



UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS

CURSO DE ZOOTECNIA

Efeitos da aeração e da estação do ano na compostagem do resíduo de
pescado

ISABELLY ALENCAR MACENA

Dourados, MS

Junho de 2022



UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS

CURSO DE ZOOTECNIA

Efeitos da aeração e da estação do ano na compostagem do resíduo de
pescado

Acadêmica: Isabelly Alencar Macena

Orientadora: Ana Carolina Amorim Orrico

Trabalho apresentado à Faculdade de
Ciências Agrárias da Universidade Federal da
Grande Dourados, como parte das exigências para
obtenção do grau de bacharel em Zootecnia

Dourados, MS

Junho de 2022

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, por me dar forças para seguir nessa jornada e persistência para seguir durante toda a caminhada.

A minha mãe pelo o apoio durante todos esses anos Maria Vera Lúcia Alencar.

A minha irmã Daiane Alencar da Silva e meu cunhado Wagner Souza Goulart.

Agradeço imensamente a minha orientadora Dra^o Ana Carolina Amorim Orrico por ter me orientando durante toda a minha graduação, por todos os ensinamentos, conselhos dados, por toda paciência, por sempre vê o melhor em mim e acreditar mesmo quando eu não conseguia, sei que sem a sua ajuda não teria conseguido chegar até aqui. És um exemplo de professora e que Deus te ilumine sempre!

Agradeço ao meu co-orientador Luis Antonio Kioshi Aoki Inoue por toda ajuda e apoio durante esses anos de convivência.

Aos meus amigos Tânia Beatriz, Janaina Freire, Alexandra Oliveira, Amanda Maria, Juliana Dias, Brenda Leite, Fernanda Sotolani e Klerisson Duro por toda ajuda e apoio, vocês foram essenciais nessa fase final.

Muito obrigada a todos!

Sumário

LISTA DE FIGURAS	v
LISTA DE TABELAS.....	vi
LISTAS DE SIGLAS E ABREVIATURAS.....	vii
RESUMO.....	viii
ABSTRACT.....	ix
INTRODUÇÃO.....	1
REVISÃO DE LITERATURA.....	3
MATERIAL E MÉTODOS.....	6
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	11
CONCLUSÃO.....	24
REFERÊNCIAS	25

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Perspectivas das composteiras que foram construídas para a execução do experimento (vista superior e lateral, com médias, em metros (A) e vista superior (B)).....8
- Figura 2.a** Temperaturas médias semanais do ar e das leiras e umidade relativa do ar, durante a compostagem de resíduos de pescado em leiras estáticas, recebendo aeração forçada, no inverno.....12
- Figura 2.b** Temperaturas médias semanais do ar e das leiras e umidade relativa do ar, durante a compostagem de resíduos de pescado em leiras estáticas, recebendo aeração forçada, no verão.....13
- Figura 3.** Reduções de sólidos totais (ST) durante a compostagem dos resíduos de pescado em pilhas estáticas, recebendo ou não aeração forçada e conduzidas no verão e inverno.....16
- Figura 4.** Reduções de carbono durante a compostagem dos resíduos de pescado em pilhas estáticas, recebendo ou não aeração forçada e conduzidas no verão e inverno.....18
- Figura 5.** Reduções de sólidos voláteis (SV) durante a compostagem dos resíduos de pescado em pilhas estáticas, recebendo ou não aeração forçada.....19
- Figura 6.** Reduções de sólidos voláteis (SV) durante a compostagem dos resíduos de pescado em pilhas estáticas, conduzidas no verão e inverno.....20
- Figura 7.** Redução de nitrogênio (%) durante a compostagem dos resíduos de pescado com e sem aeração forçada nas estações de inverno e verão.....21
- Figura 8.** Determinação de pH da compostagem de resíduo de pescado com e sem aeração forçada nas estações de inverno e verão.....23

