

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Manoela Paiva de Amorim Santos

**EFICIÊNCIA NA RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO DA URINA HUMANA PELA
PRECIPITAÇÃO DA ESTRUVITA**

FLORIANÓPOLIS

2019

Manoela Paiva de Amorim Santos

**EFICIÊNCIA NA RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO DA URINA HUMANA PELA
PRECIPITAÇÃO DA ESTRUVITA**

Trabalho Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientadora: Prof.^a Dra. Maria Elisa Magri
Coorientadora: Lenise Câmara Franco

Florianópolis

2019

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Santos, Manoela Paiva de Amorim
Eficiência na recuperação de fósforo da urina humana pela
precipitação da estruvita / Manoela Paiva de Amorim Santos
; orientadora, Maria Elisa Magri, coorientadora, Lenise
Câmara Franco, 2019.
59 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico,
Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental,
Florianópolis, 2019.

Inclui referências.

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Saneamento
Ecológico. 3. Recuperação de fósforo. 4. Estruvita. 5. Sal
marinho. I. Magri, Maria Elisa. II. Franco, Lenise Câmara.
III. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em
Engenharia Sanitária e Ambiental. IV. Título.

Manoela Paiva de Amorim Santos

**EFICIÊNCIA NA RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO DA URINA HUMANA PELA
PRECIPITAÇÃO DA ESTRUVITA**

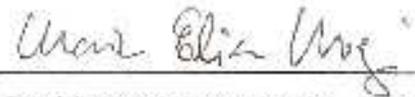
Este Trabalho Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do Título de Engenheira Sanitarista e Ambiental e aprovado em sua forma final pelo Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Local, 4 de dezembro de 2019.



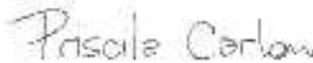
Profa. Maria Elisa Magri, Dra.
Coordenadora do Curso

Banca Examinadora:



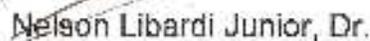
Prof.^a Maria Elisa Magri, Dra.
Orientadora

Universidade Federal de Santa Catarina



Priscila Carlon
Avaliadora

Universidade Federal de Santa Catarina



. Avaliador

Universidade Federal de Santa Catarina

Este trabalho é dedicado aos meus pais, por todo incentivo, dedicação e amor, e a todos que fizeram parte da minha formação de alguma forma.

AGRADECIMENTOS

Resumindo emoções e sentimentos mil, sou grata pelas pessoas que foram essenciais nessa jornada e pela oportunidade de estudar na minha cidade e pegar meu canudo nessa universidade tão incrível que é a UFSC.

Agradeço imensamente à minha orientadora Maria Elisa Magri por ter me apresentado esse tema, me dado a oportunidade de ser sua orientanda, depositando confiança no meu trabalho. Obrigada por esse tema tão incrível e por me receber de braços abertos como integrante do Lab RRESSA.

De coração, sem a co-orientação da Lenise Câmara Franco esse trabalho não seria o mesmo. Nesses 8 meses que trabalhamos juntas no laboratório e na construção deste trabalho, você esteve sempre disposta a me ajudar, prontamente. Você foi um anjo, sério! Obrigada por tudo, tudo, tudo!

Um agradecimento à Priscila Carlon e ao Nelson Libardi Junior por aceitarem o meu convite de ser banca avaliadora do meu trabalho.

Toda minha gratidão pela oportunidade de estudar na UFSC e me formar nesse curso que tenho muito orgulho. Obrigada ao corpo docente, técnico e funcionários dessa universidade. A UFSC pôde me proporcionar muita troca de conhecimentos e plantar em mim sementinhas jamais imaginadas. Sentirei saudade!

À minha família, sem palavras por tudo que fazem por mim. Obrigada pai e mãe por acreditarem em mim e sempre apoiarem minhas decisões. Vocês sempre estiveram do meu lado para o que der e vier. Vocês são a base de tudo e a razão de tudo isso estar acontecendo. Todo meu amor infinito e admiração pelos dois!

Não poderia deixar de agradecer aos colegas contribuintes que doaram sua urina para a realização desta pesquisa. Obrigada coleguinhas quando avisavam que haviam contribuído para com o meu trabalho. A urina de vocês valeu ouro!

Por último e não menos importante (não mesmo!), amigos, vocês fizeram dessa trajetória mais leve, intensa e feliz! Seja compartilhando desespero ou conhecimento. Nos encontros pela UFSC, almoços, bares, feirinha nossa de toda quarta. Na companhia para sair e se divertir para esquecer a rotina cansativa. Nos abraços cheios de amor e carinho. Fiz amigos para a vida, e isso não tem preço. Serão sempre das melhores lembranças dessa fase de nossas vidas. Amo vocês!

Tudo isso foi um SONHO! Como nunca tivera sido sonhado por mim!

*“Quando a última árvore tiver caído,
quando o último rio tiver secado,
quando o último peixe for pescado,
vocês vão entender que dinheiro não se come.”*

— Greenpeace

RESUMO

Mundialmente, milhões de pessoas sofrem devido à falta de água potável e instalações adequadas de saneamento, resultando na realidade crítica dos problemas sanitários e ambientais e na descarga excessiva de nutrientes em corpos hídricos. Esses nutrientes têm potencial para serem utilizados na agricultura, evitando a eutrofização e o uso insustentável de fontes não renováveis. Tendo em vista a demanda agrícola mundial por fontes não renováveis de nutrientes para a produção de fertilizantes químicos, e tendo o fósforo como nutriente crítico nas culturas, esta pesquisa busca avaliar a recuperação de fósforo da urina humana pela precipitação da estruvita a partir de duas fontes distintas de magnésio: cloreto de magnésio e sal marinho produzido a partir do processo de destilação solar. Esta pesquisa é do tipo exploratória e experimental, realizada a partir de dados primários. As análises foram conduzidas em escala de bancada, avaliando as seguintes variáveis: velocidade de agitação, razão molar magnésio:fósforo e valores de pH. Foram testadas diferentes combinações destas variáveis a fim de comparar a eficiência de remoção de fósforo da fase líquida em cada condição. Foram avaliados: a eficiência de remoção de fósforo da fase líquida, os parâmetros operacionais ótimos para a precipitação de estruvita e o desempenho do sal marinho no processo de precipitação de estruvita. Verificou-se que a configuração ótima pH/razão molar/velocidade de rotação que apresentou maior eficiência de remoção de fósforo foi de 8,25/2,5/35 para ambas as fontes de magnésio avaliadas. Nesta configuração, a remoção média de fósforo com a adição do cloreto de magnésio e de sal marinho foi de 65,8% e 68,7%, respectivamente. Ao adicionar a fonte comercial, a concentração média de sólidos totais em 1 litro de urina foi de 16,49 g/L. A concentração média de sólidos totais com a adição de sal marinho foi maior, 19,91 g/L. Utilizando cloreto de magnésio, em 1 litro de urina foi necessário adicionar 0,86 gramas de reagente, já para o sal marinho, foram adicionadas 3,04 gramas, 3,5 vezes mais reagente comparado à fonte comercial. Os resultados indicam que a configuração experimental influencia diretamente no processo de recuperação de fósforo e que o sal marinho propiciou uma remoção de fósforo da fase líquida tão eficiente quanto o cloreto de magnésio, indicando boa funcionalidade da fonte alternativa.

Palavras-chave: Saneamento Ecológico. Urina. Recuperação de fósforo. Estruvita. Magnésio. Sal marinho.

ABSTRACT

Millions of people worldwide suffer from lack of access to safe drinking water and adequate sanitation facilities, resulting in the critical reality of health and environmental problems and the excessive discharge of nutrients into water bodies. These nutrients have the potential to be used in agriculture, avoiding eutrophication and the unsustainable use of nonrenewable sources. Given the worldwide agricultural demand for nonrenewable sources of nutrients for chemical fertilizer production, and considering phosphorus as a critical nutrient in crops, this research seeks to evaluate the recovery of phosphorus in human urine by struvite precipitation from two distinct sources of magnesium: magnesium chloride and sea salt produced from solar distillation process. This research is exploratory and experimental, based on primary data. The analyses were conducted on a laboratory scale, evaluating the following variables: stirring speed, magnesium:phosphorus molar ratio and pH values. Different combinations of these variables were tested to compare the phosphorus removal efficiency of the liquid phase in each condition. The following parameters were evaluated: phosphorus removal efficiency of the liquid phase, optimal operating parameters for struvite precipitation and the sea salt performance in the struvite precipitation process. It was found that the optimum pH/molar ratio/rotation speed configuration that presented the highest phosphorus removal efficiency was 8.25/2.5/35 for both magnesium sources evaluated. In this configuration, the average phosphorus removal with the addition of magnesium chloride and sea salt was 65.8% and 68.7%, respectively. By adding the commercial source, the average total solids concentration in 1 liter of urine was 16.49 g/L. The average total solids concentration with the addition of sea salt was higher, 19.91 g/L. When using magnesium chloride, it was necessary to add 0.86 grams of the reagent in 1 liter of urine, while for the sea salt, 3.04 grams, 3.5 times more reagent than the commercial source, was added. Results indicate that the experimental configuration directly influences the phosphorus recovery process and that the sea salt provided a phosphorus removal of the liquid phase as efficient as magnesium chloride, indicating satisfactory functionality of the alternative source.

Keywords: Ecological Sanitation. Urine. Phosphorus recovery. Struvite. Magnesium. Sea salt.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Principais componentes de um sistema de saneamento	19
Figura 2 – Esquema de um banheiro seco separador	20
Figura 3 – Esquema do processo de recuperação de fósforo da urina humana pela técnica da precipitação da estruvita utilizando sal marinho como fonte externa de magnésio	32
Figura 4 – Esquema do processo de recuperação de fósforo da urina humana pela técnica da precipitação da estruvita utilizando cloreto de magnésio como fonte externa de magnésio	32
Figura 5 – Coleta de urina no banheiro masculino	33
Figura 6 – Coleta de urina no banheiro feminino	34
Figura 7 – Destilador solar empregado para obtenção de sal marinho	35
Figura 8 – Sal marinho depositado na bandeja do destilador solar	36
Figura 9 – Influência do pH na eficiência de remoção média de fósforo da fase líquida	43
Figura 10 – Influência da razão molar magnésio:fósforo na eficiência de remoção média de fósforo da fase líquida	44
Figura 11 – Influência da velocidade de rotação na eficiência de remoção média de fósforo da fase líquida.....	45

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Caracterização qualitativa da urina humana fresca (campanha de coleta de 24 horas).....	22
Tabela 2 – Patógenos que podem ser excretados na urina e a sua relevância sendo a urina o meio de transmissão.....	24
Tabela 3 – Valores dos parâmetros testados nas análises de laboratório para avaliar a eficiência de remoção de fósforo da fase líquida.....	37
Tabela 4 – Combinações dos parâmetros testados nas análises de laboratório para avaliar a eficiência de remoção de fósforo da fase líquida sob diferentes condições.....	37
Tabela 5 – Influência da configuração experimental na remoção de fósforo da fase líquida.....	40
Tabela 6 – <i>Ranking</i> dos valores de concentração de ST para diferentes configurações experimentais.....	48
Tabela 7 – Influência da concentração inicial de fosfato na quantidade de estruvita precipitada da amostra de urina.....	49

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	American Public Health Association
BSS	Banheiro Seco Separador
EcoSan	Ecological Sanitation
LAPOA	Laboratório de Potabilização de Águas
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
SC	Santa Catarina
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
UNICEF	Fundo das Nações Unidas para a Infância
WHO	World Health Organization
RReSSa	Recuperação de Recursos em Sistemas de Saneamento
LIMA	Laboratório Integrado de Meio Ambiente

