de dejetos suínos é também influenciada pelo tipo e tamanho do animal, temperatura e umidade das edificações.

Os dejetos de suínos podem estar em formas, sólida, líquida ou pastosa também em função da modalidade como são manuseados e armazenados na propriedade e podem variar consideravelmente em concentração de seus componentes e biodegradabilidade, dependendo

da diluição e do plano de alimentação (RAMME; KUNZ, 2009; SILVA; FRANÇA; OYAMADA, 2015).

2.3 A QUESTÃO AMBIENTAL E OS IMPACTOS CAUSADOS PELOS EFLUENTES DA SUINOCULTURA

Atualmente, os indicadores econômicos e produtivos da atividade agropecuária apontam a maior concentração na produção de suínos na região sul do Brasil. A concentração das unidades produtoras, em uma mesma região, e a elevada densidade de animais, dentro das mesmas, representam um desafio para o correto gerenciamento desta atividade, sobretudo das ARS geradas (JÚNIOR; ORRICO; JÚNIOR, 2009; HOLLAS, 2018).

Usualmente, as propriedades brasileiras possuem apenas sistemas de armazenamento dos efluentes, comumente chamados de esterqueiras. Devido ao armazenamento não significar o tratamento dos dejetos, a prática constitui um fator de risco para contaminações, pois posteriormente, os efluentes são depositados ao solo sobrecarregando-o, fragilizando-o e comprometendo ambientes aquáticos e o ar (STEINMETZ, 2007; SILVA; FRANÇA; OYAMADA, 2015).

A realidade da suinocultura brasileira ainda se encontra em fase de demanda, de inserção e adaptação de tecnologias para tratamento de seus efluentes. Na maioria das vezes, o investimento em sistemas de tratamento não é visto pelos integrantes da atividade, como um benefício para o sistema de produção de suínos e como modo de incorporar valor de maneira ambientalmente correta (STEINMETZ, 2007).

A suinocultura não é sustentável, do ponto de vista ambiental, mas podem existir técnicas e processos de manejo adequados para as ARS produzidos por esta atividade que minimizem os impactos negativos ao meio ambiente (CARDOSO; OYAMADA; SILVA, 2015; PALHARES; GEBLER, 2014).

As ARS provenientes das unidades de produção de suínos podem exceder a capacidade de absorção dos ambientes locais, provocando grande potencial de poluição e até mesmo de problemas de saúde relacionados (PEREIRA et al., 2009; BRASIL, 2016).

Entre os principais poluentes encontrados nas águas residuárias da suinocultura estão inseridas principalmente as altas cargas orgânicas, de nitrogênio e de fósforo, a proliferação de microrganismos patogênicos e a presença de metais encontrados em quantidades consideradas danosas ao meio ambiente (STEINMETZ, 2007).

Quando não manejados corretamente, as ARS afetam, principalmente, a qualidade dos corpos de água, acarretando em desequilíbrios ecológicos e em casos de poluição, podendo reduzir o teor de oxigênio dissolvido, aumentar a concentração de amônia, nitratos e aumentar o risco de contaminação por patógenos e outros elementos tóxicos, como os metais (SILVA; FRANÇA; OYAMADA, 2015; CHELME-AYALA et al., 2011 apud HOLLAS, 2018, p. 19).

Os solos também podem ser gravemente afetados pela distribuição exagerada e desenfreada das ARS sem levar em conta aspectos agronômicos e legais, muitas vezes porque o produtor não possui o conhecimento específico e também não há assistência técnica (PALHARES; CALIJURI, 2007; HOLLAS, 2018).

A atmosfera também não fica de fora dos meios poluídos pela produção suinícola, através da emissão de poeiras, odores e gases de efeito estufa como o CO₂, CH₄, H₂S, NH₃, entre outros (BELLI FILHO et al., 2001; ARAÚJO; MONTENEGRO; MARANGUAPE, 2016). Outro impacto relevante é a proliferação de vetores, devido ao ambiente ótimo proporcionado para desenvolvimento de larvas (HENN, 2005).

Em resumo, como cita Steinmetz (2007), os principais impactos causados no ambiente são as emissões de gases nocivos à atmosfera, através dos subprodutos da degradação da fração sólida das ARS, e a contaminação de ambientes aquáticos, tanto por emissão direta dos efluentes da produção em corpos de água como por contaminação indireta por lixiviação do solo contaminado, atingindo águas subterrâneas e superficiais.

Dentro deste cenário, torna-se necessário adotar medidas para que o sistema de produção de suínos seja integralmente sustentável ambientalmente (STEINMETZ, 2007; HOLLAS, 2018).

Sendo assim, o correto manejo das ARS é pauta importantíssima no cenário estadual e nacional, sendo a utilização de processos de separação sólido-líquido e posterior tratamento é uma solução adequada no sentido de minimizar a poluição e os impactos ambientais provenientes desta atividade, podendo ainda realizar o aproveitamento econômico da fração sólida através da fabricação de fertilizante organomineral, pois se apresenta como uma fonte rica em nutrientes.

2.4 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL PERTINENTE

Como já citado, a atual expansão da suinocultura tem como principal característica a alta concentração de animais por área, gerando uma alta concentração de águas residuárias (OLIVEIRA, 2001; HOLLAS, 2018). Observa-se, como consequência, generalizada poluição

hídrica por nitratos, fósforo e outros elementos minerais ou orgânicos e, do ar, pelas emissões de NH₃, CO₂, N₂O e H₂S (OLIVEIRA, 2003; ARAÚJO; MONTENEGRO; MARANGUAPE, 2016). Portanto, suinocultura é considerada pela legislação ambiental federal e estadual como atividade produtiva, causadora de degradação ambiental e apresentando elevado potencial poluidor (RIZZONI et al., 2012).

Esta situação exige a fixação de parâmetros de emissão cada vez mais rigorosos pelos órgãos de fiscalização, por isso, a proteção ambiental no Brasil é regida por uma série de leis, decretos e portarias, que impõem limites para lançamentos em corpos de água (OLIVEIRA, 2001; PEREIRA, 2006; SOUSA et al., 2014). Logo, na legislação brasileira, assim como em outros países, a lei ambiental regula o descarte de resíduos líquidos sobre os chamados corpos d'água com o intuito de limitar a carga poluidora encaminhados ao ambiente (SOUSA et al., 2014).

Na esfera federal para lançamento de efluentes líquidos direto em corpo receptor são adotados os parâmetros da Resolução do CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011, que 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, 2011). Conforme esta lei, os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e finais do seu enquadramento (CONAMA, 2011).

Na esfera estadual, considerando o Estado do Rio Grande do Sul, temos a Resolução do CONSEMA nº 355, de 19 de julho de 2017, que dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais (CONSEMA, 2017). Esta resolução possui diretrizes e valores padrões similares àquelas apresentadas na Resolução CONAMA nº 430/2011.

No Brasil, os estados da região sul, são os mais avançados na adequação dos suinocultores as novas exigências ambientais, devido a maior intensificação da atividade nessa região (ITO; GUIMARÃES; AMARAL, 2016). Na esfera municipal, fica a cargo do município estabelecer ou não uma regulamentação para os lançamentos de efluentes.

As definições do tipo e da concentração do padrão de lançamento visam a facilitar a fiscalização dos poluidores e a detecção e autuação dos responsáveis pela degradação do corpo receptor (VON SPERLING, 1996).

No Quadro 1, estão apresentados alguns limites críticos dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos receptores, conforme a Resolução nº 430/2011 do CONAMA e a Resolução nº 355/2017 do CONSEMA.

Quadro 1 – Padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos receptores conforme a Resolução CONAMA nº 430/2011 e a Resolução CONSEMA nº 355/2017.

Parâmetros	CONAMA nº 430/2011	CONSEMA nº 355/2017
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (mg/L)	Remoção mínima de 60% de DBO sendo que este limite só poderá ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.	Para efluentes líquidos de fontes poluidoras com vazão do efluente menor que 100 m ³ /d o valor estabelecido é de 120 mg/L.
Fósforo total (P) (mg/L)	n.c	Para efluentes líquidos de fontes poluidoras com vazão do efluente menor que 100 m ³ /d o valor estabelecido é de 4 mg/L ou 75% de eficiência na remoção no tratamento
Nitrogênio amoniacal total ((NH ₄ ⁺ + NH ₃) (mg/L)	20	20
pH	5,0 - 9,0	6,0 – 9,0
Zinco total (Zn) (mg/L)	5,0	2,0
Cobre total (Cu) (mg/L)	1,0	0,5

Fonte: CONAMA, 2011; CONSEMA, 2017.

Nota: n.c. - não consta na respectiva norma.

2.5 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DAS ARS

O conhecimento das características das ARS é essencial para projetos de tratamento e para avaliação das consequências negativas do manejo e da disposição inadequada destes efluentes (NUNES, 2018; RAMME; KUNZ, 2009; BRASIL, 2016).

Além do volume produzido, é importante também, o conhecimento da composição físico-química e microbiológica das ARS. As altas concentrações de nutrientes como nitrogênio e fósforo, e a elevada concentração de sólidos conferem a esses efluentes o seu elevado potencial poluidor (HENN, 2005).

A composição e a digestibilidade dos principais nutrientes fornecidos aos animais influenciam nas características físico-químicas das ARS (TAVARES, 2016). As ARS contêm matéria orgânica, macro e micronutrientes, como fósforo, potássio, cálcio, magnésio, zinco, cobre e ferro, e outros elementos incluídos nas dietas dos animais (PENA, 2014; SILVA; FRANÇA; OYAMADA, 2015).

Ainda, estima-se que 92 a 96% do zinco, 72 a 80% do total de cobre, 60 a 70% do nitrogênio e fósforo e de 70 a 95% do potássio, sódio, magnésio, manganês e ferro fornecidos pela ração e ingerido pelos suínos sejam excretados pelos mesmos (BERTONCINI, 2011; JONGBLOED, 2008).

Os efluentes das suinoculturas também são caracterizados por um elevado teor de sólidos suspensos totais e elevada quantidade de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), bem como uma elevada população microbiana (PENA, 2014).

Para determinar a qualidade de um efluente, se deve estabelecer parâmetros de controle, confiáveis e significativos. No caso das ARS os principais parâmetros utilizados são o pH, turbidez, demanda bioquímica de oxigênio, sólidos totais, os macros (nitrogênio e fósforo) e os micronutrientes contaminantes (zinco e cobre), pois são parâmetros relevantes para medir o potencial de poluição.

O potencial hidrogeniônico (pH) toma-se como parâmetro relevante, uma vez que condiciona as reações químicas do meio (MARCHI, 2010). O pH é uma medida que estabelece a condição ácida ou alcalina da água residuária, e é um parâmetro importante no tratamento, sendo que valores mais próximos da neutralidade geram um ambiente mais propício à biota microbiana, precipitação química de metais, entre outros.

A DBO trata-se de um indicador importante e principal na caracterização de poluição. Caracteriza-se como parâmetro usado para a medição da quantidade de matéria orgânica de um resíduo através da medida de oxigênio necessária para oxidar biologicamente a matéria orgânica (MARCHI, 2010). Quanto maior a DBO maior é o potencial poluidor (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002). Sendo assim, a determinação da DBO é de grande importância na verificação do grau de carga orgânica poluidora.

Já os sólidos são responsáveis pelo aparecimento da cor e turbidez nas águas (MARCHI, 2010). A turbidez das águas residuárias é devida à presença de partículas em suspensão e em estado coloidal, as quais podem representar ampla faixa de tamanhos (VON SPERLING, 2005).

O conteúdo de sólidos totais corresponde à matéria sólida contida nas ARS e que permanece após a retirada da umidade. Os sólidos totais em águas residuais caracterizam o teor

da matéria orgânica e inorgânica existente no efluente, enquanto que os sólidos solúveis representam a matéria inorgânica, ou seja, o teor dos sólidos minerais (RODRIGUES, 2016).

O nitrogênio e o fósforo são os principais nutrientes responsáveis pelo crescimento e reprodução dos microrganismos que promovem a estabilização da matéria orgânica presente nas ARS (MARCHI, 2010). No entanto, lançados em mananciais de água podem conduzir fenômenos de eutrofização, se em excesso.

O nitrogênio nos processos de conversão da amônia a nitrito e este a nitrato, implica no consumo de oxigênio dissolvido no corpo d'água receptor, além disso, o nitrogênio na forma de amônia livre é diretamente tóxico para peixes e na forma de nitrato está associado a doenças como a metaheglobinemia (VON SPERLING, 1996).

A excreção de nitrogênio na urina é tanto maior quanto mais elevado for o nível do nutriente da dieta (NETO, 2007). O nitrogênio está presente nas ARS na forma de proteínas, aminoácidos e ureia, este sofre oxidação transformando-se em amônio, sendo uma parte volatilizada na forma de amônia, já o nitrogênio na forma de nitrato é geralmente encontrado em concentrações baixas na ARS (PERDONCINI, 2018).