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Composição química dos resíduos e tratamentos experimentais utilizados na compostagem dos resíduos de pescado em pilhas estáticas, conduzidas no inverno e verão.....	7
Tabela 2. Comportamento das temperaturas nas pilhas estáticas durante as estações de verão e inverno, recebendo ou não aeração forçada.....	11
Tabela 3. Reduções de sólidos totais (ST) e voláteis (SV), carbono (C) e nitrogênio (N) durante a compostagem dos resíduos de pescado, em pilhas estáticas, conduzidos no verão e inverno, com e sem aeração e aos 50, 70 e 90 dias de compostagem.....	15
Tabela 4. pH durante a compostagem dos resíduos de pescado, em pilhas estáticas, conduzidos no verão e inverno, com e sem aeração e aos 0, 50, 70 e 90 dias de compostagem.....	22

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ST- Sólidos Totais

SV- Sólidos Voláteis

C- Carbono

N- Nitrogênio

pH- Potencial Hidrogeniônico

AH- Ácidos Húmicos

AF- Ácidos Fúlvicos

PVC - Policloreto de Vinila

RESUMO

A compostagem se apresenta como uma excelente alternativa para reciclar os resíduos de filetagem gerados durante a produção de pescado e, a utilização da aeração durante esse processo pode contribuir para a ocorrência de maior degradação desses resíduos assim como melhorar a qualidade do composto gerado. O objetivo do trabalho foi avaliar o efeito da aeração forçada durante a estação de inverno e verão na compostagem dos resíduos de pescado. Foi utilizado o delineamento inteiramente casualizado em esquema fatorial 2x2 representado pela aeração (com e sem) e duas estações do ano (inverno e verão), com parcela subdividida no tempo representado pelos tempos de revolvimento (50, 70 e 90) e 3 repetições (células). As leiras foram formadas em camadas, intercalando resíduos de pescado e agente volumoso, na proporção de 3:1, respectivamente, e utilizando-se células de compostagem com capacidade de 200 kg de matéria natural. Para aeração das leiras foram inseridos tubos de PVC entre as camadas de resíduos formadas, sendo estes canos perfurados ao longo do comprimento, permitindo a injeção de ar com o fluxo contínuo de $0,6 \text{ L.kg.SV}^{-1}.\text{min}^{-1}$. O período de compostagem foi de 90 dias a partir da data de formação das leiras, sendo diariamente monitorada a temperatura, e periodicamente coletadas amostras do perfil da leira para controle da umidade. As reduções de (ST, C e N) sofreram influência ($p < 0,01$) pela presença da aeração, estação do ano e tempo de compostagem. Foram verificados reduções de ST aos 50 dias no inverno (86,66%) com aeração e (45,5%) sem aeração, já no verão foram verificadas (79,98%) e (66,82%) respectivamente. Em relação a degradação do carbono verificou-se influência ($p < 0,01$) da aeração somente até os 50 dias do processo, ocorrendo maiores reduções no inverno (77,77%) em relação às verificadas no verão (76,33%).

Palavras chaves: aeração forçada; compostagem; resíduo de pescado;

ABSTRACT

Composting presents itself as an excellent alternative to recycle waste generated during fish production and the use of aeration during this process can contribute to the occurrence of greater degradation of these wastes as well as better quality of the generated compost. The objective of this work was to evaluate the effect of forced aeration during the winter and summer seasons on the composting of fish waste. A completely randomized design was used in a 2x2 factorial scheme represented by aeration (with and without) and two seasons of the year (winter and summer), with plot subdivided in time represented by the turning times (50, 70 and 90) and 3 replications (cells). The windrows were formed in layers, interspersing fish residues and bulking agent, in the proportion of 3:1, respectively, and using compost cells with a capacity of 200 kg of natural material. For aeration of the windrows, PVC tubes were inserted between the layers of waste formed, these tubes being perforated along the length, allowing the injection of air with a continuous flow of $0.6 \text{ L.kg.SV}^{-1}.\text{min}^{-1}$. The composting period was 90 days from the date of formation of the windrows, and the temperature was monitored daily, and samples of the windrow profile were periodically collected to control moisture. The reductions of (ST, C and N) were influenced ($p < 0.01$) by the presence of aeration, season of the year and composting time. ST reductions were verified at 50 days in winter (86.66%) with aeration and (45.5%) without aeration, in summer (79.98%) and (66.82%) respectively. Regarding carbon degradation, there was an influence ($p < 0.01$) of aeration only up to 50 days of the process, with greater reductions in winter (77.77%) compared to those verified in summer (76.33%).