LISTA DE SÍMBOLOS

Km	Quilômetros
C	Carbono
K	Potássio
Mg	Magnésio
MgCl ₂	Cloreto de Magnésio
N	Nitrogênio
P	Fósforo
pH	Potencial Hidrogeniônico
PO ₄ ³⁻	Fosfato
MgO	Óxido de Magnésio
Mg(OH) ₂	Hidróxido de Magnésio
mg	Miligrama
g	Gramas
Kg	Quilos
L	Litro
°C	Graus Celsius
NF	Nanofiltração
ST	Sólidos Totais

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS.....	16
2.1	OBJETIVO GERAL	16
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	18
3.1	SANEAMENTO ECOLÓGICO	18
3.1.1	Banheiro seco separador.....	20
3.2	RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES DA URINA	21
3.2.1	Caracterização da urina humana	21
3.2.2	Processo de recuperação de fósforo pela precipitação de estruvita	24
3.2.2.1	Água do mar e a destilação solar	27
3.2.2.2	Aplicação na agricultura.....	28
4	METODOLOGIA	31
4.1	TRATAMENTO PROPOSTO	31
4.1.1	Urina humana.....	33
4.1.2	Produção de sal marinho por destilação solar	34
4.1.3	Configuração experimental	36
4.1.3.1	Cálculo da quantidade de $MgCl_2$	38
4.1.3.2	Cálculo da quantidade de sal marinho	39
4.1.3.3	Eficiência de recuperação	39
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
5.1	INFLUÊNCIA DA CONFIGURAÇÃO NA RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO DA URINA.....	40
5.2	AVALIAÇÃO DAS FONTES DE MAGNÉSIO NA RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO.....	42
5.3	PRECIPITAÇÃO DE ESTRUVITA	47
6	CONCLUSÃO.....	51

REFERÊNCIAS52

APÊNDICE A – Cartazes fixados nos banheiros feminino e masculino durante a campanha de coleta de urina realizada no prédio do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.....58

1 INTRODUÇÃO

O relatório do Programa de Monitoramento Conjunto do UNICEF e da Organização Mundial da Saúde (OMS), “*Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017: Special focus on inequalities*”, publicado em junho de 2019, revela que milhões de pessoas ainda sofrem com a falta de acesso a água, saneamento e higiene em todo o mundo. Os dados apontam, a nível global, que cerca de 2,2 bilhões de pessoas não possuem acesso a serviços de água potável de forma segura e que 4,2 bilhões de pessoas não têm acesso seguro a serviços de esgotamento sanitário (UNICEF; WHO, 2019).

Segundo o Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas (ANA, 2017), no Brasil mais de 110 mil km de trechos de rio estão com a qualidade comprometida pelo excesso de carga orgânica devido ao lançamento de esgotos sem tratamento. O mau gerenciamento dos esgotos municipais e a descarga excessiva de nutrientes nos corpos hídricos, principalmente de fósforo, contribui com o processo de eutrofização. Enquanto esses nutrientes são lançados em corpos hídricos, a agricultura moderna depende das fontes não renováveis de fósforo mineral para a produção de fertilizantes químicos a base de fosfato, cujas reservas globais atuais podem se esgotar entre 50 e 100 anos (CORDELL et al., 2009).

Frente à crescente demanda mundial por alimentos, e tendo o fósforo como nutriente crítico nas culturas agrícolas (CORDELL et al., 2009), o aproveitamento de nutrientes das excretas humanas torna-se relevante para um paradigma mais sustentável no saneamento e na agricultura. Frente a essa necessidade de um modelo mais sustentável, a recuperação de fósforo da urina humana através da precipitação da estruvita é uma técnica promissora que contribui para a diminuição do problema da eutrofização e conserva as fontes naturais de nutrientes (SCHÖNNING; STENSTRÖM, 2004). A urina possui nutrientes valiosos que têm potencial para serem usados na agricultura em substituição aos fertilizantes sintéticos, criando, assim, uma mudança na maneira como lidamos com os nossos “resíduos” (RANDALL; NAIDOO, 2018).

Nesse contexto, o saneamento ecológico surge como uma filosofia e conceito alternativo ao saneamento convencional (BOTTO, 2013), onde se busca um sistema sustentável baseado no fluxo circular de subprodutos, valorizando as excretas humanas como um recurso. O saneamento ecológico inclui questões referentes à prevenção da poluição na fonte, higienizar urina e fezes e utilizar as excretas humanas para fins agrícolas (EcoSanRes, 2004).

Atualmente, diversas técnicas de recuperação de nutrientes da urina humana objetivando sua reciclagem na agricultura estão sendo estudadas (LOURO; JUNIOR, 2011). As principais técnicas para recuperação de nutrientes são: precipitação da estruvita, troca iônica, *stripping* da amônia e precipitação do isobutilaldeído-di-ureia (IBDU) (MAGRI, 2013). O método da precipitação de estruvita possui uma taxa de recuperação de nutrientes alta, viabilidade econômica, baixo risco ambiental, *design* simples e facilidade de operação. Essas características indicam que a precipitação de estruvita é uma técnica eficiente e ambientalmente sustentável de se recuperar fósforo (PENG et al., 2018).

Assim, este trabalho, norteado pelos problemas do uso insustentável das fontes não renováveis de fósforo e a realidade precária do acesso às instalações adequadas de saneamento, busca responder a três perguntas de pesquisa: (A.) qual a influência do pH, da relação magnésio:fósforo e velocidade de agitação na recuperação do fósforo da urina humana? (B.) qual a melhor configuração operacional para alcançar a maior eficiência de recuperação de fósforo? (C.) existe diferença na eficiência da recuperação do fósforo ao utilizar fontes de magnésio distintas (cloreto de magnésio e sal marinho)?

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste trabalho é avaliar o processo de recuperação de fósforo da urina humana pela precipitação da estruvita a partir de duas fontes distintas de magnésio.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Avaliar a eficiência de remoção de fósforo da fase líquida da urina humana;
- b) Determinar os parâmetros operacionais ótimos para o processo de precipitação de fósforo na forma de estruvita;
- c) Avaliar uma fonte alternativa de magnésio (sal marinho produzido a partir da destilação solar) no processo de precipitação de estruvita.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 SANEAMENTO ECOLÓGICO

A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável orienta os trabalhos das Nações Unidas e seus países membros para alcançar os 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS). O ODS número 6 da ONU diz: “Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos”. Sendo assim, foram estabelecidas metas dentro do Objetivo 6, possibilitando futuramente que toda população mundial tenha acesso à água potável e saneamento básico, requisitos básicos de saúde (ONU, 2015).

De acordo com o relatório da Organização Mundial da Saúde (OMS) e do Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF), no mundo todo, cerca de 2,2 bilhões de pessoas não têm acesso à água potável em casa e 4,2 bilhões não têm acesso seguro ao saneamento básico (UNICEF; WHO, 2019). Sendo assim, devido à baixa cobertura de sistemas de saneamento convencional, principalmente em países em desenvolvimento, torna-se necessária a aplicação de tecnologias voltadas ao saneamento ecológico e economicamente viável (LANGERGRABER; MUELLEGGER, 2005).

O saneamento focado em recursos ou ecológico (*ecological sanitation – EcoSan*) é um sistema de ciclo fechado, o qual fecha a lacuna entre saneamento e agricultura. Objetiva fechar o ciclo de nutrientes e de água com o menor gasto possível de matéria e energia, contribuindo com o desenvolvimento sustentável. As excretas humanas são vistas como um recurso, sendo seus nutrientes reciclados e utilizados na agricultura, por exemplo (LANGERGRABER; MUELLEGGER, 2005). As abordagens de saneamento ecológico estão sendo usadas em diversos contextos socioculturais de muitos países e regiões do mundo – como Índia, China, Vietnã, México, América Central e do Sul e África (ESREY et al., 2001).

As bases dos sistemas de saneamento ecológico podem ser apoiadas nos princípios de redução do consumo de água, redução da quantidade de esgoto a ser coletado e transportado e redução dos custos com infraestrutura (FONSECA, 2008). Para que a visão do saneamento ecológico e a sua aplicação sejam bem-sucedidas, é necessário pensar no saneamento como um sistema, em que todos os seus

componentes (natureza, sociedade, processo e dispositivo) são levados em consideração juntos para que o sistema funcione (ESREY et al., 1998). A Figura 1 ilustra a visão de um sistema de saneamento onde todos os seus componentes são considerados juntos.

Figura 1 – Principais componentes de um sistema de saneamento



Fonte: Adaptado de ESREY et al., 1998.

Devemos substituir, portanto, a abordagem do saneamento baseada no descarte pela abordagem sistêmica, que visa descarga zero e reciclagem (ESREY et al., 1998). Nesse contexto, sabe-se que as excretas humanas são ricas em nutrientes, os quais podem ser utilizados para produção agrícola. A urina humana, por exemplo, pode ser amplamente utilizada como fertilizante líquido na produção agrícola. Embora a urina seja a fração das excretas humanas mais rica em nutrientes, a contaminação fecal durante a coleta acarreta no risco de introduzir patógenos na urina (SENECAL et al., 2018). Essa aplicação torna-se mais viável a partir da separação da urina na fonte, pelo uso de banheiros secos separadores (GANESAPILLAI; SIMHA, ZABANIOTOU, 2015).

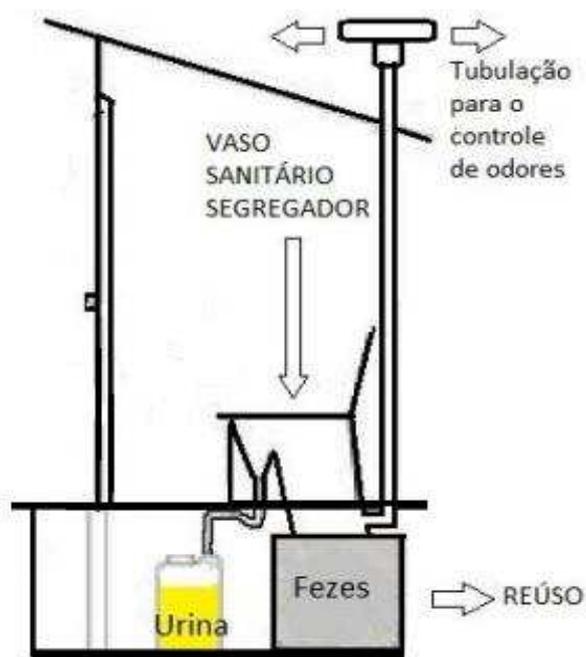
3.1.1 Banheiro seco separador

O saneamento ecológico recupera e recicla nutrientes da matéria orgânica, promovendo, assim, um sistema circular. Os banheiros secos são projetados com esses objetivos, o que os torna uma parte importante da abordagem ecossistêmica (ESREY et al., 2001). O banheiro seco é um método ecologicamente correto para o tratamento das excretas humanas, que são convertidas em adubo, dispensando o uso de água (CEPAGRO, 2013).

Existem dois tipos principais de dispositivos hidrossanitários comumente utilizados em projetos de banheiros secos. Um tipo é quando há separação das frações líquida e sólida, possibilitada devido à existência de uma divisória no vaso sanitário, de modo que a urina sai pela parte da frente do vaso e as fezes pela parte de trás. O outro tipo combina as duas frações (ESREY; ANDERSSON, 1998).

As excretas humanas são mantidas separadas em diversos locais do mundo (SCHÖNNING; STENSTRÖM, 2004). No intuito de coletar fezes e urina para reuso, os banheiros secos separadores são uma boa solução, pois separam as excretas humanas e facilitam o tratamento das mesmas. A Figura 2 apresenta um esquema simplificado de um banheiro seco separador.