Em relação ao fósforo, o mesmo encontra-se na forma orgânica e com o processo de decomposição uma parte é transformado na sua forma inorgânica (HPO_4^{2-}) (MIYAZAWA; BARBOSA, 2015).

Além dos macro nutrientes essenciais presentes na ração, são adicionados suplementos minerais que contém micronutrientes, como o zinco, magnésio, cobre e ferro (NETO, 2007). A indústria de ração costuma usar doses elevadas de zinco e de cobre na ração como promotores de crescimento do suíno, e como as taxas de absorção são muito baixas, são excretados nas fezes e urina (SCHWANTES et al., 2013; PERDONCINI, 2018).

O potássio presente, em grande parte na urina dos animais, é altamente solúvel em água e prontamente disponível, pois o mesmo não altera sua forma e não gera perda por volatilização (MIYAZAWA; BARBOSA, 2015).

Um dos principais objetivos do tratamento de águas residuárias é remover ao máximo estes poluentes que possam prejudicar o corpo receptor quando descartados, para isso se faz necessárias análises da água residuária gerada, para saber se a quantidade de elementos gerados está dentro dos padrões exigidos pelos órgãos ambientais.

2.6 TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DAS ARS

A escolha de um processo de tratamento a ser adotado para os dejetos com alta concentração de matéria orgânica, como os oriundos de criação de suínos, dependerá de fatores como: características do dejetos e do local, operação e recursos financeiros (SILVA; FRANÇA; OYAMADA, 2015). O mais importante é que deverá atender aos padrões de eficiência da legislação ambiental vigente para ser reaproveitado no solo ou descartado de forma segura nos cursos de água (SILVA; FRANÇA; OYAMADA, 2015; RIZZONI et al., 2012).

De acordo com Higarashi et al. (2007) e Vivan et al. (2010), no Brasil, existem alternativas de processos físicos, físico-químicos e biológicos, através dos quais se pode realizar o tratamento das ARS.

Dentre esses, tem-se o processo físico-químico de floculação, seguido por decantação, na qual tem por objetivo aumentar a eficiência da sedimentação natural das partículas ao adicionar-se flocculantes (polímeros) ao meio líquido. A floculação por polieletrólitos catiônicos sobre as ARS permite concentrar de forma eficaz o lodo (OLIVEIRA, 1993).

O processo de separação de fases consiste em separar as partículas maiores contidas nos dejetos da fração líquida e conduzir a obtenção de dois produtos: uma fração líquida mais fluída, mas conservando a mesma concentração em elementos fertilizantes solúveis, e uma fração sólida, com umidade próxima a 70%, mantendo-se agregada e podendo evoluir para um adubo orgânico (RAMME; KUNZ, 2009; ARAÚJO; MONTENEGRO; MARANGUAPE, 2016; BRASIL, 2016).

Essa prática que possibilita a separação das fases constituintes do efluente permite o reuso ou tratamento da fração líquida e maior praticidade de tratamento, utilização ou disposição da fração sólida (STEINMETZ, 2007).

A utilização de ARS como fertilizante do solo tem sido difundida com base em aspectos econômicos, uma vez que representa um recurso interno das propriedades rurais, contendo nutrientes e matéria orgânica com potencial de aumentar a produtividade de grãos e a fertilidade do solo, assim, esta prática tem sido considerada como um importante fator agregador de valor aos resíduos da atividade suinícola (OLIVEIRA, 2004).

O pré-tratamento, com uso de separadores para a separação de fase das ARS, aumenta a concentração de nutrientes por volume na fase sólida viabilizando o uso como fertilizante orgânico, reduz também os custos de tratamento da fase líquida (OLIVEIRA, 2001; HOLLAS, 2018; SILVA; FRANÇA; OYAMADA, 2015).

As principais vantagens deste sistema de tratamento físico-químico são o maior domínio dos processos e procedimentos, o aumento da eficiência de tratamento, a redução do tempo e necessidade de áreas menores para construção das unidades de tratamento (KUNZ, 2005).

Geralmente, sistemas de separação de sólidos removem acima de 80% do teor de sólidos totais contidos nos efluentes da produção intensiva de animais, reduzindo o volume ou a carga de poluentes a serem tratados (STEINMETZ, 2007; HOLLAS, 2018).

Neste sentido, a primeira etapa usualmente utilizada no tratamento é baseada na separação de sólidos por processos físicos. Este tipo de separação se caracteriza pelo uso de simples decantação, peneiramento, centrifugação, prensagem, e a desidratação da parte líquida por vento, ar forçado ou ar aquecido (STEINMETZ et al., 2009; RAMME; KUNZ, 2009; SILVA; FRANÇA; OYAMADA, 2015).

A aplicação de separação por decantação possui baixo custo em relação aos outros processos e relativa eficiência em função da alta concentração de sólidos grosseiros presentes nos dejetos de suínos (BURTON, 2007; SILVA; FRANÇA; OYAMADA, 2015).

Ainda, para melhor eficiência na remoção de material em suspensão, pode-se empregar processos de coagulação e floculação através de substâncias químicas (KUNZ; STEINMETZ; BORTOLI, 2010).

O processo de coagulação/floculação tem por finalidade a remoção das partículas coloidais, parcela das partículas em suspensão, que causam a turbidez, e das partículas dissolvidas, que causam a cor (SOLANA, 2014). Esse processo também contribui para a redução da DBO da fração líquida, além de aumentar a praticidade do tratamento da fração sólida devido à redução de seu volume (SÁNCHEZ- MARTIN et al., 2010).

Além disso, estudos determinaram que a maior parte do fósforo presente na água residuária, em torno de 50 a 80%, está contido nos sólidos suspensos. Assim, o mecanismo que possa remover uma grande quantidade de sólidos suspensos também irá contribuir para redução da concentração de fósforo.

A separação sólido-líquido, quando utilizados agentes clarificantes, pode ser dividida em dois diferentes fenômenos: o primeiro é denominado “coagulação”, envolve a desestabilização química e a colisão entre as partículas suspensas e o agente químico, e o segundo, denominado “floculação”, em que ocorrem colisões entre essas partículas geradas na primeira etapa, formando partículas maiores ou flocos, promovendo ou melhorando a sedimentação (MASSÉ; MASSÉ, 2010).

O emprego de polímeros orgânicos, sejam naturais ou sintéticos, para realizar essas separações tem recebido crescente importância, pois esses polímeros contribuem para a diminuição de riscos ambientais comparados aos coagulantes inorgânicos, isso ocorre, pois os coagulantes inorgânicos geram resíduos contendo altas concentrações de metais, o que pode

tornar os subprodutos da separação tóxicos ou inapropriados para seu reaproveitamento (STEINMETZ, 2007).

2.7 COAGULANTES ORGÂNICOS

O emprego de polímeros orgânicos, sejam naturais ou sintéticos, para realizar a separação sólido-líquido tem recebido crescente importância no tratamento de efluentes (STEINMETZ, 2007; SCHWANTES et al., 2013). Tem sido crescente o uso destes polímeros devido ao fato de gerarem subprodutos de menor toxicidade e risco ambiental, em comparação com subprodutos do uso de sais inorgânicos contendo altas concentrações de metais (STEINMETZ, 2007).

O sistema de tratamento físico-químico de coagulação, floculação e sedimentação com coagulantes naturais vêm sendo estudado em diferentes tipos de efluentes (RODRIGUES, 2016).

Vários estudos utilizando tanino vegetal têm mostrado que este coagulante possui propriedades efetivas e não tóxicas aos seres humanos e animais (VIVE, 2013). Porém, de acordo com Steinmetz (2007) e Schwantes et al. (2013), são escassos os estudos e investigações sobre o emprego de substâncias naturais como coagulantes ou floculantes em tratamento de resíduos animais, sobretudo em pesquisas envolvendo separações sólido-líquido em dejetos de suínos.

A aplicação de coagulantes a base de sais inorgânicos, como sulfato de alumínio e cloreto férrico, pode inviabilizar o reaproveitamento da fração sólida como fertilizante devido às altas concentrações de ferro e alumínio, enquadrando esta fração como um resíduo perigoso com destino específico. De mesma forma, também podem comprometer o reaproveitamento ou descarte da fração líquida quando aplicados em excesso ou não separados de forma eficiente.

Outro fator que limita o uso de sais inorgânicos é a forte dependência do pH do meio, devido à necessidade de hidrólise (DUAN e GREGORY, 2003; STEINMETZ et al., 2009).

Um polímero orgânico catiônico é de origem vegetal, de baixo peso molecular, não tóxico, que atua como coagulante ou auxiliar de coagulação e floculação (TANAC, 2019). Os taninos vegetais representam um grupo constituído de compostos fenólicos de grande interesse econômico e ecológico, por serem produtos naturais e de fontes renováveis.

A flora brasileira possui uma das maiores fontes de árvores tanantes do mundo, o que facilita sua extração e utilização (KUNZ; STEINMETZ; BORTOLI, 2010; SILVA, 1999).

Suas principais características são a solubilidade em água e a capacidade de ligar-se a proteínas e alcaloides, formando complexos insolúveis, essa forte interação que ocorre torna bastante estáveis os complexos formados (MONTEIRO et al., 2005).

Os coagulantes orgânicos normalmente eliminam a necessidade do uso de alcalinizantes, como soda ou cal, pois são efetivos em uma ampla faixa de pH, além disso, outra característica dos taninos é a sua capacidade de adsorver metais dissolvidos em água que, ao se aglutinarem, precipitam, podendo ser removidos (PELEGRINO, 2011).

Os estudos com taninos têm se desenvolvido gradativamente elucidando a variabilidade e complexidade dos compostos e aumentando as possibilidades de aplicação (SÁNCHEZ-MARTIN et al., 2010).

2.8 TESTE DE BANCADA (JAR TEST)

A dosagem de coagulante e a determinação do produto de coagulação necessária para o tratamento de um efluente é de difícil determinação de forma analítica, pois existem complexas inter-relações entre o coagulante químico e os diversos componentes presentes nos efluentes a serem tratados, entre eles fatores como o pH, sólidos totais, a temperatura, intensidade e duração da mistura (ZIMPEL, 2013; MAGNAN, 2010). Para tanto, equipamentos conhecidos como Jar Test ou Teste de Jarros é utilizado para obter a dosagem mais eficiente e econômica de coagulante (MAGNAN, 2010).

O equipamento Jar Test é constituído normalmente de 3 a 6 cubas, jarros de plástico, de igual volume, de seção quadrada, dispostas em paralelo, dotadas em cada uma delas de agitadores de velocidades variáveis controladas por tração magnética para simular uma movimentação uniforme (CAVALCANTI, 2009). O período de observação de sedimentação dos flocos deve ser, no máximo, 15 minutos (CLASS e MAIA, 2003).

Para avaliar a influência da configuração do sistema e o efeito na interação entre os produtos químicos e o material em suspensão do efluente, testes de jarro com o efluente foram realizados no presente trabalho, no sentido de simular as condições operacionais de separação sólido-líquido (KUNZ; STEINMETZ; BORTOLI, 2010).

O Jar Test oferece um sistema de agitação rápida, para que as partículas de matéria orgânica se juntem, formando flocos, depois de formados, os flocos não podem se desprender, logo o equipamento passa a promover agitação mais lenta, ao final, todo o composto orgânico está agregado e a água praticamente limpa (SPLABOR, 2017).

As amostras são colocadas nas provas do aparelho Jar Test e em seguida é inserida quantidades de coagulantes, para determinação da dosagem ótima deste. Realizando os testes é possível estipular os valores aproximados da quantidade desta substância necessária para promover um bom processo de coagulação (SPLABOR, 2017).

Os ensaios de coagulação/floculação são realizados a fim de determinar a faixa de dosagem de trabalho para cada coagulante estudado, bem como o tempo ótimo de sedimentação (MAGNAN, 2010). Além disso, a floculação determinada deve apresentar uma boa porcentagem no decaimento da turbidez após a decantação (AZEVEDO NETO et al, 1976). Logo, com os testes é possível discutir os efeitos quantitativos da dosagem de coagulante utilizando como base de análise a eficiência de remoção de turbidez.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

O trabalho foi conduzido no setor de suinocultura da Universidade Federal de Santa Maria, campus de Frederico Westphalen, Rio Grande do Sul, Brasil.