Keywords: forced aeration; composting; fish waste;

1. INTRODUÇÃO

A produção de pescado tem ganhado destaque nos últimos tempos contribuindo de forma significativa para a economia mundial, sendo que somente no ano de 2018 foram produzidos um total de 179 milhões de toneladas de pescado com valor estimado de 401 bilhões de dólares. Esse aumento significativo de produção se deve principalmente ao crescimento populacional que, consequentemente eleva o consumo (ALSHUBIRI, 2019).

A maior parte dessa produção se concentra na China, em torno de 35%, porém o Brasil também tem se destacado nos últimos tempos, principalmente por conta da disponibilidade hídrica e clima favorável do país, que o torna vantajoso para alcançar resultados significativos de produção. Atualmente o país ocupa a 4ª posição no ranking mundial de produção de tilápia, tendo um crescimento de 4,7% no ano de 2021 (PEIXEBR, 2022).

Associada a toda essa produção está a alta geração de resíduos, que pode alcançar valores de aproximadamente 65% do peso vivo total abatido, sendo esses resíduos compostos principalmente por vísceras, cauda, coluna vertebral, nadadeiras, escamas e restos de carne (VALENTE, 2016) apresentando grandes prejuízos ambientais, sanitários e econômicos quando nenhuma outra forma de utilização ou transformação em coprodutos é utilizada.

Uma das formas de utilização destes resíduos é a produção de farinha de peixe devido aos altos níveis de proteínas e lipídeos presentes, podendo ser utilizada como fonte proteica na aquicultura (GUZEL, 2011). No entanto características como a limitação de uso na alimentação animal, risco de transmissão de doenças e condições sensíveis de armazenamento fazem com que esse método de aproveitamento seja limitado e insuficiente, já que haverá um excedente de resíduo para a produção de farinha, se fazendo necessário buscar outra alternativa de utilização.

Assim, um outro método que pode ser empregado para esses resíduos é a compostagem. Esta técnica de reciclagem promove a sanitização do resíduo, podendo ser realizada em pequena ou grande escala além de gerar um composto final de qualidade, promovendo assim a agregação de valor ao descarte (XU, 2022).

O principal desafio de reciclar esses resíduos no processo de compostagem é a manipulação do mesmo, pois este material apresenta alta carga contaminante podendo transmitir doenças durante o seu manuseio (COSTA; AKDENIZ, 2019), com isso a utilização de células estáticas de compostagem se apresenta como uma alternativa de tratamento, já que nessas condições o material em degradação permanecerá sem manipulação.

Apesar das leiras estáticas reduzirem o risco de contaminação com o resíduo, há a preocupação com a oferta de oxigênio para o material enleirado, pois como o resíduo permanecerá estático, há chance de compactação excessiva, facilitando assim o desenvolvimento de sítios anaeróbios, o que além de retardar a degradação do material, pode favorecer a formação de gases de efeito estufa, como metano e óxido nitroso (SOTO-PAZ, 2019).

Assim a utilização de células de compostagem com paredes vazadas pode ser uma alternativa para melhorar o aporte de oxigênio durante a compostagem, dispensando ou reduzindo a demanda por aeração forçada (CAYUELA, 2006; VILELA, 2022). A inclusão do agente volumoso na formação da pilha contribui para que a aeração ocorra de maneira efetiva, proporcionando maior espaçamento entre as partículas do resíduo, reduzindo também a compactação (NOGUEIRA, 2019).