Figura 2 – Esquema de um banheiro seco separador



Fonte: Adaptado de SMITH, 2015.

O uso de vasos sanitários separadores facilita o tratamento das fezes, as quais ficam menos úmidas, e potencializa a concentração de nutrientes na urina (MAGRI, 2013). Considerando a diferença das fezes e da urina, sabe-se que impedindo a mistura dessas frações, pode-se evitar a contaminação da urina por patógenos na fonte e a transmissão de doenças por veiculação hídrica, já que as fezes contêm a maioria dos microrganismos patogênicos (SIMHA; GANESAPILLAI, 2017), bem como a recuperação de substâncias presentes na urina e a utilização destas na agricultura.

Apesar da predominância de sistemas convencionais de saneamento, o avanço das pesquisas em escala real e a disseminação do conhecimento perante as vantagens ambientais dos banheiros secos permitiu que atualmente estes sejam utilizados em vários países, sendo sua tecnologia simples já conhecida pela humanidade há algumas centenas de anos.

Como toda tecnologia, deve ser realizado um estudo de viabilidade econômica que também considere a aceitação social da solução (RANDALL; NAIDOO, 2018). Outros determinantes que devem ser considerados para o bom funcionamento da solução são: conforto do usuário, eliminação de microrganismos patogênicos, além da viabilidade operacional e logística. A economia de água, reuso das excretas humanas e a baixa complexidade tecnológica são alguns dos principais benefícios do banheiro seco.

O uso do vaso sanitário separador torna possível a recuperação de recursos, viabilizando a produção de produtos valiosos como os fertilizantes inorgânicos, por exemplo (RANDALL; NAIDOO, 2018).

3.2 RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES DA URINA

3.2.1 Caracterização da urina humana

A urina contribui com apenas 1% do volume do efluente doméstico (RANDALL; NAIDOO, 2018). Considerando um adulto, há uma produção estimada de 400 litros de urina por ano, gerando 4 kg de nitrogênio, 0,4 kg de fósforo e 0,9 kg

de potássio (ESREY et al., 1998). Diariamente um ser humano produz cerca de 15 g de nutrientes (RANDALL; NAIDOO, 2018).

A urina humana possui de 91-96% de água em sua composição e o restante é basicamente composto por sais inorgânicos, ureia, compostos orgânicos e sais orgânicos de amônio (ROSE et al., 2015). A composição da urina humana é bem variada e depende de fatores como alimentação, localização geográfica, atividades físicas, condições ambientais entre outros.

Os sólidos presentes na urina humana são compostos por 14-18% de Nitrogênio (N), 13% de Carbono (C), 3,7% de Fósforo (P) e 3,7% de Potássio (K) (STRAUSS, 1985). Aproximadamente 90% da fração de N da urina está inicialmente na forma de ureia. A urina fresca possui valores de pH que variam entre 6 e 7, e pode chegar a 9 durante o seu armazenamento em temperatura ambiente (RANDALL; NAIDOO, 2018).

A Tabela 1 apresenta a caracterização qualitativa da urina humana fresca. Os processos de hidrólise, precipitação e oxidação ocorrem 24 horas após a excreção da urina do corpo humano, portanto os dados apresentados caracterizam a urina ainda em seu estado fresco ou *in natura* (MAGRI, 2013).

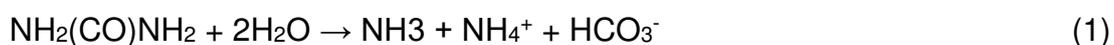
Tabela 1 – Caracterização qualitativa da urina humana fresca (campanha de coleta de 24 horas)

Parâmetros	Urina feminina 24h	Urina masculina 24h
pH	6,1	5,8
Alcalinidade (mg/L)	1160,0	1120,0
Condutividade (mS/cm)	25,0	25,0
DBO ₅ (mg/L)	5020,0	4260,0
DQO _t (mg/L)	8430,0	10170,0
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	875,0	1700,0
N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	0,0	0,0
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	16,0	18,0
NTK (mg/L)	5012,0	4592,0
N orgânico (mg/L)	4137,0	2892,0
NT (mg/L)	5028,0	4610,0
P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	408,0	638,0
SST (mg/L)	430,0	400,0
ST (mg/L)	27109,0	26495,0
STF (mg/L)	11767,0	13322,0
STV (mg/L)	15341,0	13172,0

Fonte: Magri, 2013.

De forma a evitar perdas de nitrogênio para atmosfera e a presença de odores, após o tratamento da urina, é necessário armazená-la em recipiente fechado e com ventilação restrita. Como citado anteriormente, a maior parte do N presente na urina está inicialmente na forma de ureia e é rapidamente convertida em amônia durante o armazenamento (ESREY et al., 1998).

As bactérias urea-hidrolisantes presentes na urina produzem a enzima urease, a qual catalisa a reação da hidrólise da ureia, transformando-a em amônia e bicarbonato. A Equação 1 representa a reação da hidrólise da ureia (UDERT; LARSEN; GUJER, 2006):



Esse processo que ocorre durante o armazenamento da urina aumenta significativamente o pH, desencadeando a precipitação da estruvita (UDERT; LARSEN; GUJER, 2006). Segundo os autores Stratful, Scrimshaw e Lester (2001), para formação da estruvita, é necessário que se tenha valores de pH em torno de 8,5 para cima.

Alguns patógenos podem estar presentes na urina humana, porém não há um risco grande de transmissão ambiental de doenças (SCHÖNNING; STENSTRÖM, 2004). A Tabela 2 apresenta alguns patógenos que podem estar presentes na urina humana e a relevância da urina como sendo uma via de transmissão de doenças. Deve-se levar em consideração também os micropoluentes, como os fármacos, por exemplo, onde 64% dos seus componentes ativos são liberados via urina (RANDALL; NAIDOO, 2018).

Tabela 2 – Patógenos que podem ser excretados na urina e a sua relevância sendo a urina o meio de transmissão

Microrganismo Patogênico	Transmissão via urina humana	Relevância
<i>Salmonella typhi</i> and <i>Salmonella paratyphi</i>	Excretadas na urina devido a alguma infecção	Baixa quando transmitida via urina
<i>Schistosoma haematobium</i> (ovos excretados)	Transmissão indireta via água contaminada por larvas	Considerada apenas em áreas onde ocorre endemia
<i>Leptospira interrogans</i>	Contaminação normalmente via urina animal	Provavelmente baixa
Micobactéria	Contaminação normalmente por via aérea	Baixa
Vírus: <i>Cytomegalovirus</i> , <i>John Cunningham</i> , BK vírus, adeno, hepatites e outros	Geralmente não ocorrem, exceto alguns casos de Hepatite A e B	Provavelmente baixa

Fonte: Adaptado de SCHÖNNING; STENSTRÖM, 2004.

As condições de armazenamento da urina afetam diretamente a sobrevivência dos microrganismos patogênicos. A temperatura e o pH elevado, combinados com a amônia, podem inativar microrganismos patogênicos. Os cuidados com o armazenamento da urina visam reduzir os riscos de contaminação ambiental no consumo de alimentos onde se fez uso de fertilizante natural, bem como durante a aplicação do fertilizante (SCHÖNNING; STENSTRÖM, 2004). Baseado na avaliação de risco para a urina, Schönning e Stenström (2004) sugeriram um tempo de armazenamento de um mês a 20 °C.

3.2.2 Processo de recuperação de fósforo pela precipitação de estruvita

O uso constante de fertilizantes à base de fósforo na agricultura torna a extração deste a partir de fontes não renováveis insustentável. Nos últimos anos, buscou-se desenvolver técnicas de reciclagem do fósforo para impedir o esgotamento das fontes deste nutriente, principalmente as rochas de fosfato, ainda

nesse século (STOLZENBURG et al., 2015). Frente à alta demanda por fósforo e sua intensa extração de fontes não renováveis, torna-se interessante buscar fontes alternativas que recuperem fósforo dos dejetos humanos, prevenindo também a eutrofização de corpos hídricos.

Atualmente, é possível recuperar os nutrientes da urina humana de diferentes formas. Visando à recuperação dos nutrientes, os métodos mais eficazes são: evaporação, osmose reversa, eletrodialise e a precipitação da estruvita, todas essas com eficiência de recuperação de fósforo e nitrogênio acima de 90%. Os métodos de precipitação de *Isobutylaldehyde-diurea* e de troca iônica com zeólitos podem chegar a uma eficiência de recuperação de nutrientes de 60 a 80% (BOTTO, 2013).

Sendo assim, a precipitação de estruvita para recuperação de fósforo é considerada um processo eficiente, e que se destaca devido à simplicidade e sustentabilidade frente à intensa demanda global por fósforo para aplicação na agricultura. A precipitação é a tecnologia mais antiga para recuperação de nutrientes, a qual ainda se aplica devido à simplicidade do processo (CASTRO, 2014). Para remoção de fósforo de águas residuárias, as tecnologias mais utilizadas são a precipitação química de fosfato por meio da adição de fontes externas como sais de cal, alumínio ou ferro, bem como pela precipitação de estruvita. Porém, apesar da precipitação de fosfato com sais de alumínio ou ferro ser um processo comumente utilizado, o mesmo produz precipitados que não podem ser utilizados como fertilizantes devido sua insolubilidade (CRUTCHIK; SÁNCHEZ; GARRIDO, 2013). Sendo assim, a precipitação de estruvita para recuperar fósforo de águas residuárias se torna uma alternativa interessante, principalmente quando se tem grandes concentrações de fosfato (CRUTCHIK; SÁNCHEZ; GARRIDO, 2013).

A equação genérica da reação de precipitação é representada pela Equação 2:



O aumento do valor do pH auxilia na precipitação da estruvita e na inativação de alguns microrganismos patogênicos. Os estudos de Stratful, Scrimshaw e Lester (2001) comprovaram que, a um pH 10, a quantidade de estruvita precipitada foi proporcional à quantidade de magnésio adicionada. O mesmo estudo indicou também que o excesso de magnésio aumenta a remoção de fósforo da solução.

A concentração de magnésio na urina é um fator limitante na reação de precipitação da estruvita (STRATFUL; SCRIMSHAW; LESTER, 2001), o que justifica o uso de fontes de magnésio alternativas em substituição às industriais. Para que a precipitação de estruvita se estabeleça como uma técnica viável de recuperação de nutrientes de efluentes, é necessária a implementação de fontes alternativas de reagentes para que a mesma se torne economicamente viável (CASTRO, 2014), uma vez que os altos custos estão relacionados aos gastos com os reagentes, principalmente as fontes de magnésio, que podem representar até 75% dos custos do processo de recuperação da estruvita (LAHAV et al., 2013). A substituição dos reagentes sintéticos por fontes reagentes renováveis é um dos principais fatores de diminuição dos custos do processo de precipitação da estruvita. Deve-se buscar, principalmente, por fontes de magnésio que estejam disponíveis em abundância, como a água do mar, por exemplo, tornando o processo de recuperação de estruvita viável tanto do viés econômico quanto ambiental.

El Diwani et al. (2007) estudaram a viabilidade do uso de um subproduto da fabricação de sal, composto majoritariamente por cloreto de magnésio, como fonte alternativa e de baixo custo de magnésio. A fonte alternativa de magnésio utilizada no estudo foi eficaz na precipitação da estruvita. Lee et al. (2003) também avaliaram a viabilidade do uso do subproduto da fabricação de sal como fonte de íon magnésio para formar estruvita para remoção de fosfato. O estudo avaliou e comparou a eficácia do uso desse subproduto como precipitante em relação à água do mar e ao cloreto de magnésio. O subproduto da fabricação de sal foi comparado favoravelmente à água do mar e ao cloreto de magnésio quanto à remoção do fosfato, chegando a uma remoção de até 76%, enquanto o cloreto de magnésio chegou a 75% e a água do mar, 81%, maior eficiência de remoção. O estudo concluiu que o subproduto da fabricação de sal é equivalente ao cloreto de

magnésio e à água do mar como fonte de magnésio alternativa para remoção de fosfato.