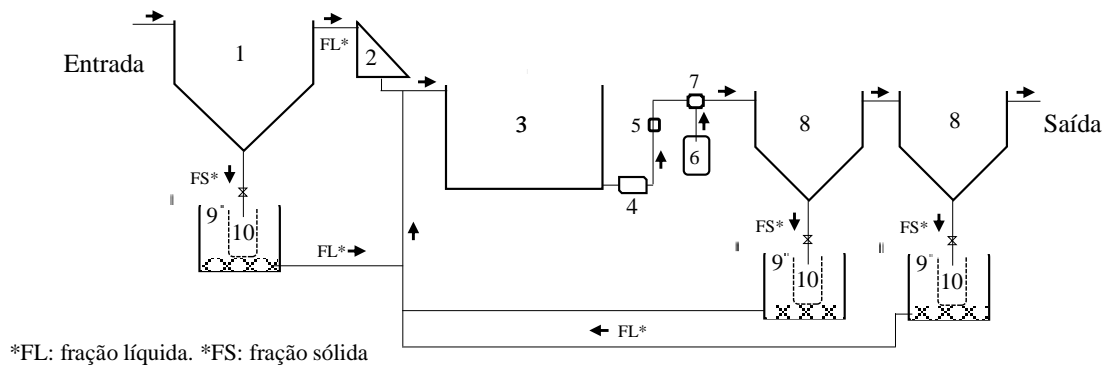
O sistema para o tratamento da fração líquida das ARS foi implantado em 2018, ao lado abaixo da unidade de produção de leitões, contendo nove matrizes em gestação e/ou maternidade, com geração média diária de 250 litros de águas residuárias.

O sistema de tratamento da fração líquida das ARS foi composto por uma caixa equalizadora de 1.000 L, um decantador primário (DP) de 1.000 L para pré-sedimentação da fração sólida, dois decantadores secundários (DS) de 500 L para sedimentação da fração sólida suspensa e tratamento da fração líquida, uma caixa de 500 L de coleta da fração sedimentada, uma bomba dosadora de polímero orgânico, um medidor de fluxo, uma bomba de água e uma peneira estática. O esquema geral do sistema de separação e tratamento da fração sólida-líquida está especificado na Figura 2.

A ARS foi coletada por meio de calhas coletoras e canalizada com tubulação de PVC de 100 mm, por gravidade, até o sistema de tratamento. Antes da entrada na canalização de PVC foi inserida uma grade de malha de 5,0 cm para a retirada de sólidos grosseiros.

Antes da entrada do decantador primário foram coletadas amostras da fração líquida e quantificados o pH, a turbidez, os sólidos totais, a DBO e os teores de nitrogênio, potássio, cálcio, magnésio, fósforo, cobre e zinco (APHA, 2005).

Figura 2 – Esquema geral do sistema de separação da fração sólida e de tratamento da fração líquida da ARS proveniente de uma unidade de produção de leitões.



- | | |
|-------------------------------|--|
| 1. Decantador primário | 7. Dosador de coagulante |
| 2. Peneira estática | 8. Decantadores secundários |
| 3. Tanque equalizador | 9. Reservatório para coleta da fração líquida drenada dos sacos de ráfia |
| 4. Bomba de água | 10. Sacos de ráfia para drenagem da fração sólida. |
| 5. Medidor de fluxo | |
| 6. Reservatório de coagulante | |

Fonte: Orientador (2019).

O pH, a DBO e os teores de nitrogênio, fósforo, cobre e zinco foram utilizados por serem os principais indicadores de eficiência do tratamento realizado e por serem condicionantes da poluição dos recursos hídricos e do solo, sendo a avaliação e o monitoramento desses parâmetros fundamentais para o diagnóstico da qualidade das águas para um corpo receptor.

O sistema de tratamento da fração líquida da ARS foi avaliado por 120 dias, em dois ciclos de monitoramento: metade do período sem e o restante com uso de polímero orgânico.

O polímero orgânico utilizado no segundo ciclo de monitoramento foi adicionado na canalização da entrada do primeiro decantador secundário, por meio de um dosador automático em função do fluxo da fração líquida da água residuária. Antes da passagem pelo dosador, a fração líquida foi direcionada a uma peneira de malha de 0,59 mm para a retirada de frações sólidas e evitar entupimento do sistema dosador (Figura 2). A dose de polímero orgânico utilizado foi de 10 ml L⁻¹ do produto comercial (Tanfloc SG), diluído a 10% em água.

O tipo e a dose de polímero foram delimitados com teste de bancada, a partir 95% de eficiência na redução da turbidez. Foram testados três polímeros orgânicos: Tanfloc MT, Tanfloc SL e Tanfloc SG. Os agentes coagulantes Tanfloc SG, Tanfloc MT e Tanfloc SL analisados no presente trabalho são polímeros orgânico/catiônico da casca da Acácia negra, obtidos por meio de um processo de lixiviação, constituído basicamente por tanato quaternário de amônio (TANAC, 2019).

Em determinados casos, como no presente trabalho, onde se objetiva lançar diretamente a fração líquida tratada em um corpo receptor e a fração sólida ser reaproveitada para produção de fertilizante organomineral, o emprego de um polímero catiônico é mais apropriado que um sal de alumínio ou de ferro.

Inicialmente os polímeros foram diluídos a 10% v/v, conforme orientação da empresa produtora do polímero (TANAC). Determinar a dosagem ótima de coagulante para tratamento de efluente é bastante complicado devido as complexas reações entre o coagulante químico utilizado e os contaminantes presentes no efluente, como já citado.

Portanto, a dosagem das concentrações dos coagulantes, Tanfloc SG, Tanfloc MT e Tanfloc SL foram estabelecidas com base em algumas recomendações do fabricante e revisão da literatura, ficando definido 0; 2; 4; 6; 8; 10; 12; 14; 16; 18; 20 e 24 ml L⁻¹, estas foram submetidas à agitação rápida (200 rpm) durante 1 minuto e em seguida alterado para agitação lenta (40 rpm) por 3 minutos. Após 15 minutos de repouso, foram retiradas amostras para determinação do pH e da turbidez.

A fração líquida da ARS utilizada no Jar Test foi coletada na saída do decantador primário. O modelo do Jar Test foi o JT303M da marca Milan, com seis reservatórios de 2 litros.

O monitoramento para a quantificação da fração sólida removida e dos parâmetros químicos da fração líquida foi realizada a cada 15 dias, totalizando oito coletas e quatro repetições para cada ciclo de monitoramento. Os procedimentos adotados nas práticas de coleta, transporte e análises das amostras foram de acordo com especificações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

As análises químicas da fração líquida foram realizadas nos laboratórios da UFSM, campus de Frederico Westphalen.

A quantificação dos sólidos removidos da ARS foi realizada por meio da retirada da fração sólida sedimentada e flotada nos decantadores. O lodo flotado foi retirado manualmente, com auxílio de uma peneira de malha de 1,0 mm, pois os decantadores não possuíam sistema de raspadores. Já a fração sólida sedimentada foi retirada por meio de abertura dos registros posicionados abaixo dos decantadores.

A fração sólida foi canalizada para o interior de sacos de polipropileno trançado, com estrutura permeável (sacos de ráfia), onde permaneceu em desaguamento por sete dias. A água drenada dos sacos de ráfia foi quantificada e retornada ao tanque de equalização. O objetivo do desaguamento é para reduzir a umidade e facilitar o manuseio e o transporte da fração sólida.

A fração sólida foi subamostrada, pesada e quantificado os sólidos totais, após secagem em estufa a 102 ± 2 °C. Com base na massa seca, foi estimada a quantidade de sólidos removidos por unidade de volume (mg L^{-1}) em função da vazão de ARS tratada no período de avaliação.

A fração líquida foi coletada no terço central superior dos decantadores, por meio de abertura de um registro, após escoamento de um determinado volume para a limpeza da canalização. As amostras foram armazenadas em garrafas de polietileno e encaminhadas ao laboratório para quantificação do pH, da turbidez, dos sólidos totais, da DBO e dos teores de nitrogênio, potássio, cálcio, magnésio, fósforo, cobre e zinco (APHA, 2005).

Os dados da fração líquida foram submetidos à análise da variância, no delineamento blocos ao acaso e no modelo fatorial 2 x 3: sem e com polímero (Fator A) e decantadores (Fator B), a 5% de probabilidade de erro. As médias de tratamentos foram comparadas pelo teste t de Student, a 5% de probabilidade de erro, usando o programa Sisvar.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ARS

As concentrações dos parâmetros físicos e químicos avaliados na ARS bruta proveniente da unidade de produção de leitões, expressos na Tabela 1, remetem à necessidade de aplicação de um tratamento eficiente para os fins do qual se objetiva o presente estudo, validando a ideia de aplicação de tratamento físico e utilização de agente químico coagulante para eficácia da separação de fases.

Tabela 1 – Caracterização média (\pm desvio padrão) da ARS bruta proveniente da unidade de produção de leitões do setor de suinocultura da UFSM, campus de Frederico Westphalen.

Atributo	Valor	Atributo	Valor
pH	$7,39\pm 0,05$	Ca total (mg L^{-1})	$196,4\pm 12,4$
N total (mg L^{-1})	$401,4\pm 9,8$	Mg total (mg L^{-1})	$76,4\pm 3,0$
N amoniacal (mg L^{-1})	$281,4\pm 22,2$	Cu total (mg L^{-1})	$1,76\pm 0,12$
N nítrico (mg L^{-1})	$<0,1$	Zn total (mg L^{-1})	$3,71\pm 0,20$
P total (mg L^{-1})	$126,0\pm 10,2$	Sólidos totais (mg L^{-1})	$5.097,0\pm 208,2$
P solúvel (mg L^{-1})	$61,2\pm 2,8$	Turbidez (UNT)	$835,6\pm 38,8$
K total (mg L^{-1})	$255,8\pm 8,2$	DBO ₅ (mg L^{-1} de O ₂)	$4.125,0\pm 148,0$

Fonte: Autor

O pH encontrado na ARS bruta ficou próximo a neutralidade, com valor médio de 7,39 (Tabela 1). Valores semelhantes também em fase de gestação e maternidade foram vistos por Hermes (2019), que encontrou pH de 7,28, e por Nunes et al. (2011), com pH de 7,17.

A concentração de sólidos totais e a DBO_5 foram de $5.097,0 \text{ mg L}^{-1}$ e $4.125,0 \text{ mg L}^{-1}$ de O_2 , respectivamente (Tabela 1). Maciel et al. (2017) encontraram concentração de sólidos totais de $3.498,30 \text{ mg L}^{-1}$ e Castaldelli et al. (2015) de $3.500,0 \text{ mg L}^{-1}$. Já Sousa et al. (2014) obtiveram concentrações médias de sólidos totais de $7.555,0 \text{ mg L}^{-1}$ e a DBO_5 média de $6.417,5 \text{ mg/L}$ de O_2 . Pereira (2006) obteve valores de sólidos totais que variou de $2.196,0$ a $4.969,0 \text{ mg L}^{-1}$ e DBO_5 entre $2.913,0$ a $4.369,0 \text{ mg/L}$ de O_2 . A variação de sólidos totais e DBO_5 nas ARS estão relacionadas com o ciclo dos suínos da granja, com o manejo de limpeza adotado, com o desperdício de ração e entrada de poeiras e outros materiais que possam contribuir com a carga de sólidos totais.

A turbidez, que também está relacionada com a concentração de partículas nas ARS, no presente trabalho foi de $835,6 \text{ UNT}$ (Tabela 1). Pereira (2006) com ARS provenientes da fase de gestação e maternidade encontrou valores de turbidez que variaram de 179 a 615 UNT . Este parâmetro é pouco avaliado nas ARS.

As ARS possuem em sua composição elementos químicos dentre os quais se destacam os micronutrientes contaminantes (cobre e zinco) e os macros nutrientes contaminantes (nitrogênio, fósforo e potássio). Observa-se que a ARS bruta analisada contém nitrogênio e fósforo em altas concentrações (Tabela 1). Quando comparada a quantidade de nitrogênio e fósforo nas ARS, a quantidade de nitrogênio pode ser de duas a sete vezes maiores que o de fósforo (CERETTA et al., 2005).

Constatou-se uma concentração de nitrogênio total de $401,4 \text{ mg L}^{-1}$ (Tabela 1), valor inferior ao obtido por Maciel et al. (2017) que foi de $481,7 \text{ mg L}^{-1}$. A concentração de nitrogênio na forma de amônio foi de $281,4 \text{ mg L}^{-1}$, também inferior à encontrada por Rosa et al. (2017) ($419,3 \text{ mg L}^{-1}$). Observa-se que a maior parte do nitrogênio total encontra-se na forma amoniacal, ou seja, $70,1\%$, corroborando com Hjorth et al. (2010) que afirmam que cerca de 70% do nitrogênio total presente nos dejetos de animais estão na forma amoniacal, como resultado da decomposição da matéria orgânica na fração líquida, onde o nitrogênio orgânico sofre oxidação anaeróbica, transformando-se em amônio.