Sendo a aeração durante o processo de compostagem dependente das condições da pilha, torna-se necessária a condução de estudos que avaliem a necessidade de promover aeração forçada em leiras estáticas conduzidas em células com paredes vazadas, utilizando-se volumoso na montagem e conduzidas durante o inverno e verão. A estação do ano pode exercer influência determinante sobre a exigência da aeração forçada em pilhas estáticas, conforme verificado por (VILELA, 2022), que recomenda cautela no uso da aeração forçada durante a estação de inverno, sobretudo devido à baixa umidade do ar e possibilidade de desidratação excessiva da pilha.

Sendo assim, este estudo foi conduzido com o objetivo de avaliar a influência da aeração forçada em duas estações do ano durante a compostagem dos resíduos de pescado.

2. REVISÃO DE LITERATURA

Na piscicultura brasileira a tilápia vem se consolidando como a espécie mais cultivada, sendo que somente no ano de 2021, foram produzidas 534.005 toneladas no país, com aumento de 9,8% sobre os totais gerados no ano anterior (486.155 t). Com esse resultado, a tilápia participou com 63,5% da produção nacional de peixes de cultivo (PEIXEBR, 2022).

Essa espécie está presente em todas as regiões do país, sendo o estado do Paraná o maior produtor nacional, com 182.000 toneladas, seguido por São Paulo com 76.140 toneladas, Minas Gerais com 47.000 toneladas, Santa Catarina 41.700 toneladas e Mato Grosso do Sul com 34.450 toneladas (PEIXEBR, 2022).

A expansão na produção de peixes está atrelada às características naturais que o país apresenta, como: vasta disponibilidade de água doce represada, clima favorável em algumas regiões, extensas áreas para as instalações de viveiros escavados e tanque-redes (BRANDÃO, 2018).

Os peixes nativos – liderados pelo tambaqui – representaram 31,2% da produção nacional, em 2021, com 262.370 toneladas. Esse resultado é 5,85% inferior ao obtido em 2020 (278.671 t). Vários fatores interferem no segmento da produção de peixes nativos como, os insumos para o processamento de rações e mão de obra, a regularização ambiental dos estados produtores, a necessidade de investimentos na infraestrutura de processamento e de insumos, além das dificuldades de comercialização impostas pela pandemia associam-se para justificar a queda da produção (PEIXEBR, 2022).

Mesmo com essa discreta queda na produção de peixes nativos entre os anos de 2020 e 2021, a preocupação com a destinação dos resíduos gerados se mantém, pois durante a criação as enormes quantidades de efluentes lideram as preocupações, e após a despesca, cedem lugar aos descartes do processamento e filetagem. Todas as etapas ao longo da cadeia produtiva, desde a reprodução, alevinagem, engorda e processamento, até a comercialização, carecem de estudos para que seja recomendado o correto tratamento e destinação dos resíduos gerados.

O resíduo de filetagem é composto por: cabeça, nadadeiras, pele, escamas e vísceras que, dependendo da espécie, pode chegar a 70% do peso total de peixes processados (VALENTE, 2016). Para a tilápia, por exemplo, a cabeça, carcaça e as vísceras constituem 54% dos resíduos em matéria prima, a pele 10%, as escamas 1% e as aparas dorsais e ventrais e do corte em “v” do filé, 5%. Em frigoríficos processadores de filé de tilápia, a taxa média de descartes é de 62,5% a 66,5% da matéria primas (BOSCOLO, 2004), sendo que segundo o

levantamento da SEAFISH (Sea Fish Industry Authority) para cada tonelada de pescado industrializado, ou seja, pronto para comercialização, gera-se mais de uma tonelada de resíduos.

Visando alternativas de agregação de valor aos resíduos da industrialização de peixe, o estudo realizado por (FELTES, 2010) menciona a composição enriquecida por compostos orgânicos e inorgânicos, o que gera preocupação relativa aos potenciais de impactos ambientais decorrentes do descarte inadequado deste material.