Castro (2014) utilizou como fonte reagente alternativa para precipitação de estruvita a suspensão de $Mg(OH)_2$ - hidróxido de magnésio - obtida na hidratação de MgO – óxido de magnésio - industrial (composto industrial de magnésia com aproximadamente 98% de MgO). Essa fonte alternativa possibilitou a recuperação de nutrientes e obtenção de estruvita com potencial de utilização na agricultura como fertilizante. Avaliando os sólidos obtidos após análise, estes comprovaram a formação do precipitado (estruvita) com um grau de pureza que permite sua aplicação como fertilizante. O autor também destaca que a determinação das condições operacionais ótimas contribuiu na melhoria dos resultados e na redução de custos operacionais.

3.2.2.1 Água do mar e a destilação solar

A água do mar possui inúmeros sais dissolvidos, sendo composta de, aproximadamente, 3,5% de sais (SOARES, 2004), onde o magnésio é o terceiro elemento mais abundante (PEREIRA et al., 2016).

Lahav et al. (2013) utilizaram água do mar como fonte de magnésio para recuperar estruvita a partir de águas residuárias. O magnésio foi retirado da água do mar pelo processo de nanofiltração (NF), obtendo um produto rico em magnésio a um baixo custo. Os resultados desse estudo demonstraram que a solução é viável, na qual nos seis cenários testados na pesquisa, a remoção de fósforo foi superior a 90% e a estruvita recuperada é altamente pura, com aproximadamente 95% de pureza. O estudo ainda indicou que o uso dessa tecnologia em uma cidade litorânea pode reduzir os custos de recuperação da estruvita em até 25%.

O sal marinho pode ser utilizado como fonte de magnésio para precipitação de estruvita. Porém, a utilização da água do mar pode também ocasionar a precipitação de outras substâncias além da estruvita. Para promover a precipitação majoritariamente da estruvita pela adição do sal marinho, pode-se utilizar um *software* de modelo de equilíbrio químico que auxilie na otimização da dosagem da

água do mar (CRUTCHIK; SÁNCHEZ; GARRIDO, 2013). Com o avanço da modelagem experimental e *softwares* de estatística, torna-se interessante aperfeiçoar as concentrações das variáveis envolvidas no processo da precipitação da estruvita.

Sendo assim, a recuperação de fósforo por meio da precipitação da estruvita utilizando o sal marinho como uma fonte alternativa de magnésio de baixo custo torna a técnica de recuperação de nutriente economicamente viável (CRUTCHIK; SÁNCHEZ; GARRIDO, 2013).

A destilação solar é uma das técnicas que podem ser utilizadas na recuperação de sal da água do mar. O processo consiste basicamente no aquecimento da água pelos raios solares, produzindo vapor d'água e esse vapor é condensado numa superfície fria e o condensado então é coletado como água-produto. A evaporação solar para produzir sais a partir da água do mar é uma operação industrial em larga escala, e de bases mundialmente conhecidas de aproximadamente 1/3 da produção de sal (SOARES, 2004).

A destilação solar se torna uma alternativa interessante para recuperar sal marinho devido ao fato de que utiliza uma fonte de energia abundante, é de fácil operação e é uma alternativa que não gera poluição (FARIA; ALVES; ARAÚJO; BONTEMPO; LIMA; OLIVEIRA, 2015). A manutenção de um destilador solar consiste, basicamente, na limpeza periódica do sal depositado no fundo do destilador.

3.2.2.2 Aplicação na agricultura

A OMS reconhece desde o *Meeting of Experts*, em 1971, a importância das águas residuárias para irrigação de culturas. Neste encontro foi observado que as águas residuárias já eram usadas na agricultura sem tratamento em vários países há muitos anos (WHO, 1989). Sem tratamento, as excretas humanas contêm microrganismos patogênicos, porém a maioria deles é encontrada nas fezes. A urina geralmente é estéril e apresenta risco de contaminação por patógenos apenas em casos especiais (ESREY et al., 1998), e estes riscos são reduzidos quando há tratamento. Também podem ser encontrados hormônios, porém a reutilização das águas residuárias na agricultura ainda é menos impactante do que a disposição

destas em corpos d'água (SCHÖNNING; STENSTRÖM, 2004). Os principais motivos para uso das águas residuárias na irrigação é devido à necessidade de expandir a produção agrícola, devido à escassez de água doce e a economia de fertilizantes químicos provenientes de fontes minerais não renováveis (WHO, 1989).

A reciclagem das excretas humanas, quando depositadas higienizadas no solo, serve para restaurar o ciclo natural dos materiais que foi interrompido pelas práticas atuais de saneamento. Esse processo devolve nutrientes ao solo e às plantas, reduzindo o uso de fertilizantes químicos no solo, aumentando a produtividade na agricultura, bem como pode ser usado para restaurar áreas degradadas para criar espaços verdes (ESREY et al., 1998).

O esgoto doméstico possui nutrientes em quantidade suficiente para aplicação na agricultura em forma de fertilizante, sendo a maioria dos nutrientes necessários às plantas, encontrada na urina (OYAMA; ALVES; ZANELLA, 2014). Os três principais nutrientes que compõem os fertilizantes químicos (nitrogênio, fósforo e potássio) fazem parte da composição da urina humana (RANDALL; NAIDOO, 2018). Esses nutrientes já estão em suas formas com as quais possam ser absorvidos pelas plantas, as quantidades de nutrientes encontradas na urina são mais adequadas quando comparadas às quantidades presentes nos fertilizantes químicos, além de que as concentrações de metais pesados na urina são inferiores quando comparadas aos fertilizantes químicos (ESREY et al., 1998).

Schönning e Stenström (2004) apresentaram em seu documento “Diretrizes para o uso seguro de urina e fezes em sistemas de saneamento ecológico” algumas recomendações práticas para o uso da urina na agricultura. As principais recomendações são descritas a seguir:

- O uso direto após coleta ou curto período de armazenamento é aceitável para apenas uma residência;
- O armazenamento deve ser feito em sistemas maiores (respeitados os tempos e condições ambientais);
- Deve-se ter um intervalo de, pelo menos, um mês entre a aplicação do fertilizante e a colheita;

- Os tempos de armazenamento estão diretamente relacionados ao uso agrícola e ao tipo de cultura. Práticas adicionais para minimizar os riscos podem ser adotadas:
 - Ao aplicar a urina, é recomendado o uso de luvas e lavagem das mãos;
 - A urina deve ser aplicada manualmente próxima do solo, evitando a formação de aerossóis. O manuseio costuma ser seguro e a urina não precisa ser diluída antes da aplicação. Em larga escala, pode ser feito utilizando equipamento especial;
 - A urina deve ser incorporada ao solo mecanicamente ou por irrigação posterior com água.

Sabe-se que a determinação da eficiência desse uso e a quantificação do que é realmente absorvido pelas plantas são essenciais para determinar o valor de fertilização da estruvita. Ainda são escassas pesquisas e informações sobre o assunto. Alguns estudos indicam que se devem adicionar outras fontes de nutrientes, além da estruvita, para tornar eficiente sua aplicação na agricultura. Há também estudos sobre o uso da estruvita na produção de alimentos que apontam bom rendimento e acúmulo de fósforo nas plantas (MEMELLI; ROQUE; FILHO; GONÇALVES, 2018).

Ryu et al. (2012) avaliaram o poder de fertilização da estruvita recuperada de efluentes no cultivo de repolho, bem como foi feita uma comparação da estruvita com fertilizantes comerciais. Os resultados do trabalho mostraram que o repolho cresceu mais quando aplicada a estruvita do que quando aplicados os fertilizantes comerciais. O fósforo foi o elemento mais abundante na estruvita. O uso da estruvita como fertilizante levou a diminuição e até mesmo a não detecção de metais pesados no vegetal. Verificou-se que a concentração ideal de estruvita para o cultivo de repolho foi de 1,6 gramas de estruvita por Kg de solo.

4 METODOLOGIA

Esta pesquisa faz parte do grupo de pesquisas de recuperação de recursos em sistemas de saneamento (RReSSa), localizado no departamento de engenharia sanitária e ambiental da UFSC, em Florianópolis. A pesquisa é do tipo exploratória e experimental, e fez uso de dados primários. Quanto ao tratamento dos resultados obtidos, trata-se de uma pesquisa quantitativa.

Buscou-se avaliar a eficiência de recuperação de fósforo a partir da urina humana empregando duas fontes externas de magnésio, cloreto de magnésio e sal marinho.

4.1 TRATAMENTO PROPOSTO

O processo de recuperação de fósforo da urina humana através da precipitação da estruvita foi feito com o emprego de duas fontes distintas de magnésio, cloreto de magnésio e sal marinho. O cloreto de magnésio foi adquirido comercialmente e o sal marinho foi produzido a partir do processo de destilação solar.

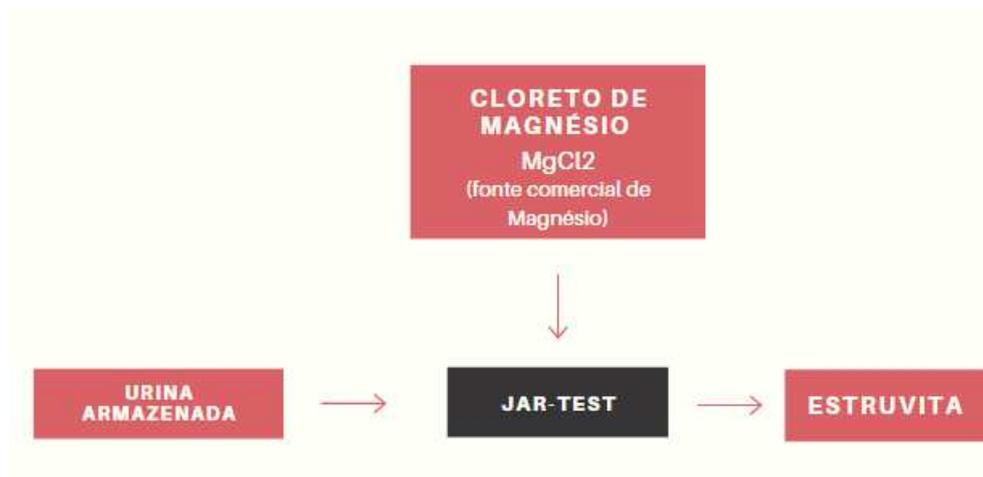
O processo de recuperação consiste na adição da fonte externa de magnésio na urina, seguido de agitação da mistura e posterior precipitação da estruvita. Assim, o produto final será estruvita em sua forma sólida, disposta no fundo do recipiente. Neste trabalho o processo foi conduzido utilizando-se um equipamento do tipo *Jar-Test* da marca *Ethik Technology*, modelo 218/6LDB, nas dependências do laboratório do grupo de pesquisas RReSSa.

As Figuras 3 e 4 apresentam o esquema do processo de recuperação de fósforo proposto na pesquisa, utilizando sal marinho e cloreto de magnésio, respectivamente.