A concentração de nitrogênio na forma de nitrato na ARS bruta ficou abaixo do limite de detecção, não sendo identificado em nenhuma das análises realizadas (Tabela 1). Nunes et al. (2011) encontraram concentração baixa de nitrato na ARS, menor que $0,5 \text{ mg L}^{-1}$, já Schmidt

et al. (2020) também não identificaram concentração de NO_3 na caracterização da ARS. A forma de nitrato é baixa e se encontra apenas na superfície, onde há difusão de O_2 da atmosfera, variando o teor de no máximo 5% do nitrogênio total (MIYAZAWA; BARBOSA, 2015). A transformação do nitrogênio amoniacal em nitrito e este finalmente a nitrato, último estágio da oxidação do nitrogênio, só ocorre em sistemas que contenham bastante oxigênio dissolvido.

A concentração de fósforo total encontrada na ARS foi de $126,0 \text{ mg L}^{-1}$ (Tabela 1). Valores médios também em fase de gestação e maternidade foram encontrados por Pereira (2006) de $78,65 \text{ mg L}^{-1}$ e de 306 a 765 mg L^{-1} por Sousa et al. (2014) O valor de fósforo difere dos valores verificados na grande maioria dos trabalhos descritos na literatura. A variação de fósforo encontrada nas ARS pode ser devido a ração consumida nesta fase de produção, já que estes nutrientes constituem parte da dieta desses animais.

A concentração de potássio encontrada na ARS foi de $255,8 \text{ mg L}^{-1}$ (Tabela 1) concordando com Rosa et al. (2017) e Maciel et al. (2017) que encontraram a concentração de potássio de $265,0 \text{ mg L}^{-1}$. Para Pereira (2006), a concentração de potássio variou de 277 a 491 mg L^{-1} e para Sousa et al. (2014) de 17,1 a $97,7 \text{ mg L}^{-1}$. A variação da concentração de potássio nos esterco animais está relacionada com a qualidade dos alimentos consumidos e ao tamanho do animal medido em peso vivo.

Os valores de cálcio e magnésio na ARS caracterizados no presente trabalho foram de $196,4 \text{ mg L}^{-1}$ e $76,4 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente (Tabela 1). Tais concentrações corroboram com as encontradas por Rosa et al. (2017), onde a concentração de cálcio foi de $236,0 \text{ mg L}^{-1}$ e de magnésio foi de $67,0 \text{ mg L}^{-1}$.

Encontrou-se concentração de zinco de $3,71 \text{ mg L}^{-1}$ e de cobre de $1,76 \text{ mg L}^{-1}$ na ARS (Tabela 1). Pereira (2006) encontrou em fase de gestação e maternidade a média de $3,12 \text{ mg L}^{-1}$ de zinco e de $0,97 \text{ mg L}^{-1}$ de cobre. Já Sousa et al. (2014) observaram concentração de zinco entre de 0,01 a $0,28 \text{ mg L}^{-1}$, ou seja, inferiores ao encontrado no presente trabalho, e concentração de cobre que variou de 18,4 a $52,3 \text{ mg L}^{-1}$, ou seja, superiores ao encontrado nesta pesquisa. Castaldelli et al. (2015) encontraram concentração de cobre de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ e de zinco de $6,32 \text{ mg L}^{-1}$. A variação também observada nas concentrações de zinco e cobre provavelmente devem-se a ração consumida pelos suínos, já que estes elementos são adicionados aos alimentos como micro elemento essencial e para ajudar no desenvolvimento.

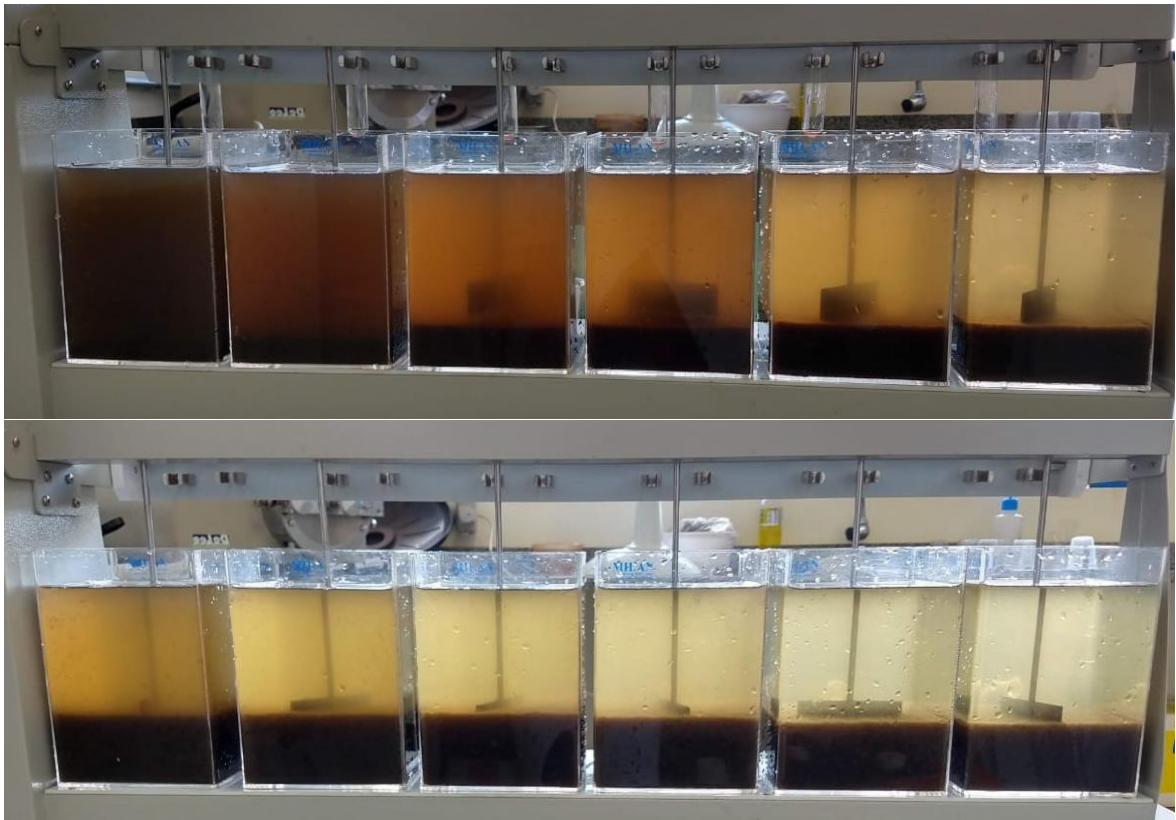
Evidencia-se que composição química e física é variável nas ARS e está associada basicamente ao sistema de manejo adotado pela granja e aos aspectos nutricionais. Essa disparidade entre os valores se deve à composição diferenciada das rações fornecidas para as diferentes fases de criação dos suínos.

Como se observa na Tabela 1, todos parâmetros, com exceção do pH, apresentam valores que tornam o seu lançamento em corpos receptores inadequado, se não tratados, ou seja, estão fora do padrão de lançamento especificado pela Resolução nº 430/2011 do CONAMA e pela nº 355/2017 do CONSEMA. Assim, justifica-se a necessidade de um tratamento para uma maior clarificação e remoção de elementos contaminantes da fração líquida, para possibilitar seu lançamento no corpo hídrico de acordo com as legislações vigentes.

4.2 TESTE DE BANCADA (JAR TEST)

A realização dos testes de tratabilidade da ARS em bancada, no equipamento de Jar Test (Figura 3), foi necessária para definição do polímero orgânico e sua melhor dosagem, além da verificação preliminar do comportamento do sistema de tratamento físico-químico em escala real.

Figura 3 – Teste de bancada com equipamento Jar Test com doses de polímero orgânico em ARS.

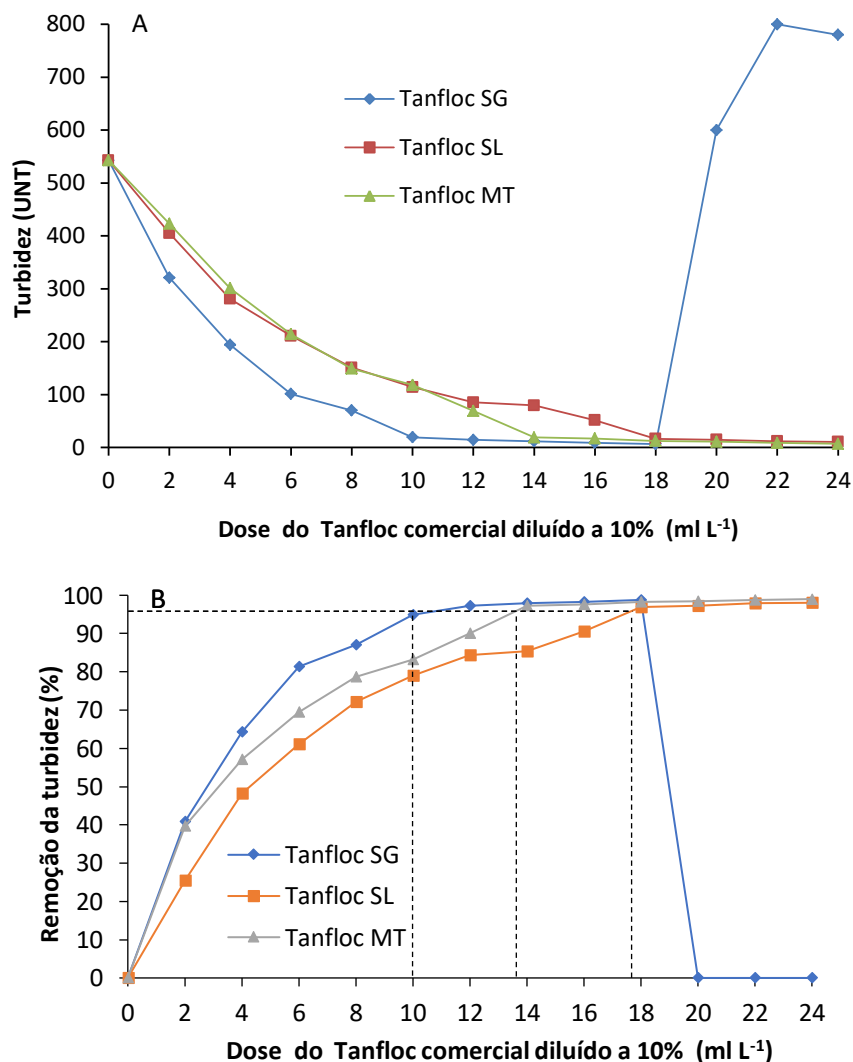


Fonte: Autor

Os testes de polímeros orgânicos foram realizados com a fração líquida da ARS obtida após a separação da fração sólida por decantação física no DP, ou seja, com amostras provenientes da saída do DP (Figura 1), caracterizada com turbidez de 547,0 UNT.

Após a realização dos ensaios de Jar Test foi possível calcular a eficiência na redução da turbidez obtida para cada condição de dosagem dos coagulantes. Os resultados da eficiência de remoção de turbidez estão apresentados na Figura 4.

Figura 4 – Valores de turbidez (A) e seu percentual de remoção (B) com uso de polímeros orgânicos na fração líquida da ARS obtida após 15 minutos da aplicação e agitação dos polímeros.



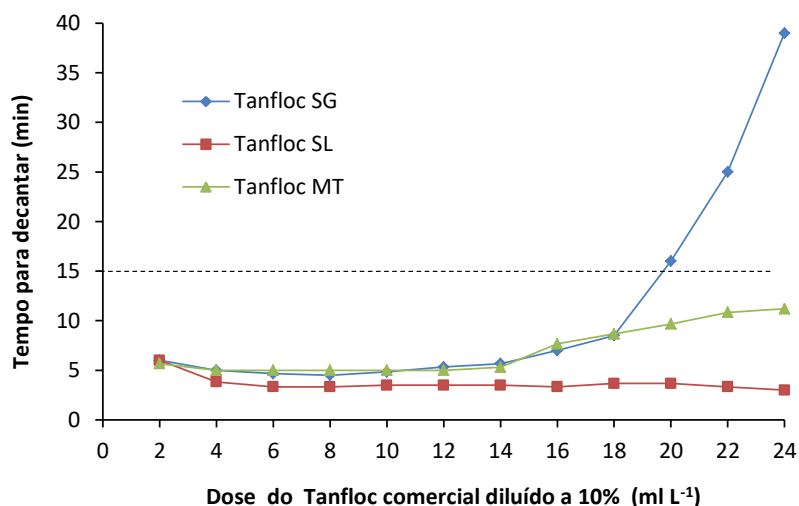
Fonte: Autor

A avaliação dos resultados de eficiência de remoção de turbidez permite notar bons níveis de remoção para grande maioria das concentrações utilizadas, destacando o Tanfloc SG

(Figura 4A). Tendo como base a eficiência de 95% de remoção de turbidez, foi necessário aplicar 10, 14 e 18 ml do Tanfloc SG; Tanfloc MT e Tanfloc SL, respectivamente (Figura 4B).