E dentre as formas de minimizar os problemas ambientais com o descarte inadequado do resíduo, está a conversão do resíduo de filetagem em farinhas, que serão utilizadas na alimentação animal. As farinhas possuem destaque como uma das principais alternativas para enriquecimento das dietas de animais monogástricos, na alimentação de peixes ocorre certas restrições pois as farinhas de resíduos de pescados não são utilizadas na alimentação de tilápias pelas empresas que exportam o pescado, isso ocorre porque as empresas passam por um processo de certificação que não permite a utilização mas já podendo ser utilizada na alimentação de tambaqui e isso se deve ao seu grande potencial nutricional, de elevados conteúdos proteicos, com aminoácidos essenciais de alto valor biológicos (PIRES, 2014). De acordo com estimativas da (FAO, 2014), cerca de 35% da produção de farinha de peixe mundial foi obtida a partir de resíduos de peixes.

No entanto, a produção de farinhas pode oscilar devido a disponibilidade de matéria prima e a dificuldade da padronização de qualidade (VALENTE, 2018), já que a composição dos descartes possui proporções variáveis de ossos, escamas e nadadeiras, e consideráveis teores de glicina e prolina que são aminoácidos que consumidos em grandes quantidades pode trazer efeitos colaterais.

Além da difícil padronização, os contaminantes presentes na farinha de peixes têm assumido preocupação em diversas pesquisas pois ela pode ser acidentalmente ou deliberadamente contaminada por metais pesados, poluentes orgânicos persistentes (POPs) e pesticidas. Estudos realizados pelos incubatórios do US Fish and Wildlife Service (de outubro de 2001 a outubro de 2003) com amostras coletadas de farinha apresentaram contaminação por vários POPs e metais pesados como arsênio, chumbo e mercúrio (MO; MAN; WONG, 2018).

A presença de metais pesados encontrados em farinha derivada de peixes assume preocupação por serem considerados tóxicos (MURTHY, 2013) e podendo ocorrer em concentrações significativas, como foram relatadas para o cádmio, chumbo e cobre, os valores de 0,22 a 4,40 ppm, 4,60 a 18,20 ppm e 1,80 a 46,40 ppm, respectivamente, sendo o mercúrio não detectado nesse estudo.

Desta forma, apesar da produção de farinha originada dos descartes de pescado representar uma alternativa viável para esses resíduos, demanda cuidados no preparo e utilização. Assim, a compostagem surge como uma das principais alternativas de tratamento e reciclagem dos nutrientes presentes nesse resíduo, resultando em redução dos volumes de materiais e dos riscos de contaminação. Por ser um processo de degradação biológica aeróbia, promove a oxidação do resíduo orgânico, com a produção de CO₂ e água, além da liberação de calor (BRIETZKE, 2016), com reduzida ou nula emissão de gases de efeito estufa.

A compostagem é compreendida por três fases: mesofílica, termofílica e maturação, a fase mesofílica é caracterizada por ser uma fase rápida, onde os microrganismos promovem a liberação de calor, ocorrendo alta atividade metabólica, sendo degradados proteínas, açúcares e amido. A segunda fase, denominada termofílica, é caracterizada pelo aumento da decomposição do material orgânico, sendo considerada a fase da degradação ativa de polissacarídeos (SILVA, 2018).

As bactérias atuam na degradação dos lipídeos e hemicelulose, enquanto a lignina e celulose são degradados pelos actinomicetos e fungos (VALENTE, 2009b). Na terceira e última fase do processo, a fase de maturação, ocorre a humificação do composto por meio da degradação de componentes mais resistentes, como a celulose e lignina, ocasionando a diminuição da atividade microbiana e a queda gradativa da temperatura, se aproximando da temperatura ambiente (VALENTE, 2009a).