Figura 3 – Esquema do processo de recuperação de fósforo da urina humana pela técnica da precipitação da estruvita utilizando sal marinho como fonte externa de magnésio



Figura 4 – Esquema do processo de recuperação de fósforo da urina humana pela técnica da precipitação da estruvita utilizando cloreto de magnésio como fonte externa de magnésio



Com o intuito de comparar a eficiência do uso de uma fonte alternativa de magnésio (sal marinho produzido por destilação solar) com uma fonte comercial de magnésio (cloreto de magnésio – $MgCl_2$), todos os experimentos foram realizados fazendo uso das duas fontes separadamente.

4.1.1 Urina humana

Essa pesquisa empregou urina humana real coletada em dois locais distintos. Parte da urina foi coletada nos banheiros feminino e masculino do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. A campanha de coleta teve duração de dois meses, durante os quais foram coletados 100 litros de urina.

Figura 5 – Coleta de urina no banheiro masculino



Fonte: Arquivo pessoal (2019).

Figura 6 – Coleta de urina no banheiro feminino



Fonte: Arquivo pessoal (2019).

A outra parte foi obtida de banheiros separadores em funcionamento no Instituto ÇaraKura, localizado no bairro Ratores, em Florianópolis/SC. A urina foi armazenada em recipientes fechados em temperatura ambiente, protegidos da incidência direta de luz solar e chuva.

4.1.2 Produção de sal marinho por destilação solar

A água do mar utilizada para a produção do sal marinho a partir da destilação solar foi coletada no balneário da Beira-Mar Norte, localizado na Ilha de Florianópolis/SC. A água foi coletada em garrafas plásticas de 5 litros.

O sal marinho foi produzido pela técnica de destilação solar de acordo com a metodologia descrita em Silva (2014) e Santos (2004). Para a presente pesquisa, foi utilizado o destilador solar desenvolvido pelo grupo do LAPOA (Laboratório de Potabilização de Águas) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC, durante a pesquisa de doutorado de Márcio Cláudio Cardoso da Silva (2014). O equipamento está instalado no terraço do prédio do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. A Figura 7 apresenta o destilador solar empregado.

Figura 7 – Destilador solar empregado para obtenção de sal marinho



Fonte: Arquivo pessoal (2019).

No processo de destilação solar, a fração líquida evapora e o sal marinho fica depositado sobre a bandeja do destilador, como mostra a Figura 8.

Figura 8 – Sal marinho depositado na bandeja do destilador solar



Fonte: Arquivo pessoal (2019).

4.1.3 Configuração experimental

Para essa pesquisa, todos os experimentos foram conduzidos em escala de laboratório. Foram realizados ensaios em Jar-Test, avaliando diferentes velocidades de agitação, razões molares Mg:P e valores de pH. A Tabela 3 apresenta os valores das variáveis testadas nos ensaios de laboratório. Os valores foram escolhidos com base na literatura.

Tabela 3 – Valores das variáveis testadas nas análises de laboratório para avaliar a eficiência de recuperação de fósforo da urina humana

Valor do pH	Mg:P	Velocidade de agitação (rpm)
5,30	0,00	0,00
6,50	0,50	15,00
8,25	1,25	35,00
10,00	2,00	55,00
11,00	2,50	69,00

Foram testadas diferentes combinações das variáveis apresentadas na Tabela 3, a fim de avaliar a eficiência da recuperação de fósforo da urina sob diferentes condições. As combinações foram selecionadas a partir de uma análise estatística, na qual a otimização foi feita utilizando um *software* de estatística. A Tabela 4 traz as diferentes combinações testadas, empregadas para ambas as fontes de magnésio, cloreto de magnésio e sal marinho.

Tabela 4 – Combinações das variáveis testadas nas análises de laboratório para avaliar a eficiência de recuperação de fósforo da urina humana sob diferentes condições

Valor do pH	Mg:P	Velocidade de agitação (rpm)
6,50	0,50	15,00
6,50	2,00	15,00
6,50	0,50	55,00
6,50	2,00	55,00
10,00	0,50	15,00
10,00	2,00	15,00
10,00	0,50	55,00
10,00	2,00	55,00
8,25	1,25	35,00
5,30	1,25	35,00
11,00	1,25	35,00
8,25	0,00	35,00
8,25	2,50	35,00
8,25	1,25	0,00
8,25	1,25	69,00

A fins de comparação, para cada configuração testada, foi calculada a razão entre os valores de remoção média de fósforo obtida para cada fonte de magnésio através da Equação 3:

$$Raz\tilde{a}o = \frac{Remo\tilde{c}\tilde{a}o\ m\acute{e}d\ fase\ l\acute{i}q\ MAIOR}{Remo\tilde{c}\tilde{a}o\ m\acute{e}d\ fase\ l\acute{i}q\ MENOR} \quad (3)$$

Onde: Remoção méd fase líq MAIOR = maior valor de remoção média de fósforo da fase líquida entre as duas fontes de magnésio para a mesma configuração (%); Remoção méd fase líq MENOR = menor valor de remoção média de fósforo da fase líquida entre as duas fontes de magnésio para a mesma configuração (%).

Todos os ensaios foram realizados em duplicata. O tempo de agitação foi de 15 minutos e o tempo de sedimentação foi de 1 hora.

Durante o experimento foram avaliados: pH, concentrações inicial e final de fosfato (PO_4^{3-}), e sólidos totais, fixos e voláteis ao final do tratamento. As análises realizadas seguiram os padrões estabelecidos no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). As leituras foram realizadas em espectrofotômetro HACH modelo AT315, nas dependências do laboratório integrado de meio ambiente (LIMA).

Para definir a quantidade de agente precipitante que foi adicionado à urina, foram feitos os seguintes cálculos:

4.1.3.1 Cálculo da quantidade de $MgCl_2$

$$MgCl_2 = \frac{PO_4^{3-}{}_i}{1000} \times \frac{V}{MM_{PO_4^{3-}}} \times Mg:P \times MM_{MgCl_2.6H_2O} \quad (4)$$

Onde: $PO_4^{3-}{}_i$ = concentração inicial de PO_4^{3-} na urina (mg/L); V = volume de urina (L); $MM_{PO_4^{3-}}$ = massa molar do PO_4^{3-} (94,97 g/mol); Mg:P = razão molar Mg:P; $MM_{MgCl_2.6H_2O}$ = massa molar do cloreto de magnésio hexahidratado (203.3 g/mol).

4.1.3.2 Cálculo da quantidade de sal marinho

$$Sal\ marinho = PO_4^{3-}_i \times \frac{V}{MM_{PO_4^{3-}}} \times Mg:P \times \frac{MM_{Mg}}{Sal_{Mg}} \quad (5)$$

Onde: $PO_4^{3-}_i$ = concentração inicial de PO_4^{3-} na urina (mg/L); V = volume de urina (L); $MM_{PO_4^{3-}}$ = massa molar do PO_4^{3-} (94,97 g/mol); Mg:P = razão molar Mg:P; Sal_{Mg} = concentração de Mg no sal marinho (31.04 mg Mg/g sal).

A definição da quantidade de sal marinho a ser adicionada à amostra de urina humana foi feita a partir da concentração de magnésio na água do mar, determinada em espectrômetro de absorção atômica VARIAN Espectra 250. Desta análise, resultou que a concentração de magnésio presente na água do mar coletada foi de 1200 mg/L de magnésio, o equivalente a 31,04 mg de Mg/g de sal marinho. Posteriormente, a água do mar foi depositada no destilador solar e todo o sal resultante do processo foi retirado e utilizado como fonte de magnésio nos testes de bancada, adicionado às amostras de urina.

4.1.3.3 Eficiência de recuperação

A eficiência de recuperação de fósforo da urina humana foi determinada através da Equação 6:

$$E(\%) = \frac{C_0 - C}{C_0} \times 100 \quad (6)$$

Onde: C_0 = concentração de fósforo inicial (mg/L); C = concentração de fósforo final (mg/L).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dois tipos distintos de amostras foram trabalhadas nesta pesquisa, são elas: urina com uma fonte comercial de magnésio ($MgCl_2$) e urina com uma fonte alternativa de magnésio (sal marinho). Para cada uma das fontes de magnésio foi analisada a eficiência da recuperação de fósforo.

5.1 INFLUÊNCIA DA CONFIGURAÇÃO NA RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO DA URINA

A Tabela 5 apresenta a influência da configuração experimental na recuperação do fósforo, tanto ao utilizar uma fonte de magnésio comercial quanto uma fonte alternativa, neste caso, o sal marinho.

Tabela 5 – Influência da configuração experimental na recuperação de fósforo da urina humana

pH	Razão Molar Mg:P	Velocidade de agitação (rpm)	Remoção Média da fase líquida (%)	
			Magnésio Comercial	Sal Marinho
5,30	1,25	35,00	9,50	20,20
6,50	0,50	15,00	12,70	6,20
6,50	0,50	55,00	4,90	12,70
6,50	2,00	15,00	7,80	0,00
6,50	2,00	55,00	9,00	16,30
8,25	0,00	35,00	0,00	0,00
8,25	1,25	0,00	50,20	26,00
8,25	1,25	35,00	47,10	43,60
8,25	1,25	69,00	41,90	34,30
8,25	2,50	35,00	65,80	68,70
10,00	0,50	15,00	14,00	12,20
10,00	0,50	55,00	32,30	24,40
10,00	2,00	15,00	19,10	16,00
10,00	2,00	55,00	65,20	39,70
11,00	1,25	35,00	21,60	14,50

Os resultados obtidos a partir dos cálculos utilizando a Equação 3 permitem comparar os valores de recuperação de fósforo das duas fontes distintas de magnésio para cada configuração testada. Analisando a razão entre os valores de recuperação de fósforo, alguns valores se destacam devido à diferença na eficiência

ao utilizar determinado tipo de fonte de magnésio no processo de precipitação da estruvita.

Para a configuração 6,5/0,5/55 (pH/Mg:P/Rotação), a recuperação foi 2,6 vezes maior com a adição de sal marinho na urina. Mudando apenas a velocidade de rotação, reduzindo-a de 55 rpm para 15 rpm, a recuperação foi 2,0 vezes maior com a adição de magnésio comercial ($MgCl_2$) na urina. Mantendo o pH de 6,5, com uma razão molar Mg:P de 2 e utilizando uma rotação de 55 rpm, a recuperação foi 80% maior adicionando sal marinho à urina.

Outros valores obtiveram destaque, como no caso da configuração 5,3/1,25/35, onde a recuperação foi 2,1 vezes maior adicionando sal marinho. Para a configuração 8,25/1,25/0, onde a recuperação foi 90% maior utilizando uma fonte de magnésio comercial, destaca-se que houve recuperação significativa de fósforo, mesmo sem rotação da amostra. Por fim, na configuração 10/2/55, a recuperação foi 60% maior quando se fez uso da fonte de magnésio comercial.

Avaliando os resultados acima, pode-se observar que por vezes o sal marinho recuperou uma fração maior de fósforo da urina do que a fonte de magnésio comercial, bem como verificamos a situação contrária, onde a adição de uma fonte de magnésio comercial foi mais eficiente comparada à fonte alternativa. Sendo assim, além da influência da fonte de magnésio utilizada no processo de precipitação da estruvita, fica clara a influência dos outros parâmetros na recuperação do fósforo neste processo.