O tempo necessário para decantar os sólidos após a coagulação e floculação das partículas com uso dos polímeros orgânicos também é um fator que deve ser considerado na avaliação de remoção da turbidez das ARS. Com o uso do Tanfloc SG, foi observado que, aos 15 minutos de decantação (tempo padrão), as partículas floculadas não ultrapassaram a altura mínima (18 cm) do orifício de retirada do sobrenadante com o uso de doses maiores que 20 ml L⁻¹, refletindo em valores de turbidez superior à inicial (Figura 4A).

Figura 5 – Tempo necessário para a decantação após a aplicação de diferentes polímeros orgânicos.



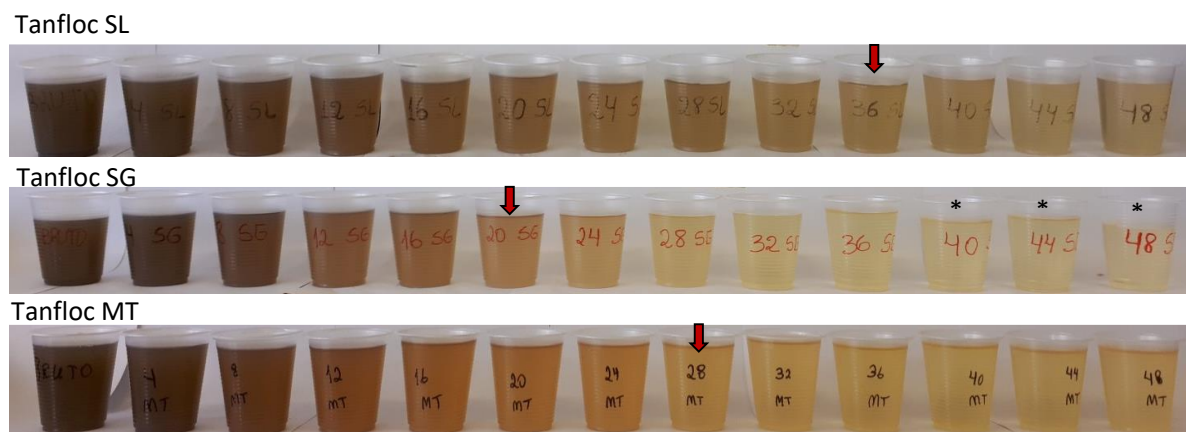
Fonte: Autor

É possível notar, com base na figura 5, que em doses superiores a 14 ml L⁻¹ para o Tanfloc MT acaba ocorrendo influência no processo de decantação das partículas presentes na ARS, reduzindo a velocidade de sedimentação. Os flocos formados sob condição de dosagem ótima tendem a apresentar estrutura mais regular e compacta do que os flocos originários de dosagens mais altas. Com o uso do Tanfloc SG também em dose superior a 14 ml L⁻¹ ocorre influencia no processo de sedimentação, e em doses superiores a 20 ml L⁻¹ foi observado o processo de flotação da massa de sólidos. Para o Tanfloc MT todas as dosagens avaliadas mantiveram estabilidade da velocidade de sedimentação dos flocos.

Na figura 6 é possível observar a aparência do sobrenadante das ARS após 15 minutos de decantação com uso dos polímeros orgânicos. Os números identificados nos copos referem-

se à dose em mililitros do polímero (diluído a 10%) para cada dois litros de efluente (tamanho do recipiente do Jar Test).

Figura 6 – Aparência da turbidez do sobrenadante da ARS após 15 minutos de decantação com uso de polímeros orgânicos. As setas indicam a dose de polímero usado no recipiente do Jar Test ($\text{ml } 2\text{L}^{-1}$) para redução de 95% da turbidez.



*Tempo superior à 15 minutos para decantação dos sólidos.

Fonte: Autor

Os dados de turbidez obtidos no teste de bancada mostram que a menor dose dos polímeros testados foi a do Tanfloc SG (10 ml L^{-1}) para atingir 95% de remoção da turbidez. Com base nestes dados, o sobrenadante foi submetido à análise para a determinação do pH, da DBO e dos teores dos elementos (nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, cobre e zinco) e comparado com os dados do sobrenadante da ARS sem o uso do polímero orgânico (Tabela 2).

Tabela 2 – Parâmetros físicos e químicos e a sua respectiva taxa de redução sem e com o uso do polímero orgânico Tanfloc SG na fração líquida das ARS.

Parâmetro avaliado	Sem polímero	Com polímero* (10 ml L^{-1})	Percentual de remoção (%)
pH	6,5	6,5	----
Turbidez (UNT)	547,0	27,4	95,0
DBO ($\text{mg L}^{-1} \text{O}_2$)	1.882,4	676,5	64,1
N total (mg L^{-1})	236,3	192,5	18,5
P total (mg L^{-1})	170,2	107,2	37,0
K total (mg L^{-1})	285,5	281,8	1,3
Ca total (mg L^{-1})	175,3	143,0	18,4

Mg total (mg L ⁻¹)	131,7	102,8	22,0
Cu total (mg L ⁻¹)	1,01	0,30	70,3
Zn total (mg L ⁻¹)	1,27	0,11	91,2

*Dose de polímero orgânico comercial, diluído a 10%, necessário para reduzir, no mínimo, 95% a turbidez da fração líquida da ARS.

Fonte: Autor

O pH se mantém constante mesmo com a adição do polímero orgânico, logo, este não altera o pH da ARS, por não consumir a alcalinidade do meio, ao mesmo tempo em que é efetivo em uma faixa de pH de 4,5 a 8,0 (TANAC, 2019).

Os resultados demonstram boa eficiência de redução de elementos contaminantes (fósforo, cobre e zinco) presentes na ARS por meio do uso do polímero Tanfloc SG em teste de bancada com o equipamento Jar Test (Tabela 2).

O potássio é encontrado em grande parte na urina dos suínos, é altamente solúvel em água e prontamente disponível devido a forma mineral em que se encontra, logo obteve-se uma baixa remoção deste elemento (1,3%), já que basicamente todo seu teor está disponível na fração líquida e não é removido pela sedimentação dos sólidos.

Conforme os dados da tabela 2, o uso do polímero orgânico apresentou uma ótima eficiência para redução de turbidez (95%), bem como ajudou na redução de DBO₅ em até 64,1%. Contribui significativamente para remoção de cobre (70,3%) e zinco (91,2%) da fração líquida.

Logo, constata-se que estes resultados são favoráveis e promissores para avaliação em escala real.

4.3 SEPARAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DA FRAÇÃO SÓLIDA DA ARS

Com o objetivo de quantificar os parâmetros físicos e químicos para observar a eficiência da separação da fração sólida das ARS e sua utilização como fertilizante organomineral foram avaliadas amostras desta, como descrito na metodologia.

Nas tabelas 3 e 4 podemos observar os resultados da remoção de sólidos totais pelo processo de sedimentação e flotação no sistema de tratamento.

Tabela 3 – Sólidos totais removidos da ARS por processo de sedimentação e flotação no decantador primário (DP) e nos decantadores secundários (DS1 e DS2) em um sistema de tratamento sem e com adição de polímero orgânico na entrada do DS1.

Uso de polímero	Entrada	Sólidos removidos						Não removidos
		Por sedimentação			Por flotação			
		DP	DS1	DS2	DP	DS1	DS2	
----- mg L ⁻¹ -----								
Sem	5.275,7	3.230,9	47,9	27,4	102,7	10,3	3,4	1.853,1
Com	5.275,7	3.308,7	18,7	7,5	108,3	183,0	108,3	1.541,3

Fonte: Autor

Tabela 4 – Percentual de sólidos totais removidos da ARS por processo de sedimentação e flotação no decantador primário (DP) e nos decantadores secundários (DS1 e DS2) em um sistema de tratamento sem e com adição de polímero orgânico na entrada do DS1.

Uso de polímero	Sólidos removidos						Total de sólidos removidos
	Por sedimentação			Por flotação			
	DP	DS1	DS2	DP	DS1	DS2	
----- % -----							
Sem	61,2	0,9	0,5	1,9	0,2	0,1	64,9
Com	62,7	0,4	0,1	2,1	3,5	2,1	70,8

Fonte: Autor

Com base nas tabelas 3 e 4 podemos observar que a entrada de sólidos no sistema sem tratamento com polímero orgânico era de 5.275,7 mg L⁻¹ de sólidos totais, assim que essa carga passa pelo processo de sedimentação no DP tem-se já uma redução significativa, removendo 3.230,9 mg L⁻¹ do total, ou seja, 61,2% de remoção. Os decantadores secundários 1 e 2 contribuem com uma pequena porcentagem, 0,9 e 0,5 % respectivamente, de remoção por sedimentação dos sólidos remanescentes do primeiro decantador.

No sistema de separação da fração sólida também foi observado o processo de flotação nos decantadores, onde no DP no ciclo sem tratamento com o polímero orgânico observou-se que 1,9% dos sólidos estavam sendo removidos por flotação, já nos decantadores secundários essas porcentagens eram mínimas, de 0,1 a 0,2%.

Logo os dados confirmam uma grande eficiência de remoção de sólidos já no DP. Ao longo do sistema de separação no DP, DS1 e DS2 obteve-se uma eficiência de 64,9% de remoção dos sólidos pelos processos de sedimentação e flotação, logo, ainda temos 35,1% dos sólidos totais não removidos no sistema.

No segundo ciclo, com a inclusão de polímero orgânico no sistema de tratamento e com a mesma concentração de sólidos na ARS foi observada que a porcentagem removida no DP,

tanto por sedimentação e flotação, foi similar ao ciclo que não recebeu o polímero orgânico. No entanto, observa-se que a porcentagem de remoção de sólidos por sedimentação no DS1 e DS2 foi menor em comparação com ciclo anterior sem tratamento com o polímero orgânico. Isto se deve ao uso do polímero orgânico que favoreceu o processo de flotação no DS1 e DS2, pois elevou para 3,5% (DS1) e 2,1% (DS2) a remoção de sólidos por flotação.

Com base nos resultados, estes confirmam uma grande eficiência de remoção de sólidos no DP. Ao longo do sistema de separação, o uso do polímero orgânico na entrada do DS contribuiu para uma eficiência de 70,8% de remoção dos sólidos pelos processos de sedimentação e flotação, enfatizando que neste ciclo o processo de flotação teve uma relevância significativa.

4.4 TRATAMENTO DA FRAÇÃO LÍQUIDA DA ARS

A concentração inicial média de nitrogênio total, na entrada do sistema de tratamento, foi de 401,4 mg L⁻¹ (Tabela 5). Na saída do sistema, os valores baixaram para 233,3 e 197,3 mg L⁻¹, sem e com uso de polímero orgânico, indicando, respectivamente, redução de 41,8 e 50,8% em comparação ao valor inicial. Com relação ao nitrogênio amoniacal (NH₃ + NH₄⁺), a redução foi em média de 33,5%, sem diferença significativa com o uso de polímero orgânico.

Tabela 5 – Concentração e percentual de redução de nitrogênio total e amoniacal na fração líquida da ARS em diferentes decantadores, sem e com uso de polímero orgânico nos decantadores secundários.

Decantador ⁽¹⁾	Nitrogênio total		Nitrogênio amoniacal	
	mg L ⁻¹			
EDP	401,4±9,8		281,4±22,2	
SDP	330,2±16,0		259,0±18,5	
	Sem	Com ⁽²⁾	Sem	Com
SDS1	248,9±8,2	217,5±9,5	199,2±8,1	192,6±9,4
SDS2	233,3±12,6	197,3±4,3	187,3±14,9	187,1±5,3
	Redução (%)			
SDS2/SDP	29,3	40,2	27,7	27,7
SDS2/EDP	41,8	50,8	33,4	33,5

⁽¹⁾EDP: entrada do decantador primário; SDP: saída do decantador primário; SDS1 e SDS2: saídas do primeiro e do segundo decantador secundário. ⁽²⁾Polímero orgânico adicionado na entrada do primeiro decantador secundário, na dose de 10 ml L⁻¹ do produto comercial (Tanfloc SG), diluído a 10% em água.

Fonte: Autor

A contribuição do polímero orgânico adicionado na fração líquida da ARS na redução do nitrogênio total foi equivalente a 36,0 mg L⁻¹ (Tabela 5).

As normativas ambientais vigentes, nº 430 do CONAMA (2011) a nível nacional e nº 355 do CONSEMA (2017) para o estado do Rio Grande do Sul, estabelecem concentração máxima no efluente de 20 mg L⁻¹ de nitrogênio na forma amoniacal para lançamento em corpos hídricos superficiais. Considerando o valor médio de nitrogênio amoniacal, na saída do sistema de tratamento, de 187,1 mg L⁻¹, mostra que o sistema adotado não atende a esse requisito, ficando 9,4 vezes superior ao mínimo exigido.