Devido ao risco biológico do resíduo de pescado recomenda-se o uso de leiras estáticas, pois reduzem ao máximo o risco de contaminação do ser humano por meio de microrganismos patogênicos e gases tóxicos, além de permitir efetiva degradação do resíduo (com o aumento da temperatura) sem que o material fique exposto no ambiente (LEITE, 2020)

A preocupação em se conduzir a compostagem em leiras estáticas é manter a disponibilidade de oxigênio no interior da leira, sendo recomendada em alguns casos a aeração forçada. A disponibilidade de oxigênio nas leiras é essencial ao processo de degradação, uma vez que garante a respiração dos microrganismos aeróbios e a oxidação das substâncias orgânicas, possibilitando a rápida redução desses constituintes, com o decorrente aumento de temperatura, que resulta na sanitização do material (SILVA, 2018). Além desses fatores, a adequada aeração também promoverá ausência de condições anaeróbias, evitando assim a formação de metano de óxido nitroso, que são gases de efeito estufa (AWASTHI, 2016).

O consumo de oxigênio é mais elevado no início do processo de compostagem, e com o passar do tempo, vai diminuindo indicando o grau de estabilização e o ponto de cura do composto (COSTA, 2017). Sendo assim, a investigação da relação entre a necessidade de

aeração em pilhas estáticas formadas com o resíduo de pescado nas diferentes estações do ano (inverno e verão) se justifica.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi desenvolvido na Área Experimental e no Laboratório de Manejo de Resíduos Agropecuários, ambos pertencentes a Faculdade de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), localizada no município de Dourados-MS, Brasil.

Para a condução da pesquisa foi adotado o delineamento inteiramente casualizado em esquema fatorial 2 x 2 representado pela aeração (com e sem) e conduzido em duas estações do ano (inverno e verão), com parcela subdividida no tempo, representada pelos dias de revolvimentos (50, 70 e 90), constando de 3 repetições (leiras).

Durante a estação do inverno a compostagem teve início no mês de junho finalizando em setembro, sendo a média de temperatura ambiente e umidade do ar nesse período de 21,3°C e 64,79% respectivamente. Já, durante o verão, a compostagem iniciou no mês de dezembro e foi finalizada em março, sendo a média de temperatura e umidade do ar nesse período de 31,3°C e 75,76% respectivamente. As condições ambientais de temperatura e umidade foram acompanhadas durante todo o período experimental e os dados médios semanais estão representados nas Figuras 2.a e 2.b.

Os resíduos utilizados foram oriundos do descarte gerados durante o abate de peixes. Esses resíduos eram compostos por vísceras, nadadeira caudal, coluna vertebral, nadadeiras, escamas e restos de carne. O agente volumoso utilizado na formação das leiras (fonte de carbono) foi feno de gramínea (*Brachiaria brizantha*), o qual foi triturado para obtenção de um tamanho médio de partícula de 2.5 cm. Na Tabela 1 está representada a composição química original dos resíduos e dos substratos formados para a compostagem.

A proporção entre resíduo de pescado e agente volumoso no material base da compostagem foi de 3:1 relação de volumoso: concentrado (peso: peso). Essa proporção foi realizada de acordo com as recomendações de (Laos; 1998, 2002) a fim de evitar a formação de chorume e permitir uma melhor relação C:N do material no início da compostagem. As células de compostagem foram confeccionadas em cubos de madeira, com fendas entre as tábuas, permitindo a circulação natural de ar no seu interior. A medida de cada célula de compostagem era de 1,20 x 0,58m com altura de 1,00 m (Figura 1). Cada célula de compostagem foi revestida internamente com sombrite® para evitar a perda do material pelas fendas da madeira e permitir a entrada natural do ar atmosférico.

Tabela 1. Composição química dos resíduos e tratamentos experimentais utilizados na compostagem dos resíduos de pescado em pilhas estáticas, conduzidas no inverno e verão