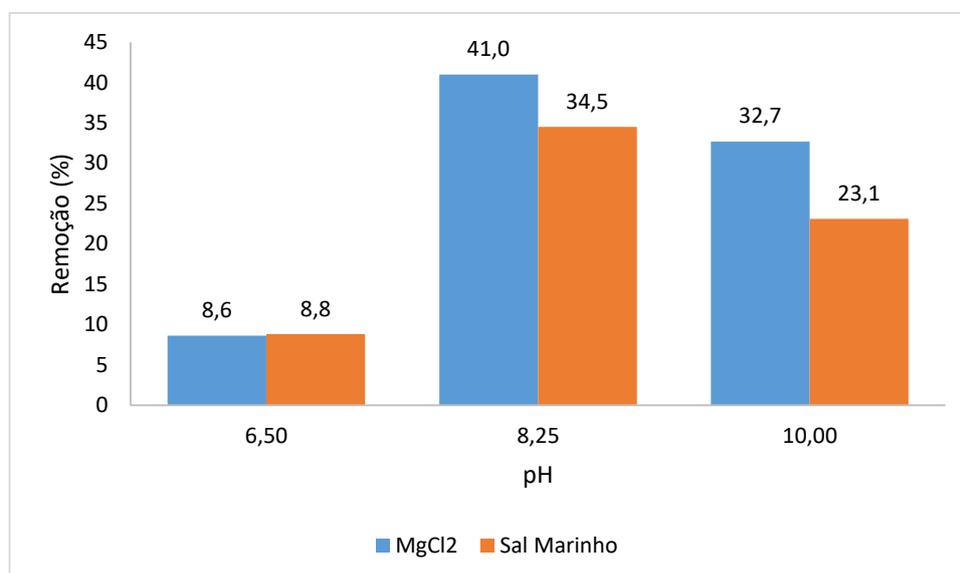
A Tabela 5 também permite concluir qual é a melhor configuração para alcançar a maior eficiência de recuperação de fósforo. Com base nos valores de remoção média da fase líquida para as duas fontes de magnésio, é possível concluir que a configuração que apresentou maior recuperação de fósforo, tanto na adição de $MgCl_2$ quanto na adição de sal marinha à urina, é a de 8,25/2,5/35. Ressalta-se o fato de que essa é a configuração ótima dentre as concentrações testadas neste trabalho. Para essa configuração, a recuperação de fósforo com a adição de $MgCl_2$ e de sal marinho à amostra foi de 65,8% e 68,7%, respectivamente. Verifica-se que, para a configuração ótima, a eficiência de recuperação de fósforo foi praticamente igual na adição de ambas as fontes de magnésio.

5.2 AVALIAÇÃO DAS FONTES DE MAGNÉSIO NA RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO

A avaliação dos próximos resultados foi feita isolando cada variável, não mais analisando a configuração. A partir de uma avaliação de cada variável isoladamente (pH, razão molar Mg:P e velocidade de rotação), foi possível verificar a porcentagem de recuperação de fósforo da urina humana em função dos mesmos, para as duas fontes de magnésio. Os valores extremos de cada variável foram desconsiderados, pois há somente uma configuração de cada um desses valores e, conseqüentemente, apenas um resultado da porcentagem de recuperação de fósforo, sendo estes 5,3 e 11 para o pH, 0 e 2,5 para razão molar Mg:P e 0 e 69 rpm para a velocidade de rotação. Sendo assim, os outros valores foram considerados devido à possibilidade de se calcular uma média dos valores de recuperação de fósforo obtidos.

Para analisar os valores de pH com relação à eficiência de recuperação de fósforo, foram considerados os valores de pH de 6,5, 8,25 e 10,0. Para cada um destes valores de pH, foi feita uma média aritmética das porcentagens de recuperação englobando todas as configurações analisadas, para facilitar a comparação da eficiência de recuperação de fósforo de cada tipo de fonte de magnésio adicionada à urina. O mesmo cálculo foi feito para analisar a razão molar Mg:P e a velocidade de rotação com relação à recuperação de fósforo. A Figura 9 mostra os resultados da recuperação de fósforo para cada valor de pH definido.

Figura 9 – Influência do pH na eficiência de remoção média de fósforo da fase líquida



Observou-se que, para o pH no valor de 6,5, a recuperação de fósforo da urina foi praticamente a mesma na adição de ambas as fontes de magnésio. Utilizando o magnésio comercial, MgCl₂, para um valor de pH de 8,25, observou-se que foi possível recuperar 20% a mais de fósforo do que utilizando a fonte alternativa de magnésio. Para o pH 10,0 observou-se o mesmo comportamento, porém com um valor de recuperação de fósforo 40% maior.

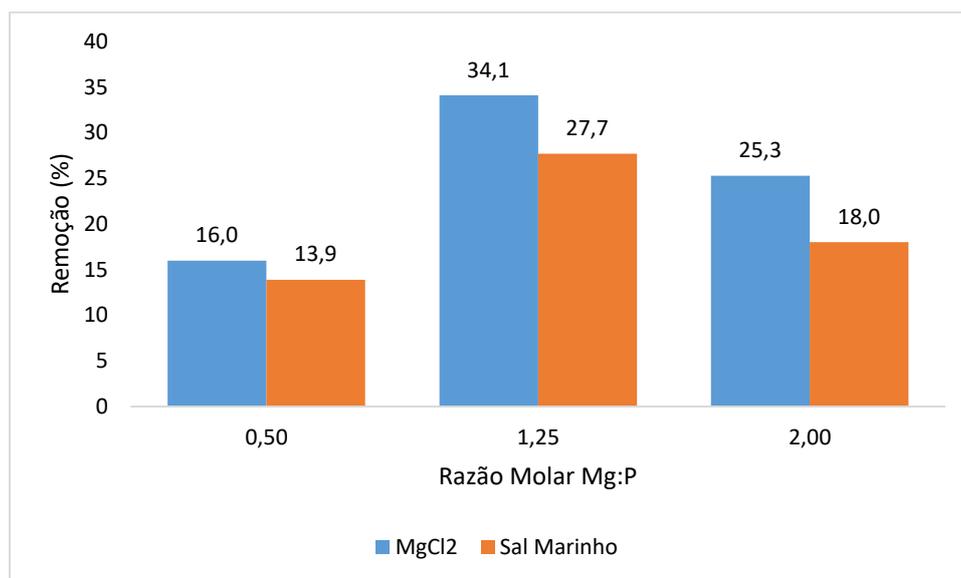
Sendo assim, o cloreto de magnésio, quando analisado somente valores de pH, foi mais eficiente para recuperar o fósforo da urina humana, com exceção do pH de 6,5.

Observou-se que o valor de pH mais propício à uma maior recuperação de fósforo foi o de 8,25. Este resultado está de acordo com o apontado por Rubio-Rincón et al. (2014), que afirmaram em seus estudos que apenas a adição de uma fonte externa de magnésio na urina humana não é suficiente para precipitar a estruvita. O processo depende diretamente do pH da amostra, sendo um valor de pH em torno de 8,5 o ideal para o processo.

A comparação dos valores de razão molar com a eficiência de recuperação de fósforo foi feita para os valores de 0,5, 1,25 e 2,0 da relação Mg:P. A Figura 10

mostra os resultados de recuperação de fósforo da urina para cada valor de razão molar.

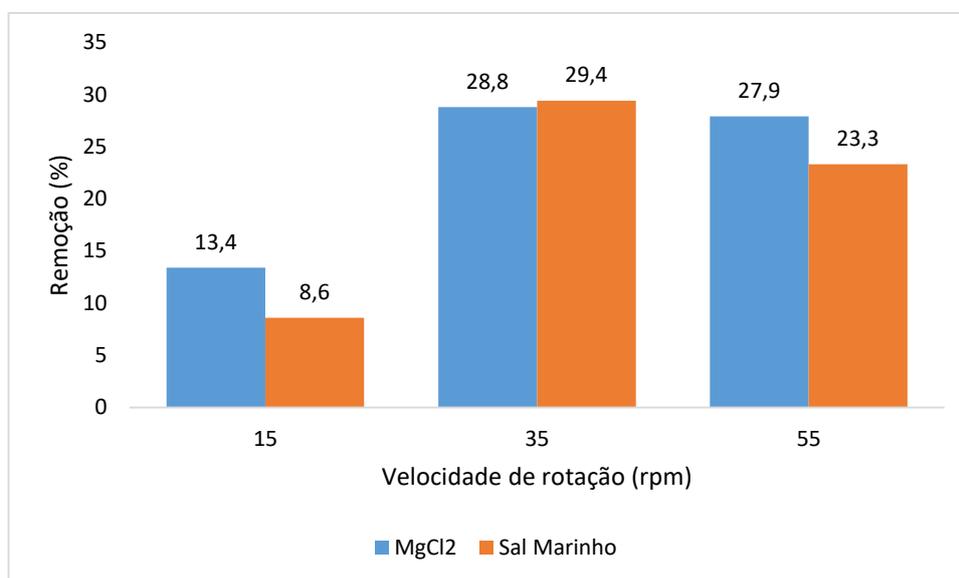
Figura 10 – Influência da razão molar magnésio:fósforo na eficiência de remoção média de fósforo da fase líquida



Avaliando o parâmetro razão molar, pode-se observar que a recuperação de fósforo da urina foi sempre maior quando utilizado o cloreto de magnésio. Destaque para a razão molar Mg:P igual a 2,0, onde a recuperação de fósforo foi 40% maior quando utilizada a fonte de magnésio comercial.

Para analisar a velocidade de rotação, foram considerados os valores de 15, 35 e 55 rpm. É possível verificar grande diferença nos valores de recuperação de fósforo para a rotação de 15 rpm, onde o cloreto de magnésio recuperou, aproximadamente, 56% a mais o fósforo da urina quando comparado ao sal marinho. Para a velocidade de rotação de 35 rpm, o sal marinho recuperou um pouco a mais de fósforo, como mostra a Figura 11.

Figura 11 – Influência da velocidade de rotação na eficiência de remoção média de fósforo da fase líquida



Ambas as situações em que a utilização do sal marinho recuperou mais fósforo do que o cloreto de magnésio, observou-se que essa diferença não foi significativa. Nas duas situações em que isto ocorreu, a recuperação de fósforo foi 2% superior quando utilizado sal marinho.

A partir da comparação dos valores de recuperação de fósforo da urina humana das duas fontes de magnésio, na configuração ótima, observou-se que a utilização do sal marinho como fonte alternativa de magnésio propiciou uma recuperação de fósforo da urina humana tão eficiente quanto ao se utilizar cloreto de magnésio.

Os cristais de estruvita precipitam naturalmente na urina, mas essa reação pode ser facilitada com a adição de uma fonte externa de magnésio (MERINO-JIMÉNEZ et al., 2017). Merino-Jiménez et al. (2017) avaliaram a eficiência da precipitação da estruvita com a adição de fontes distintas de magnésio na urina humana. As fontes de magnésio comparadas no estudo foram: MgCl₂, água do mar artificial e uma mistura comercial de sal marinho utilizada para preparação de água do mar, conhecida como SeaMix. Neste estudo, a fonte de magnésio mais eficiente para precipitação de estruvita foi o SeaMix, o qual aumentou a quantidade de

estruvita precipitada de 21% para 94%. O SeaMix pode ser substituído por sal marinho proveniente da evaporação da água do mar. A urina misturada com a água do mar artificial propiciou uma porcentagem de 72,7% de estruvita precipitada. Com os resultados do estudo, os autores demonstraram que a adição de sal marinho à urina humana é eficiente para se recuperar estruvita.

Além do fato de que se obteve uma recuperação de fósforo satisfatória com a fonte alternativa, indicando uma boa funcionalidade do sal marinho como fonte de magnésio, deve-se atentar ao fato de que é uma maneira sustentável de se obter fósforo a partir da adição de uma fonte externa de magnésio. O sal marinho é abundante em regiões litorâneas e a água do mar é a principal fonte de magnésio disponível naturalmente, o que faz o uso de uma fonte alternativa de magnésio interessante, pois diminui a dependência por uma fonte química de magnésio obtida industrialmente, já que o magnésio não se encontra disponível em seu estado natural.