Cabe salientar que grandes quantidades de nitrogênio podem contribuir com os processos de eutrofização em rios e lagos e sempre que possível é importante minimizar o aporte desse nutriente nos ambientes aquáticos, de forma a não contribuir para a proliferação excessiva de algas e, conseqüentemente, para o desequilíbrio do ambiente.

Kunz; Steinmetz; Bortoli (2010) analisaram a aplicação de um extrato de Acácia Negra modificado, como agente coagulante, combinado com uma solução de poliacrilamida (PAM), como auxiliar de coagulação, para separação sólido-líquido de ARS, seus resultados demonstraram eficiência para a remoção de nitrogênio total de 26%.

Apesar do sistema de tratamento da ARS com uso somente de processo físico e químico, proposto neste estudo, não atingir níveis mínimos de nitrogênio na fração líquida estabelecidos pelas legislações, os valores de redução entre 41,8 e 50,8% de nitrogênio total pode ser considerada significativa para reduzir o potencial contaminante das ARS quando o seu destino é para uso como fertilizante orgânico. Neste caso, a menor quantidade de nitrogênio aplicado no solo reduz a perda por lixiviação, minimizando a contaminação de lençõs freáticos.

A concentração de nitrogênio na forma de nitrato (N-NO₃⁻), na entrada (Tabela 1) e na saída do sistema de tratamento da ARS (dados não apresentados), foram inferiores ao limite de detecção da metodologia utilizada para a determinação. Isto mostra que a totalidade do nitrogênio solúvel está na forma amoniacal, que é característico de ambiente anaeróbico.

A adição de polímero orgânico na ARS mostrou eficiente na remoção de fósforo total (Tabela 6). Semelhante ao nitrogênio, não teve contribuição do polímero na remoção da fração mineral, indicando que o polímero tem eficiência somente na remoção de partículas onde os elementos estão presentes na forma orgânica. Observa-se que na entrada do sistema de tratamento, o percentual de nitrogênio mineral e fósforo solúvel, em comparação aos valores totais, foram de 70,1 e 48,5%, respectivamente, indicando alta concentração dos nutrientes na forma solúvel (Tabelas 5 e 6).

Tabela 6 - Concentração e percentual de redução de fósforo total e solúvel na fração líquida da ARS em diferentes decantadores, sem e com uso de polímero orgânico nos decantadores secundários.

Decantador ⁽¹⁾	Fósforo total		Fósforo solúvel	
	----- mg L ⁻¹ -----			
EDP	126,0±10,2		61,2±2,8	
SDP	85,0±7,4		51,6±3,1	
	Sem	Com ⁽²⁾	Sem	Com
SDS1	76,8±7,3	56,9±2,8	38,0±2,4	39,3±4,3
SDS2	56,0±10,2	41,4±1,1	35,8±2,6	32,8±2,6
	----- Redução (%) -----			
SDS2/SDP	34,1	51,4	30,7	36,5
SDS2/EDP	55,5	67,2	41,5	46,4

⁽¹⁾EDP: entrada do decantador primário; SDP: saída do decantador primário; SDS1 e SDS2: saídas do primeiro e do segundo decantador secundário. ⁽²⁾Polímero orgânico adicionado na entrada do primeiro decantador secundário, na dose de 10 ml L⁻¹ do produto comercial (Tanfloc SG), diluído a 10% em água.

Fonte: Autor

A concentração de fósforo total na saída do último decantador secundário foi de 56,0 mg L⁻¹ no sistema sem polímero e de 41,4 mg L⁻¹ no sistema com polímero orgânico (Tabela 6). O máximo de fósforo removido no sistema foi 67,2%, valor inferior ao limite mínimo de eficiência estabelecido pela normativa nº 355 do CONSEMA (2017). A normativa estabelece, para vazão de efluentes menor que 100 m³ d⁻¹, a eficiência de remoção do contaminante deve ser igual ou superior a 75% ou apresentar no máximo 4,0 mg L⁻¹

Destaca-se que a redução entre 55,5 e 67,2% do fósforo da fração líquida no tratamento da ARS, apesar da sua concentração não atingir o valor para lançamento em corpos hídricos superficiais, é importante quando a mesma é destinada ao uso como fertilizante orgânico. No estudo realizado por Kunz; Steinmetz; Bortoli (2010) a redução de fósforo total obtida no sistema foi de 79%. Assim, a redução da concentração do contaminante na fração líquida possibilita minimizar o potencial de poluição do solo e dos mananciais de água.

A concentração de cobre presente na ARS (1,73 mg L⁻¹), na entrada do sistema de tratamento, foi superior aos limites de 1,0 e 0,5 mg L⁻¹ para disposição em cursos de água, conforme estabelecidos pelo CONAMA (2011) e CONSEMA (2017), respectivamente (Tabela 7). O sistema de tratamento possibilitou a redução abaixo de 0,5 mg L⁻¹, conforme a normativa do estado do Rio Grande do Sul (CONSEMA, 2017), somente com o uso de polímero orgânico, com valor de 0,23 mg L⁻¹ na saída do último decantador secundário, representando uma redução de 87,1% em comparação ao valor inicial.

Tabela 7 - Concentração e percentual de redução de cobre e zinco na fração líquida da ARS em diferentes decantadores, sem e com uso de polímero orgânico nos decantadores secundários.

Decantador ⁽¹⁾	Cobre total		Zinco total	
	----- mg L ⁻¹ -----			
EDP	1,73±0,12		3,71±0,20	
SDP	0,70±0,11		1,49±0,18	
	Sem	Com ⁽²⁾	Sem	Com
SDS1	0,64±0,10	0,23±0,04	1,38±0,24	0,71±0,25
SDS2	0,62±0,11	0,23±0,02	0,78±0,21	0,29±0,02
	----- Redução (%) -----			
SDS2/SDP	11,9	67,5	47,7	80,6
SDS2/EDP	65,0	87,1	79,0	92,2

⁽¹⁾EDP: entrada do decantador primário; SDP: saída do decantador primário; SDS1 e SDS2: saídas do primeiro e do segundo decantador secundário. ⁽²⁾Polímero orgânico adicionado na entrada do primeiro decantador secundário, na dose de 10 ml L⁻¹ do produto comercial (Tanfloc SG), diluído a 10% em água.

Fonte: Autor

Semelhante ao cobre, a concentração de zinco na ARS (3,71 mg L⁻¹), na entrada do sistema de tratamento, foi superior aos limites de 5,0 e 2,0 mg L⁻¹ estabelecidos pelo CONAMA (2011) e CONSEMA (2017), respectivamente (Tabela 7). No entanto, o sistema de tratamento possibilitou a redução dos valores abaixo dos estabelecidos pelas legislações brasileiras, independente do uso de polímero orgânico. Os valores do contaminante, na saída do último decantador secundário, foram de 0,79 e 0,29 mg L⁻¹ para o sistema sem e com uso de polímero, representando uma eficiência 79,0 e 92,2%, respectivamente, em comparação ao valor inicial.

Destaca-se que o cobre e o zinco na fração líquida da ARS, os quais são do grupo dos metais, considerados nutrientes para as plantas e contaminantes do ambiente, apresentam concentrações, após o tratamento com polímero orgânico, abaixo dos limites estabelecidos pelas duas legislações (CONAMA, 2011; CONSEMA, 2017), possibilitando o lançamento em mananciais de água. No caso das concentrações de nitrogênio e fósforo, que também são nutrientes e contaminantes, mesmo com o uso de polímero orgânico, a fração líquida da ARS necessita de tratamento complementar para atingir os limites pré-estabelecidos de lançamento.

A redução da concentração de nitrogênio amoniacal na ARS, a níveis indicados pelas legislações, pode ser atendida com uso de processos dos quais cita-se: a nitrificação-desnitrificação, processo de nitrificação parcial, processo Anammox, processo Sharon e processos combinados de nitrificação parcial e Anammox e de Sharon e Anammox (ABREU, 2013; KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019).

No entanto, estes processos são caros e envolvem o maior investimento no processo de tratamento de águas residuárias. A remoção biológica de nitrogênio por nitrificação e desnitrificação, que consiste inicialmente pela nitrificação autotrófica do nitrogênio amoniacal à nitrato (NO_3^-) e, posteriormente, pela desnitrificação heterotrófica do nitrato à nitrogênio gasoso (N_2), é o processo mais utilizado no tratamento das águas residuárias.

A remoção de fósforo da fração líquida da ARS até atingir os limites de lançamento em corpos hídricos superficiais pode ser realizada por precipitação química como o uso de cal hidratada, sulfatos ou sulfetos de ferro, sulfato de alumínio e de hidróxido de magnésio. e, e ainda, através do tratamento biológico EBPR (Enhanced Biological Phosphorus Removal) (KUNZ; STEINMETZ; AMARAL, 2019). Cada processo apresenta suas vantagens e desvantagens com relação aos recursos disponíveis.

Tabela 8 – Concentração e percentual de redução de potássio, cálcio e magnésio na fração líquida da ARS em diferentes decantadores, sem e com uso de polímero orgânico nos decantadores secundários.

Decantador ⁽¹⁾	Potássio		Cálcio		Magnésio	
	----- mg L ⁻¹ -----					
EDP	255,8±8,2		196,4±12,4		76,4±3,0	
SDP	248,8±8,9		135,5±11,9		74,7±3,4	
	Sem	Com ⁽²⁾	Sem	Com	Sem	Com
SDS1	246,0±12,8	238,6±16,2	115,8±0,24	77,4±2,9	63,1±7,7	60,0±8,5
SDS2	239,5±4,1	237,9±14,5	89,6±14,3	60,5±6,4	54,1±4,5	54,3±4,3
	----- Redução (%) -----					
SDS2/SDP	3,7	4,3	33,8	55,3	27,6	27,4
SDS2/EDP	6,4	7,0	54,4	69,2	29,2	30,0

⁽¹⁾EDP: entrada do decantador primário; SDP: saída do decantador primário; SDS1 e SDS2: saídas do primeiro e do segundo decantador secundário. ⁽²⁾Polímero orgânico adicionado na entrada do primeiro decantador secundário, na dose de 10 ml L⁻¹ do produto comercial (Tanfloc SG), diluído a 10% em água.

Fonte: Autor

A remoção de potássio no sistema de tratamento apresentou baixa eficiência, mesmo com adição de polímero orgânico, com valores finais entre 6,4 a 7,0% de remoção (Tabela 8), a qual já havia sido verificada nos resultados do teste de bancada. Este, por não fazer parte da estrutura de moléculas orgânicas, encontra-se solúvel na parte líquida. Além disso, é retido com baixa energia nas partículas orgânicas da ARS que sedimentam no fundo dos decantadores, resultando em baixa remoção, como verificado no presente estudo.

A remoção de cálcio da fração líquida da ARS foi mais significativa em comparação com o magnésio (Tabela 8). A adição de polímero orgânico teve efeito significativo somente

na remoção de cálcio, com valores finais de 54,4 e 69,2% no tratamento sem e com polímero, respectivamente. Segundo Powell et al. (2008) e Peng et al. (2007), a remoção do cálcio e do magnésio pode estar associada à ligação e precipitação desses elementos com os íons fosfatos presentes na fração líquida, em situações de valores de pH entre 7 e 8, na qual se caracteriza a ARS avaliada. Além disso, Hsu; Lo (2001) salientam que a remoção destes elementos da fração líquida está atrelada à ligação com a fração sólida da ARS.

Destaca-se que sob a ótica ambiental, o potássio, o cálcio e o magnésio não são considerados elementos contaminantes, razão pela qual se encontra isento nas exigências para as águas de classes I ou especial, que são aquelas destinadas ao abastecimento doméstico, sem prévia ou com simples desinfecção, e/ou à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas (Silva et al., 2003). Assim, as quantificações destes elementos na fração líquida, mesmo sem apresentar condicionante do limite máximo na legislação para despejo destes elementos, tanto no solo como em mananciais de água, têm como base a importância nutricional, no caso da fração líquida ser utilizada como fertilizante orgânico.

As concentrações de sólidos totais na fração líquida da ARS apresentaram redução significativa com o tratamento da ARS, principalmente com a adição de polímero orgânico (Tabela 9). No último decantador foram encontrados 1.995,1 e 1.418,7 mg L⁻¹, no sistema sem e com polímero, respectivamente. Com relação à eficiência do tratamento na remoção de sólidos totais, foram observadas reduções de 60,8% sem polímero e de 72,2% com polímero orgânico.

Tabela 9 – Concentração e percentual de redução dos sólidos totais e da demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) da fração líquida da ARS em diferentes decantadores, sem e com uso de polímero orgânico nos decantadores secundários.