	Resíduos			Tratamentos Experimentais	
	Agente volumoso	Pescado		Inverno	Verão
		Inverno	Verão		
pH	7,02	7,71	7,82	7,08	6,98
ST (%)	90,00	32,46	32,47	39,03	39,48
SV (% de ST)	94,25	85,49	84,77	89,12	89,96
C (% de ST)	62,36	48,89	48,12	56,89	54,88
N (% de ST)	0,47	6,26	6,87	4,89	4,59
C:N	111,40	7,81	7,00	11,63	11,96
EE (% de ST)	0,60	26,98	27,45	7,89	8,12
FDN (% de ST)	64,74	-	-	35,92	39,71
Lignina (% dos ST)	6,58	-	-	3,48	3,54
P (g.kg ⁻¹)	0,82	36,45	38,12	26,3	24,8
K (g.kg ⁻¹)	2,21	8,23	10,45	6,7	8,4
Ca (g.kg ⁻¹)	3,95	55,61	54,22	46,27	42,26
Mg (g.kg ⁻¹)	1,77	2,89	2,64	1,14	1,16
S (g.kg ⁻¹)	0,39	6,66	6,98	5,30	6,55
Na (mg.kg ⁻¹)	0,38	5,20	5,12	4,18	3,90
Mn (mg.kg ⁻¹)	96,51	126,53	133,10	109,52	112,08
Fe (mg.kg ⁻¹)	214,08	965,43	1013,22	865,34	858,97
Cu (mg.kg ⁻¹)	1,70	15,46	14,28	13,51	16,70
B (mg.kg ⁻¹)	1,84	9,14	8,87	7,76	7,59

ST: sólidos totais, SV:sólidos voláteis, EE: extrato etéreo, FDN: fibra em detergente neutro

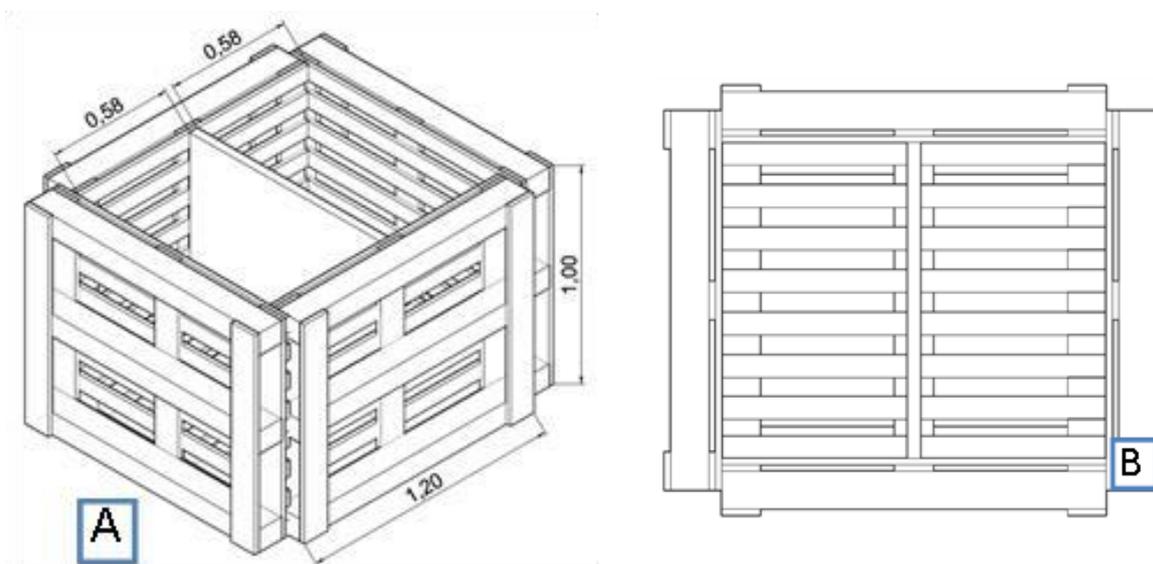


Figura 1. Perspectivas das composteiras que foram construídas para a execução do experimento (vista superior e lateral, com médias, em metros (A) e vista superior (B)) (Nogueira 2019).