Rubio-Rincón et al. (2014) atestaram que a água do mar pode ser usada como fonte alternativa de íons para recuperar o fósforo da urina. O estudo avaliou a viabilidade da precipitação de fósforo presente na urina na forma de estruvita como resultado da mistura com a água do mar, em ambientes urbanos. A remoção de fósforo em diferentes proporções da mistura água do mar/urina foi estudada, e, abaixo da proporção 3,3:1,0 a remoção foi de até 99%.

Ye et al. (2011) estudaram o processo de recuperação de fósforo pela cristalização da estruvita das águas residuais de suínos. A fonte de magnésio estudada foi a salmoura, subproduto da fabricação industrial de sal marinho, o qual é altamente rico em íons magnésio. A fonte de magnésio utilizada obteve sucesso na precipitação da estruvita, removendo mais de 90% do fósforo, sendo uma técnica de baixo custo.

Rubio-Rincón et al. (2014) atentaram ao fato de que, apesar do uso do $MgCl_2$ como fonte de magnésio para precipitação da estruvita da urina humana ser eficiente, seu uso torna o processo menos atraente do ponto de vista econômico. Se utilizada uma fonte alternativa infinita de água e íons magnésio como a água do mar, o custo do processo é consideravelmente reduzido.

Merino-Jiménez et al. (2017) avaliaram e compararam o custo do processo de precipitação de estruvita utilizando o SeaMix e o $MgCl_2$. Ao utilizar o $MgCl_2$

misturado à urina humana, o custo do processo foi de R\$ 1,08/g. Porém, ao utilizar o SeaMix, o custo do processo foi de R\$ 0,14/g, consideravelmente inferior.

5.3 PRECIPITAÇÃO DE ESTRUVITA

A análise dos sólidos totais (ST) foi realizada depois de aplicada a técnica da precipitação de estruvita. As amostras analisadas são compostas por urina final e precipitado. Avaliando a concentração de sólidos totais (ST) nestas amostras, expressa em g/L, nas amostras contendo apenas fonte de magnésio comercial ($MgCl_2$) e nas amostras contendo fonte de magnésio alternativa (sal marinho), foi feita uma média da quantidade de sólidos totais presentes em uma amostra de 30 mL de urina humana. Através do cálculo de média aritmética simples de todos os valores de ST das amostras, temos que, com a adição da fonte comercial de magnésio, a concentração média de ST em 1 litro de urina humana foi de 16,49 g/L. Já a concentração média de ST com a adição de sal marinho foi maior, 19,91 g/L. A diferença dos valores de concentração de ST precipitados da amostra de urina humana contendo sal marinho e cloreto de magnésio pode ser devido à diferença das características da própria amostra de urina, à formação de um precipitado adicional, erros analíticos de pesagem, entre outros.

Ainda referente aos ST, é possível fazer relações entre a configuração (pH/Mg:P/Rotação) e a quantidade de estruvita precipitada, comparando as duas fontes de magnésio. Analisando os cinco maiores valores de concentração de ST das amostras, para cada tipo de fonte, observou-se que quatro deles possuem a mesma configuração para as duas fontes, porém em posições diferentes no *ranking* se analisarmos a quantidade de sólidos totais produzidos. As configurações que aparecem no *ranking*, tanto para o cloreto de magnésio quanto para o sal marinho foram as de valores 10/0,5/15; 10/2/15; 10/0,5/55 e 10/2/55. Essa constatação pode ser observada na Tabela 6.

Tabela 6 – *Ranking* dos valores de concentração de ST para diferentes configurações experimentais

Ranking de concentração de ST	Fonte de magnésio	Configuração (pH/Mg:P/Rotação)	Concentração de ST (g/L)
1	MgCl ₂	10/0,5/15	31,70
	Sal Marinho	10/2/55	42,63
2	MgCl ₂	10/2/15	30,83
	Sal Marinho	10/0,5/15	40,83
3	MgCl ₂	11/1,25/35	29,60
	Sal Marinho	10/0,5/55	37,47
4	MgCl ₂	10/2/55	25,57
	Sal Marinho	10/2/15	36,37
5	MgCl ₂	10/0,5/55	24,83
	Sal Marinho	5,3/1,25/35	31,20

Na Tabela 6 é possível observar que o valor de pH 10,0 é predominante para garantir maior precipitação de estruvita. De todas as configurações avaliadas, apenas duas não apresentavam este valor de pH. Nestas duas situações, observou-se dois valores bem distintos, um pH com valor de 5,3 e outro de 11,0, valores extremos das configurações analisadas nessa pesquisa. Apesar dos valores de pH terem apresentado valores bem distintos nessas duas configurações, é notável que os valores da razão molar e da velocidade de rotação são iguais, 1,25 e 35 rpm, respectivamente. Analisando as outras configurações que obtiveram destaque na precipitação de estruvita, é visível a predominância dos valores de razão molar de 0,5 e 2,0, bem como os valores de velocidade de rotação de 15 e 55 rpm.

Ainda avaliando a precipitação da estruvita, a Tabela 7 buscou comparar a concentração de ST precipitados com a concentração inicial de fosfato para as duas fontes de magnésio, no intuito de relacionar uma maior precipitação de estruvita nos casos em que a concentração inicial de fosfato também era maior. Os valores de concentração inicial de fosfato estão apresentados em ordem decrescente na Tabela 7. É possível observar que em quase todos os casos, no *ranking* dos cinco maiores valores de concentração de estruvita precipitada e de concentração inicial de fosfato para as duas fontes de magnésio, os quais estão destacados na tabela, quanto

maior a concentração inicial de fosfato, maior foi a quantidade de estruvita precipitada. Portanto, a quantidade de fosfato presente na amostra de urina humana está relacionada à quantidade de estruvita que é precipitada.

Tabela 7 – Influência da concentração inicial de fosfato na quantidade de estruvita precipitada da amostra de urina

MgCl₂		Sal Marinho	
Concentração de PO₄³⁻ inicial (g/L)	Concentração de ST (g/L)	Concentração de PO₄³⁻ inicial (g/L)	Concentração de ST (g/L)
0,57	25,57	0,54	42,63
0,57	24,83	0,54	37,47
0,45	31,70	0,45	40,83
0,45	30,83	0,35	31,20
0,42	12,70	0,32	11,80
0,42	12,50	0,31	13,57
0,42	12,37	0,31	11,97
0,42	11,47	0,27	12,37
0,42	11,30	0,27	12,33
0,35	18,27	0,27	12,13
0,30	10,80	0,27	12,10
0,30	10,17	0,27	11,83
0,26	29,60	0,26	17,23
0,24	16,33	0,25	36,37
0,22	13,97	0,24	15,20
0,18	12,60	0,22	16,83
0,18	12,43	0,22	15,13
0,17	8,03	0,22	13,47
0,17	7,90	0,19	13,90

Para cada tipo de configuração, há uma determinada quantidade de magnésio que deve ser adicionada à amostra. O cálculo da quantidade de cloreto de magnésio e de sal marinho adicionados à amostra foi demonstrado anteriormente nas Equações 4 e 5, respectivamente.

O volume de amostra, tanto para adição de magnésio comercial quanto para adição de sal marinho, é de 0,5 litros, porém a estimativa foi feita para 1,0 litro de

amostra. Através do cálculo de média aritmética simples de todos os valores de massa de aditivo, temos que, com a adição da fonte comercial de magnésio, em 1 litro de urina humana foi necessário adicionar 0,86 gramas de magnésio. Com relação ao sal marinho, foram adicionadas 3,04 gramas em 1 litro de urina. É evidente a diferença de massa de aditivo em 1 litro de urina humana comparando as duas fontes de magnésio. Ao utilizar o sal marinho, foi necessário, aproximadamente, 3,5 vezes mais massa quando comparado à fonte comercial. Esta diferença de massa entre os dois reagentes se dá, principalmente, devido às características físicas próprias do sal marinho, bem como devido à pureza dos reagentes utilizados nas análises.

6 CONCLUSÃO

Após análise dos resultados desta pesquisa, visando à aplicação do saneamento focado em recursos, fica evidente a eficiência de recuperação de fósforo da urina humana pelo processo de precipitação da estruvita.

Com base nos valores de remoção média de fósforo da fase líquida, foi possível recuperar até 68,7% de fósforo da urina com a adição da fonte de magnésio alternativa, o sal marinho. Já com a adição da fonte de magnésio comercial ($MgCl_2$), a recuperação foi de 65,8% de fósforo. Esses foram os valores de recuperação de fósforo máximos alcançados, os quais foram obtidos para a configuração pH/Mg:P/Rotação de 8,25/2,5/35. A eficiência de recuperação de fósforo foi praticamente igual na adição de ambas as fontes de magnésio quando testada essa configuração. Dentre as concentrações testadas neste trabalho, essa foi a configuração operacional ótima, tanto na adição da fonte de magnésio comercial quanto na fonte alternativa. A determinação das condições operacionais ótimas contribui para melhores resultados, bem como na otimização de processos e redução de custos operacionais.

Nas condições propostas para esta pesquisa, o potencial de recuperação de fósforo pela precipitação da estruvita foi de 19,91 g/L de urina na adição de sal marinho e 16,49 g/L de urina na adição da fonte comercial de magnésio.

O uso da fonte alternativa apresenta baixo custo e boa funcionalidade. Sua utilização diminui a dependência por fonte industrial de magnésio, se apresentando, portanto, como uma fonte mais sustentável de magnésio, além de abundante em regiões litorâneas.

A partir deste estudo, seguem algumas sugestões para trabalhos futuros:

- Para avaliar o potencial de precipitação da estruvita, é necessário identificar e quantificar outros minerais precipitados na solução;
- Implementação de um reator piloto para monitoramento em escala real;
- Avaliação de risco microbiológico do reuso da urina humana;
- Análise econômica e de viabilidade, comparando o uso da urina com o uso de fertilizantes químicos na agricultura.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas**. Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: ANA, 2017. 88 p. Disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br/>. Acesso em: 4 out. 2019.

APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th ed. Washington: APHA-AWWA-WEF, 2005. 1195 p.

BOTTO, Márcio Pessoa. **Utilização da urina humana como biofertilizante para produção de alimentos e energia: caracterização, uso na agricultura e recuperação de nutrientes**. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013. Disponível em: http://www.repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/5158/1/2013_tese_mpbotto.pdf. Acesso em: 7 out. 2019.

CASTRO, Samuel Rodrigues. **Precipitação de estruvita: recuperação de nitrogênio e fósforo utilizando fontes alternativas de reagentes**. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014. Disponível em: https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/BUOS-9MHL7Z/1/ppgsaneamentomeioambrechidricos_samuelrodriguescastro_tesedoutorado.pdf. Acesso em: 28 set. 2019.

CENTRO DE ESTUDOS E PROMOÇÃO DA AGRICULTURA DE GRUPO. **Banheiro Seco: Saneamento como princípio agroecológico e resposta à crise de água**. Coleção Saber na Prática, v. 1. Florianópolis: CEPAGRO, 2013.

CORDELL, Dana; DRANGERT, Jan-Olof; WHITE, Stuart. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. **Global Environmental Change**, v. 19, p. 292-305, 2009. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S095937800800099X?via%3Dihub>. Acesso em: 5 out. 2019.

CRUTCHIK, D.; SÁNCHEZ, A.; GARRIDO, J. M. Simulation and experimental validation of multiple phosphate precipitates in a saline industrial wastewater. **Separation and Purification Technology**, v. 118, p. 81-88, 2013. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586613004073>. Acesso em: 29 set. 2019.

EL DIWANI, G.; EL RAFIE, Sh.; EL IBIARI, N. N.; EL-AILA, H. I. Recovery of ammonia nitrogen from industrial wastewater treatment as Struvite slow releasing fertilizer. **Desalination**, v. 214, p. 200-214, 2007. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916407003633#!>. Acesso em: 1 out. 2019.