Decantador ⁽¹⁾	Sólidos totais		DBO ₅	
	mg L ⁻¹			
EDP	5.097,0±208,2		4.125,0±146,7	
SDP	2.723,1±172,5		1.809,4±194,4	
	Sem	Com ⁽²⁾	Sem	Com
SDS1	2.446,9±175,6	1.717,5±37,5	1.723,0±205,7	638,2±47,9
SDS2	1.995,1±258,3	1.418,8±43,0	1.049,0±17,0	117,6±31,8
	Redução (%)			
SDS2/SDP	26,7	47,9	42,0	93,5
SDS2/EDP	60,8	72,2	74,6	97,1

⁽¹⁾EDP: entrada do decantador primário; SDP: saída do decantador primário; SDS1 e SDS2: saídas do primeiro e do segundo decantador secundário. ⁽²⁾Polímero orgânico adicionado na entrada do primeiro decantador secundário, na dose de 10 ml L⁻¹ do produto comercial (Tanfloc SG), diluído a 10% em água.

Fonte: Autor

A adição de polímero orgânico na ARS mostrou eficiência na remoção da carga orgânica, onde no último decantador secundário os valores de DBO_5 foram de $1.049,0 \text{ mg L}^{-1}$ no sistema sem uso de polímero orgânico e de $117,6 \text{ mg L}^{-1}$ no sistema com o uso de polímero orgânico (Tabela 9). Estes valores correspondem, respectivamente, à remoção de 74,6 e 97,1% da DBO_5 . Em relação à legislação vigente do CONAMA (2011), que apresenta limite de eficiência de remoção da DBO_5 igual ou superior 60%, a fração líquida da ARS, com e sem uso de polímero orgânico, atingiu os níveis para ser lançada em efluentes de corpos d'água.

A normativa nº 355 do CONSEMA (2017) impõem limites mais restritivos, com valor limite de DBO_5 de 120 mg L^{-1} para efluentes líquidos de fontes poluidoras com vazão do efluente menor que $100 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Neste caso, somente o sistema com o uso de polímero orgânico atingiu o valor mínimo para lançamento em corpos d'água, ressaltando a importância do polímero para a redução da carga orgânica.

O sistema de tratamento reduziu a turbidez de 835,6 para 339,7 UNT no sistema sem uso de polímero (Tabela 10). Com o uso de polímero, o valor da turbidez chegou a 68,9 UNT no último decantador, apresentado uma redução mais significativa. A redução de turbidez em valores percentuais no sistema com polímero obteve grande êxito em comparação ao sistema sem polímero, com valores de 59,3 e 91,7% de eficiência, respectivamente.

Tabela 10 – Valores de turbidez e de pH da fração líquida da ARS em diferentes decantadores, sem e com uso de polímero orgânico nos decantadores secundários.

Decantador ⁽¹⁾	Turbidez (UNT)		pH	
EDP	835,6±38,8		7,39±0,05	
SDP	649,2±47,0		7,32±0,12	
	Sem	Com ⁽²⁾	Sem	Com
SDS1	450,3±92,0	93,0±13,5	7,42±0,17	7,44±0,13
SDS2	339,8±67,4	68,9±3,9	7,45±0,13	7,46±0,11
	----- Redução (%) -----			
SDS2/SDP	47,7	89,4	---	---
SDS2/EDP	59,3	91,7	---	---

⁽¹⁾EDP: entrada do decantador primário; SDP: saída do decantador primário; SDS1 e SDS2: saídas do primeiro e do segundo decantador secundário. ⁽²⁾Polímero orgânico adicionado na entrada do primeiro decantador secundário, na dose de 10 ml L^{-1} do produto comercial (Tanfloc SG), diluído a 10% em água.

Fonte: Autor

Os valores de pH encontrados na fração líquida da ARS, independente do decantador e do uso de polímero orgânico, não apresentaram variação significativa, com valores entre 7,32 a 7,46 (Tabela 10). Estes valores estão dentro da faixa recomendada pelo CONSEMA (2017), que devem estar entre 6,0 e 9,0 para que o efluente possa ser lançado de corpos d'água.

Steinmetz (2007) analisou a aplicação de um extrato de Acácia Negra modificado, como agente coagulante, combinado com uma solução de poliacrilamida (PAM), como auxiliar de coagulação, para separação sólido-líquido de contaminantes na ARS. Seus resultados demonstraram eficiência para a remoção de material em suspensão com 94,8%, redução da DBO₅ superior a 90% e da concentração dos metais acima de 86%, exceto cálcio, magnésio e estrôncio, que ficou em torno de 70%.

O sistema de tratamento da fração líquida da ARS com adição de polímero orgânico demonstrou maior redução de elementos contaminantes (nitrogênio, fósforo, cobre e zinco), DBO₅, sólidos totais e turbidez em relação ao tratamento sem a adição de polímero orgânico, destacando a turbidez e DBO₅ com valores mais elevados de redução com a utilização do polímero orgânico.

Constata-se que as ARS sem tratamento são impróprias para lançamentos em corpos d'água receptores devido à elevada concentração de sólidos e de carga orgânica. Assim, necessita de tratamento para atingir os padrões mínimos para lançamento em cursos de água. A adição de polímeros orgânicos é uma alternativa que, juntamente com tratamento complementar de aeração, pode auxiliar na redução da carga orgânica, além de um sistema com tanques aeróbicos e anaeróbicos para a remoção do nitrogênio.

Logo, quando avaliados todos os parâmetros determinados na fração líquida da ARS, possibilita indicar uma eficiência do polímero orgânico no sistema de tratamento. Mesmo que o uso do polímero não seja suficiente para adequar o efluente por completo aos parâmetros da legislação, a sua contribuição se comparado a tratamento sem polímero pode ser considerada significativa.

5 CONCLUSÃO

O monitoramento do sistema de tratamento das ARS foi efetuado com êxito, com isso foi possível caracterizar por meio de atributos físicos e químicos o tratamento da fração líquida das ARS com e sem uso de polímero orgânico.

A seleção da dosagem e o tipo de polímero orgânico, ficando definido o uso do polímero orgânico Tanfloc SG e a dosagem de 10 ml L⁻¹, foi bem-sucedido no teste de bancada em Jar Test com base na maior eficiência de remoção de turbidez da ARS.

O sistema de tratamento com uso do polímero orgânico avaliado se mostrou eficaz para redução na concentração de DBO₅ (97,1%), sólidos totais (72,2%), turbidez (91,7%), cobre (87,1%) e zinco (92,2%) no efluente resultante do tratamento. Porém a remoção de nitrogênio total (50,8%), nitrogênio amoniacal (33,5%) e fósforo total (67,2%) não foram suficientes para adequar o efluente aos padrões estabelecidos pela legislação CONSEMA nº 355/2017 e CONAMA nº 430/2011 para lançamento nos corpos hídricos, sendo indispensável ajustes no tratamento do efluente.

A proposta de tratamento das ARS realizada experimentalmente na unidade de produção de leitões mostrou a concepção de um sistema que diminui extremamente a chance de contaminação do meio ambiente, no entanto, ainda é ineficiente para o propósito em questão, a qual objetiva lançamento direto em corpos hídricos superficiais.

Logo, o sistema de tratamento necessita de complementação e ajustes de maneira que o efluente tratado atenda as condicionantes para esse meio de disposição e possa cumprir com as exigências legais determinadas pela legislação vigente.

Recomenda-se para trabalhos futuros, visando a continuidade do projeto na unidade, caracterizar tanto a fração sólida como a líquida, com e sem tratamento por meio também de atributos biológicos, avaliar em outros ciclos de produção em função da possível variação da caracterização das ARS, aperfeiçoar o sistema com estrutura para retirada de material flotado e fornecer um processo de remoção de nitrogênio e fósforo.

A pesquisa desenvolvida até o momento oferece resultados motivadores que orientam para a otimização, em campo, desses procedimentos.

REFERÊNCIAS

- ABCS, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS CRIADORES DE SUÍNOS. **Mapeamento da Suinocultura Brasileira**. 1 ed. Brasília. 2016. 376p.
- ABCS, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS CRIADORES DE SUÍNOS. **Suinocultura ganha destaque em série de propagandas da Globo sobre o agro no Brasil**. 2019. Disponível em: <http://www.abcs.org.br/informativo-abcs/2861-suinocultura-ganha-destaque-em-serie-de-propagandas-da-globo-sobre-o-agro-no-brasil>. Acesso em 15 de dez. 2019.
- ABREU, L. S. **Remoção de nitrogênio de efluentes industriais e novas alternativas de tratamento**. 2013. 48p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.
- ABPA, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Relatório Anual 2018**. Disponível em: < <http://abpa-br.org/mercados/#relatorios>>. Acesso em: 12 de fev. de 2020.
- ABPA, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Relatório Anual 2019**. Disponível em: < <http://abpa-br.org/mercados/#relatorios>>. Acesso em: 12 de fev. de 2020.
- ABPA, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Exportações de carne suína crescem 41% em janeiro. São Paulo**, 07 de fev. de 2020. Disponível em: < <http://abpa-br.org/exportacoes-de-carne-suina-crescem-41-em-janeiro/>>. Acesso em: 12 de fev. de 2020.
- AMORIM, B. N.; MOHEDANO, R.A.; FISCHMANN, F.; SILVA, M. L. B.; TAVARES, J. M. R. Prevenção e redução de impactos ambientais com vista à sustentabilidade na agricultura. **ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Florianópolis. 8p. 2012.
- APHA, AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21 ed. Washington, 2005.
- ARAÚJO, N. S.; MONTENEGRO, R. C.; MARANGUAPE, J. S. Uso de tecnologias no tratamento de dejetos de suínos para redução dos impactos ambientais. **VII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**, 2016. p.8.
- AZEVEDO NETO, J. M., **Técnicas de abastecimento e tratamento de água**. v. 2: CETESB, São Paulo, 1976.
- BELLI F. P.; CASTILHO JR. A. B.; COSTA, R. H. R. SOARES, S. R.; PERDOMO, C. C. Tecnologias para o tratamento de dejetos suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.5, n.1, p.166-170, 2001.
- BELLI FILHO, P. **Stockage et odeurs des dejections animales: cas du lisier de porc**. 1995. 181f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Université de Rennes I, França, 1995.
- BERTONCINI, E. I. Dejetos da suinocultura - desafios para o uso agrícola. **Pesquisa e Tecnologia**, São Paulo, v. 8, n. 2, 2011.
- BRASIL. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO.

Suinocultura de baixa emissão de carbono: tecnologias de produção mais limpa e aproveitamento econômico dos resíduos da produção de suínos. Brasília: MAPA, 2016.

BURTON, C. H. The potential contribution of separation Technologies to the management of livestock manure. **Livestock Science**, v.112, n.3, p.208-216, 2007.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; PAVINATTO, P. S.; TRENTIN, E. E.; GIROTTO, E. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos suíno. **Revista Ciência Rural**, v. 35, n. 6, p. 1287-1295, 2005.

CARDOSO, B. F.; OYAMADA, G. C.; SILVA, C. M. Produção, tratamento e uso dos dejetos suínos no Brasil. **Desenvolvimento em Questão**, v. 13, n. 32, p. 127-145, 2015.

CASTALDELLI, A. P. A., SAMPAIO, S. C.; TESSARO, D.; HERRMANN, D. R.; SORACE, M. Meso e macrofauna de solo cultivado com milho e irrigado com água residuária da suinocultura. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 35, n. 5, p. 905–917, 2015.

CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de Tratamento de Efluentes Industriais**. 3 ed. Brasil, 2009. 520p.

CLASS, I.C.; MAIA, R.A.M. **Tecnologias e Gestão Ambiental - Efluentes Líquidos**. 1 ed. Brasília, 2003. 310p.

CONAMA, CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução 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. Diário Oficial da União, Brasília, 2011. 8p.

CONSEMA, CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 355 de 13 de julho de 2017**. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. 2017. 7p.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos**. Porto Alegre: Embrapa Suínos e Aves, n. 14, 2002, 30p.

DUAN, J.; GREGORY, J. Coagulation by hydrolysing metal salts. **Advances in Colloid and Interface Science**, p. 475-502, 2003.

FAO. **Food and Agriculture Organization of United Nations**. The state of food and agriculture. Roma, 2009. 180p.

FERNANDES, G. F. R.; OLIVEIRA, R. A. Desempenho de processo anaeróbico em dois estágios (Reator compartimentado seguido de reator UASB) para tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Engenharia agrícola**, Jaboticabal, v. 26, n. 01, p. 243-256, 2006.

GOMES, L. P.; PERUZATTO, M.; SANTOS, V. S.; SELLITTO, M. A. Indicadores de sustentabilidade na avaliação de granjas suínicas. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.19, n.2, p.143-154. 2014.

HENN, A. **Avaliação de dois sistemas de manejo de dejetos em uma pequena propriedade produtora de suínos - Condição de partida.** 2005. 157f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

HERMES, L. V. **Avaliação da degradabilidade de dejetos suínos em compostagem convencional e acelerada.** 2019. 83p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade do Vale do Taquari, Lajeado, 2019.

HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. Redução da carga poluente: sistemas de tratamento. In: SEGANFREDO, M. O. (Org.). **Gestão ambiental na suinocultura.** Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, p. 120-148, 2007.

HJORTH, M.; CHRISTENSEN, K.V.; CHRISTENSEN, M. L.; SOMMER, S. G. Solid-liquid separation of animal slurry in theory and practice. **Agronomy for Sustainable Development.** v. 30, p. 153-180. 2010.

HOLLAS, C. E. **Sedimentação como estratégia de separação sólido-líquido e sua influência na remoção biológica de nitrogênio de dejetos suínos.** 2018. 66p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2018.

HSU, J. H.; LO, S. L. Effect of composting on characterization and leaching of copper, manganese, and zinc from swine manure. **Environmental Pollution**, v. 114, p. 119-127, 2001.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Agropecuário de 2017.** Rio de Janeiro, 2017. Disponível em: <https://censoagro2017.ibge.gov.br/templates/censo_agro/resultadosagro/pecuaria.html>. Acesso em: 25 de jan. de 2020.

ITO, M.; GUIMARÃES, D.; AMARAL, G. Impactos ambientais da suinocultura: desafios e oportunidades. **Agroindústria**, v. 1, n. 44, p. 125-156, 2016.

JONGBLOED, A. Environmental pollution control in pigs by using nutrition tools. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 37, p. 215-229, 2008.

JÚNIOR, M. A. P. O.; ORRICO, A. C. A.; JÚNIOR, J. D. L. Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos com e sem separação da fração sólida em diferentes tempos de retenção hidráulica. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, n. 1, p. 474-482, 2009.

KONZEN, E. A. **Manejo e utilização dos dejetos de suínos.** EMBRAPA – CNPSA, Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 1983. 32p.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 22, n. 3, p. 651-665, 2005.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R; AMARAL, A. C. **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato.** Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 209 p.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; BORTOLI, M. Separação sólido-líquido em efluentes da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 11, p. 1220–1225, 2010.

KUNZ, A.; Tratamento de dejetos de suínos: desafios associados a complexidade da matriz. In: Kunz, A.; Soares, H.M.; Spiller, V. R. (Org.). **Tecnologias para remoção de nutrientes de dejetos de origem animal**. Brasil, p. 07-11, 2005.

MACIEL, A. P. C.; SAMPAIO, S. C.; REMOR, M. B.; ROSA, D. M.; REIS, R. R. Soil meso- and macrofauna in two soybean crops after swine wastewater application. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 37, n. 3, p. 556–564, 2017.

MAGNAN, R. B. **Análise da viabilidade técnica e financeira da substituição do coagulante cloreto férrico por policloreto de alumínio durante o processo físico-químico no tratamento de efluente de abatedouro avícola**. 2010. 54p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2010.

MARCHI, B. **Disposição de efluentes de suínos em solo: estudo de caso**. 2010. 64p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2010.

MASSÉ, L.; MASSÉ, D. I. The effect of environmental and process parameters on flocculation treatment of high dry matter swine manure with polymers. **Bioresource Technology**, v.101, n.16, p. 6304–6308, 2010.

MIYAZAWA, M.; BARBOSA, G. M. DE C. **Dejeto líquido de suíno como fertilizante orgânico - Método simplificado**. Boletim Técnico. Instituto Agronômico do Paraná, Londrina, 2015. 26p.

MONTEIRO, J. M.; ALBUQUERQUE, U. P.; ARAUJO, E. L.; AMORIM, E. L. C. Taninos: uma abordagem da química à ecologia. **Química Nova**, vol. 28, n. 5, p. 892-896, 2005.

NETO, M. S. A. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator anaeróbio compartimentado seguido de reator UASB**. 2007. 170f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agropecuária) - Universidade Estadual Paulista - UNESP, Jaboticabal, 2007.

NUNES, H. G. **Manejo de efluentes oriundos da produção de suínos da unidade de ensino de suinocultura da fazenda experimental Ressacada - UFSC**. 2018. 100p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, 2018.

NUNES, M. A. G.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; PANIZ, J. N. G. Aplicação de efluente tratado de suinocultura para diluição de dejetos suíno e remoção de nitrogênio por desnitrificação. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 31, n. 2, p. 388–398, 2011.

OLIVEIRA, P. A. V. **Manual de manejo e utilização dos dejetos suínos**. EMBRAPA-CNPSA. Documentos. Concórdia, n. 27, 1993. 188p.

OLIVEIRA, P.A.V. **Impacto ambiental causado pela suinocultura**. In: Congresso Internacional de Zootecnia. Anais. Uberaba, p.143-161, 2003.

OLIVEIRA, P. A. V. **Tecnologias para o manejo de resíduos na produção de suínos - Manual de Boas Práticas**. Concórdia, 2004. 109p.

OLIVEIRA, P. A. V. Produção e manejo de dejetos de suínos. **Engenharia Agrícola**, Concórdia, p. 72-90, 2001.

PALHARES, J. C. P.; CALIJURI, M. D. C. Caracterização dos afluentes e efluentes suínolas em sistemas de crescimento/terminação e qualificação de seu impacto ambiental. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 37, n. 2, p. 502–509, 2007.

PALHARES, J. C. P.; GEBLER, L. **Gestão Ambiental na Agropecuária**. Brasília, DF: Embrapa, v. 2, 2014. 490p.

PELEGRINO, E.C.F. **Emprego de coagulante a base de tanino em sistema de pós-tratamento de efluente de reator UASB por flotação**. 2011. 161f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2011.

PENA, L. M. A. **Depuração de efluente suínola por Lemna minor e valorização energética da biomassa por co-digestão anaerobia**. 2014. 47p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Universidade de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa, 2014.

PENG, J. F.; WANG, B. Z.; SONG, Y. H.; YUAN, P.; LIU, Z. Adsorption and release of phosphorus in surface sediment of a wastewater stabilization pond. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 31, n. 02, p. 92-97, 2007.

PERDONCINI, D. M. **Cobre e zinco em dejeteto líquido de suíno com adição de pó-de-metabasalto**. 2018. 64p. Dissertação de mestrado (Programa de Pós-Graduação em Agronomia) - Universidade de Passo Fundo, 2018.

PEREIRA, E.R.; DEMARCHI, J.J.A.A.; BUDIÑO, F.E.L. **A questão ambiental e os impactos causados pelos efluentes da suinocultura**. Infobibos - Informações Tecnológicas, 2009. Disponível em: <http://www.infobibos.com/Artigos/2009_3/QAmbiental/index.htm>. Acesso em: 04 de nov. 2019

PEREIRA, E.R. **Qualidade da água residuária em sistemas de produção e de tratamento de efluentes de suínos e seu reuso no ambiente agrícola**. 2006. 131f. Tese (Doutorado em Agronomia) Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

POWELL, N.; SHILTON, A. N.; PRATT, S.; CHISTI, Y. Factors influencing luxury uptake of phosphorus by microalgae in waste satabilization ponds. **Environmental Science & Technology**, Washington, v. 42, n. 16, p. 5958-5962, 2008.

RAMME, M. A.; KUNZ, A. A utilização de peneiras na separação de fases sólido-líquido em dejetos suínos. **Ágora: Revista de Divulgação Científica**, Mafra, v. 16, n. 2, p. 28–36, 2009.

REZENDE, V. O. **Efeito da fertirrigação com água residuária de suinocultura nos atributos químicos do solo e na produção dos capins tifton 85 e xaraés**. 2013. 60p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2013.

RIZZONI, L. B.; TOBIAS, A. C. T.; DEL BIANCHI, M.; GARCIA J. A. D. Biodigestão anaeróbia no tratamento de dejetos de suínos. **Revista Científica Eletrônica de Medicina Veterinária**, v. 9, n. 18, 20p. 2012.

RODRIGUES, M. F. **Avaliação da eficiência de coagulantes e floculantes na remoção de fósforo em efluentes de frigorífico de suínos**. 2016. 45p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) - Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2016.

ROSA, D. M.; SAMPAIO, S. C.; PEREIRA, P. A. M.; MAULI, M. M.; REIS, R. R. Swine wastewater: Impacts on soil, plant, and leachate. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 37, n. 5, p. 928–939, 2017.

SÁNCHEZ-MARTIN, J.; HEREDIA, J. B.; HERNÁNDEZ, C. S. Surface water and wastewater treatment using a new tannin based coagulant - Pilot plant trials. **Journal of Environmental Management**, v.91, n.10, p. 2051-2058, 2010.

SCHMIDT, C. J.; LORENZETTI, J. B.; DANILUSSI, M. T. Y.; DIETER, J.; SCHMIDT, A. O. Retenção de nitrogênio, fósforo e potássio provenientes de água residuária de suinocultura por hidrogel. **Brazilian Journal of Develop**, Curitiba, v. 6, n. 1, p. 2582-2626, 2020.

SCHWANTES, D.; COSTA, P. F.; GONÇALVES, E. D. V.; MATTIELLO V.; GONÇALVES JR, A. C. Impacto ambiental da suinocultura e uso de floculantes como alternativa no tratamento de dejetos suínos: um estudo de caso. **Cultivando o Saber**, Cascavel, v. 6, n. 1, p. 162–172, 2013.

SILVA, C. M.; FRANÇA, M. T.; OYAMADA, G. C. Características da suinocultura e os dejetos causados ao ambiente. **Connection Line - Revista Eletrônica Do Univag**, n. 12, p. 44–59, 2015.

SILVA, F.F.; FREITAS, P.S.L.; BERTONHA, A.; REZENDE, R. GONÇALVES, A.C.A.; DALLACORT, R. Flutuações das características químicas do efluente industrial de fecularia de mandioca. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v.25, n.1, p.167-175, 2003.

SILVA, T.S.S.; **Estudo de tratabilidade físico-química com uso de taninos vegetais em água de abastecimento e de esgoto**. 1999. 85p. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Fundação Osvaldo Cruz, Rio de Janeiro, 1999.

SOLANA, I. **Estudo da viabilidade de utilização de um polímero de base orgânica em substituição ao cloreto férrico no tratamento de efluente industrial**. 2014. 65p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2014.

SOUSA, F. A. CAMPOS A. T.; SILVA, E. B.; GANDINI, A. M. M.; CORRÊA, J. M. Redução do potencial poluidor de dejetos de suínos em lagoas de estabilização em série. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 30, n. 1, p. 65–73, 2014.

SOUZA, C. V; CAMPOS, A. T.; SOUSA, F. A.; SILVA, E. Tratamento de dejetos líquidos de suínos por meio de lagoas de estabilização visando uso agrícola. **Engenharia Ambiental**,

Espírito Santo do Pinhal, v. 13, n. 1, p. 107–120, 2016.

SPLABOR – Equipamentos para Laboratórios. **Jar Test - Importante metodologia no tratamento de água.** 2019. Disponível em: <http://www.splabor.com.br/blog/jar-test-2/jar-test-tecnica-conhecida-como-teste-de-jarro-e-utilizada-em-tratamento-de-agua/>. Acesso em: 15 de dez. de 2019.

STEINMETZ, R. L. R. **Aplicação de polieletrólito para a separação de metais em efluentes da suinocultura.** 2007. 72p. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A.; DRESSLER, V. L.; FLORES, E. M. M.; MARTINS, A. F. Study of metal distribution in raw and screened swine manure. **CLEAN – Soil, Air, Water**, v.37, n.3, p.239-244, 2009.

TANAC. **Taninos.** 2019. Disponível em: <<http://www.tanac.com.br/pt-br/unidades/taninos>>. Acesso em: 15 de dez. de 2019.

TAVARES, J. M. R. **Modelagem do consumo de água, produção de dejetos e emissão de gases de efeito estufa e amônia na suinocultura.** 2016. 229f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

VIVAN, M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J.; PERDOMO, C.; TECHIO, V. Eficiência na interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 3, p. 320-325, 2010.

VIVE, V. A.; ALMEIDA, P. M. A; RIZK, M. C. Aplicação do coagulante tanino no tratamento da vinhaça em pH neutro. **Revista Eletrônica Fórum Ambiental da Alta Paulista.** v. 9, n. 11, p 569-574, 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3. ed. v. 1, Belo Horizonte: UFMG, 2005.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** 2. ed. v. 1, Belo Horizonte: UFMG, 1996. 243p.

ZIMPEL, F. **Desempenho de coagulantes combinados para tratamento de efluentes de curtume.** 2013. 44p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.

ZORDAN, M.S.; SALÉH, B.B.; MENDONÇA, A. Eficiência na remoção de nutrientes em lagoas de estabilização da granja escola FESURV. **Global Science and Technology**, Rio Verde, v. 1, n. 1, p.51-62, 2008.