ESREY, Steven A.; ANDERSSON, Ingvar. Saneamento ecológico: fechando o ciclo. **Revista de Agricultura Urbana – Saneamento Ecológico**, n. 3, Nova York, EUA, 1998. Disponível em: <https://www.ruaf.org/sites/default/files/AU3saneamentoecologico.pdf>. Acesso em: 17 set. 2019.

ESREY, S. A.; ANDERSSON, I.; HILLERS, A.; SAWYER, R. **Closing the loop: ecological sanitation for food security**. Sida – Swedish International Development Cooperation Agency, México, 2001. 96 p. Disponível em: http://www.ecosanres.org/pdf_files/closing-the-loop.pdf. Acesso em: 19 set. 2019.

FARIA, E. V.; ALVES, I. F. B.; ARAÚJO, B. S. A.; BONTEMPO, L. H. S.; LIMA, M. N.; OLIVEIRA, L. C. C. B. **DESENVOLVIMENTO E CONSTRUÇÃO DE UM DESTILADOR SOLAR PARA DESSALINIZAÇÃO DE ÁGUA SALGADA EM DIFERENTES CONCENTRAÇÕES DE SAIS**. XXXVII ENEMP – Congresso Brasileiro de Sistemas Particulados, 2015, Universidade Federal de São Carlos.

FONSECA, Alexandre Ribeiro. **Tecnologias sociais e ecológicas aplicadas ao tratamento de esgotos no Brasil**. ENSP/FIOCRUZ, Rio de Janeiro, 2008. Disponível em: <https://bvssp.icict.fiocruz.br/pdf/Fonsecaarm.pdf>. Acesso em: 23 set. 2019.

LAHAV, Ori; TELZHENSKY, Marina; ZEWUHN, Annette; GENDEL, Youri; GERTH, Joachim; CALMANO, Wolfgang; BIRNHACK, Liat. Struvite recovery from municipal-wastewater sludge centrifuge supernatant using seawater NF concentrate as a cheap Mg(II) source. **Separation and Purification Technology**, v. 108, p. 103-110, 2013. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586613000786?via%3Dihub>. Acesso em: 1 out. 2019.

LANGERGRABER, Günter; MUELLEGGER, Elke. Ecological Sanitation – a way to solve global Sanitation problems? **Environment International**, v. 31, n. 3, p. 433-444, 2005. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016041200400145X>. Acesso em: 17 set. 2019.

LEE, S. I.; WEON, S. Y.; LEE, C. W.; KOOPMAN, B. Removal of nitrogen and phosphate from wastewater by addition of bittern. **Chemosphere**, v. 51, p. 265-271, 2003. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004565350200807X?via%3Dihub>. Acesso em: 1 out. 2019.

LOURO, Cristiana Alves de lima; JUNIOR, Isaac Volschan. **SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL: ESTUDO SOBRE O APROVEITAMENTO DE NUTRIENTES DA URINA HUMANA PARA REDUÇÃO DOS IMPACTOS DA INDÚSTRIA DE FERTILIZANTES E DO LANÇAMENTO DE EXCRETAS NO AMBIENTE**. VII CONGRESSO NACIONAL DE EXCELÊNCIA EM GESTÃO, 2011.

MAGRI, Maria Elisa. **Aplicação de processos de estabilização e higienização de fezes e urina humanas em banheiros secos segregadores**. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/107416/319997.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 1 set. 2019.

MEMELLI, Marina; ROQUE, Regiane Pereira; FILHO, Natanael Blanco Bená; GONÇALVES, Ricardo Franci. **RECUPERAÇÃO DE NUTRIENTES VIA PRECIPITAÇÃO DE ESTRUVITA PARA USO AGRÍCOLA – UMA REVISÃO**. XII SEMINÁRIO ESTADUAL SOBRE SANEAMENTO E MEIO AMBIENTE E II WORKSHOP INTERNACIONAL DE BIORREMEDIAÇÃO DE ÁREAS CONTAMINADAS, 2018, Vitória/ES.

MERINO-JIMÉNEZ, Irene et al. Enhanced MFC power production and struvite recovery by the addition of sea salts to urine. **Water Research**, v. 109, p. 46-53, 2017. Disponível em: <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>. Acesso em: 5 nov. 2019.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). **Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável**. 2015. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/>.

OYAMA, Camila; ALVEZ, Wolney Castilho; ZANELLA, Luciano. **Viabilidade econômica do aproveitamento de nutrientes da urina humana na agricultura familiar produzidos por organizações da economia solidária**. In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2014, Natal. Rio de Janeiro: ABES, 2014. 8 p. Acesso em: 25 set. 2019.

PENG, Lihong; DAI, Hongliang; WU, Yifeng; PENG, Yonghong; LU, Xiwu. A comprehensive review of phosphorus recovery from wastewater by crystallization processes. **Chemosphere**, v. 197, p. 768-781, 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653518301152>. Acesso em: 8 out. 2019.

PEREIRA, C. S.; ROCHA, A. C. A.; ALVES JÚNIOR, C.; BARAÚNA, J. B. F. O.; VITORIANO, J. O.; PEREIRA, L. P. S. **ESTUDO DA INTERAÇÃO DA DESCARGA DE PLASMA EM SOLUÇÃO IÔNICA DE CLORETO DE MAGNÉSIO**. XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Química, 2016, Fortaleza/CE.

Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017. Special focus on inequalities. New York: United Nations Children's Fund (UNICEF) and World Health Organization (WHO), 2019. Disponível em: <https://data.unicef.org/resources/progress-drinking-water-sanitation-hygiene-2019/>. Acesso em: 4 out. 2019.

RANDALL, D. G.; NAIDOO, V. Urine: The liquid gold of wastewater. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, p. 2627-2635, 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S221334371830188X>. Acesso em: 17 set. 2019.

ROSE, C.; PARKER, A.; JEFFERSON, B.; CARTMELL, E. The Characterization of Feces and Urine: A Review of the Literature to Inform Advanced Treatment Technology. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 45, p. 1827-1879, 2015. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/10643389.2014.1000761>. Acesso em: 28 set. 2019.

RUBIO-RINCÓN, F. J.; LOPEZ-VAZQUEZ, C. M.; RONTELTAP, M.; BRDJANOVIC, D. Seawater for phosphorus recovery from urine. **Desalination**, v. 348, p. 49-56, 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916414003269>. Acesso em: 5 nov. 2019.

RYU, H. D.; LIM, C. S.; KANG, M. K.; LEE, S. I. Evaluation of struvite obtained from semiconductor wastewater as a fertilizer in cultivating Chinese cabbage. **Journal of Hazardous Materials**, v. 221-222, p. 248-255, 2012. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389412004293?via%3Dihub>. Acesso em: 03 out. 2019.

SCHÖNNING, C.; STENSTRÖM, T. A. **Guidelines on the Safe Use of Urine and Faeces in Ecological Sanitation Systems.** EcoSanRes Programme and Stockholm Environment Institute, Estocolmo, Suécia. 2004. 38p.

SILVA, Márcio Cláudio Cardoso Da. **Estudos sobre sistemas de destilação solar direta para potabilização de água.** Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/129581/328329.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 1 set. 2019.

SIMHA, Prithvi; GANESAPILLAI, Mahesh. Ecological Sanitation and nutrient recovery from human urine: How far have we come? A review. **Sustainable Environment Research**, v. 27, p. 107-116, May, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.serj.2016.12.001>. Acesso em: 16 set. 2019.

SMITH, Richard Eilers. **Avaliação de um banheiro seco com vaso segregador em Florianópolis, SC**. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

Disponível em:

<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/159418/337517.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 16 set. 2019.

SOARES, Clarissa. **Tratamento de água unifamiliar através da destilação solar natural utilizando água salgada, salobra e doce contaminada**. Universidade

Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004. Disponível em:

<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/87556/208790.pdf?sequence=1>. Acesso em: 4 out. 2019.

SOUZA, João Pedro da Silva. **Precipitação de estruvita em escala piloto visando à recuperação do fósforo**. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola

Politécnica e Escola de Química, Rio de Janeiro, 2017. Disponível em:

<http://dissertacoes.poli.ufrj.br/dissertacoes/dissertpoli2101.pdf>. Acesso em: 1 out. 2019.

STOLZENBURG, Pierre; CAPDEVIELLE, Aurélie; TEYCHENÉ, Sébastien;

BISCANS, Béatrice. Struvite precipitation with MgO as a precursor: Application to wastewater treatment. **Chemical Engineering Science**, v. 133, p. 9-15, 2015.

Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ces.2015.03.008>. Acesso em: 29 set. 2019.

STRATFUL, I.; SCRIMSHAW, M. D.; LESTER, J. N. Conditions influencing the precipitation of magnesium ammonium phosphate. **Water Research**, v. 35, n. 17, p. 4191-4199, 2001. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135401001439?via%3Dihub>. Acesso em: 1 out. 2019.

STRAUSS, M. **Health aspects of nightsoil and sludge use in agriculture and aquaculture**. International Reference Centre of Waste Disposal, Duebendorf,

Switzerland. 1985. Disponível em: <https://www.ircwash.org/sites/default/files/352.0-86HE-6547.pdf>. Acesso em: 28 set. 2019.

UDERT, K. M.; LARSEN, T. A.; GUJER, W. Fate of major compounds in source-separated urine. **Water Science & Technology**, v. 54, n. 11-12, p. 413-420, 2006.

Disponível em:

<https://pdfs.semanticscholar.org/f555/47516985304354f905b1fccb6b608a6c580.pdf>. Acesso em: 30 set. 2019.

WHO. World Health Organization. **Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture**. Geneva: World Health Organization. 1989. 76p.

WINBLAD, U. SIMPSON-HÉBERT, M. **ECOLOGICAL SANITATION**: revised and enlarged edition. Stockholm Environment Institute. Stockholm: SEI, 2004. 141 p.

Disponível em: http://www.ecosanres.org/pdf_files/Ecological_Sanitation_2004.pdf. Acesso em: 5 out. 2019.

YE, Z. L.; CHEN, S. H.; LU, M.; SHI, J. W.; LIN, L. F.; WANG, S. M. Recovering phosphorus as struvite from the digested swine wastewater with bittern as a magnesium source. **Water Sci. Technol**, v. 64, n. 2, p. 334-340, 2011.

APÊNDICE A – Cartazes fixados nos banheiros feminino e masculino durante a campanha de coleta de urina realizada no prédio do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.



Campanha para coleta de urina

*Colabore com a nossa pesquisa!
Durante essa semana, urine nos
frascos e contribua com a coleta.*

A urina é rica em nutrientes que podem ser recuperados e aproveitados na agricultura.

*Sua urina contribuirá para
uma pesquisa que visa
recuperar fósforo a partir da
urina humana para futura
aplicação como biofertilizante!*

Projeto de pesquisa de Mestrado
Lenise Câmara Franco

Orientadora: Profa. Maria Elisa Magri

RReSSa

Grupo de Estudos em Recuperação de
Recursos em Sistemas de Saneamento





Campanha para coleta de urina

*Colabore com a nossa pesquisa!
Durante essa semana, utilize o
mictório adaptado e contribua
com a coleta.*

A urina é rica em nutrientes que podem ser recuperados e aproveitados na agricultura.

*Sua urina contribuirá para
uma pesquisa que visa
recuperar fósforo a partir da
urina humana para futura
aplicação como biofertilizante!*

Projeto de pesquisa de Mestrado
Lenise Câmara Franco

Orientadora: Profa. Maria Elisa Magri

RReSSa

Grupo de Estudos em Recuperação de
Recursos em Sistemas de Saneamento