As células de compostagem foram montadas em camadas alternadas na seguinte ordem: a primeira camada (base) continha agente volumoso, a segunda camada o resíduo de pescado, e assim foi seguida essa ordem até que se alcançasse a altura da composteira, sendo a última camada de agente volumoso. Ao todo, foram confeccionadas 5 camadas de resíduo de pescado por leira, sendo a espessura média de cada camada em torno de 10 cm, o que resultou em maior contato entre agente volumoso e resíduo de pescado, criando um ambiente de digestão mais homogêneo ao longo do perfil da leira. As leiras foram confeccionadas em célula de compostagem com paredes de madeira vazada (Figura 1), no intuito de promover maiores condições de aeração. A capacidade estimada de cada célula foi para 200 kg de material, compreendendo os resíduos orgânicos e o agente volumoso. Cada célula de compostagem foi revestida internamente com sombrite® permitindo que o material enleirado não fosse perdido pelas frestas entre as lâminas de madeira.

Todas as células de compostagem foram formadas e mantidas no interior de uma casa de vegetação, protegidas da exposição direta ao sol e a chuva. Na formação das leiras que receberam aeração foram inseridos tubos de PVC com diâmetro de 50 mm entre as camadas de resíduos formadas, sendo estes canos perfurados ao longo do comprimento para que pudessem conduzir a aeração por todo o perfil da leira.

Estes canos foram distribuídos na horizontal, acompanhando a profundidade da célula, com distância de 25 cm da base para o primeiro cano e 55 cm da base para o segundo cano, sendo estes dois canos interligados na parte frontal da composteira em uma única entrada, que foi acoplada a um soprador de ar, permitindo assim um fluxo contínuo de $0,6 \text{ L.kg}^{-1}.\text{SV}.\text{min}^{-1}$, de acordo com recomendações de (RASAPOOR, 2009).

Durante todo o período de compostagem, a temperatura no interior de cada leira foi mensurada diariamente com auxílio de termômetro do tipo espeto em 10 pontos distintos e distribuídos aleatoriamente entre a base, o centro e o topo da leira para compor dessa maneira a média da temperatura. Semanalmente foram efetuadas avaliações para as condições de umidade das leiras, elegendo-se aleatoriamente pontos para a coleta de amostras no perfil, e determinando os teores de sólidos totais (ST), para que fossem acrescentadas pequenas quantidades de água (evitando assim a formação de chorume) e se mantivesse a umidade dentro da faixa considerada ideal de 40 a 60%.

Foram realizados dois revolvimentos, aos 50 e 70 dias de compostagem e finalizado o processo aos 90 dias. Para os revolvimentos, todo o material do interior da leira foi retirado e acondicionado sobre lona plástica para homogeneização e adequação do teor de umidade, e posteriormente devolvido na composteira.

Nos revolvimentos foram coletadas amostras para avaliação da degradação dos constituintes orgânicos e quantificação do nitrogênio (N). As amostras iniciais foram secas por liofilização devido ao alto teor de gordura presente e as de 50, 70 e 90 dias através de estufa de ventilação forçada.

A compostagem foi finalizada quando as temperaturas das leiras se mantiveram na condição do ambiente, as degradações de sólidos se estabilizaram e os teores de C mantiveram as concentrações constantes, sendo então as leiras pesadas, homogeneizadas e amostradas para a caracterização final do composto.

No material inicial, aos 50, 70 e 90 dias de compostagem foram determinados os valores de pH, e os teores de ST, sólidos voláteis (SV), carbono orgânico, FDN (fibra em detergente neutro), lignina e N, sendo assim estimadas as reduções desses constituintes durante o processo. Nos resíduos originais e substratos formados foram quantificados os teores extrato etéreo (EE), de macrominerais (P, K, Ca, Mg, S e Na) e microminerais (Zn, Mn, Fe, Cu e B).

A análise dos teores ST e SV, foram mensurados de acordo com a metodologia descrita por APHA (2017). Os teores de EE foram determinados de acordo com o método de Randall (INCT-CA G-005/1), descrito por (Detmann 2012). Análise de pH foi realizada de acordo com a Instrução Normativa 17/2007 (BRASIL, 2010). Os teores de FDN e lignina foram determinados de acordo com metodologia proposta por (VAN SOEST; ROBERTSON; LEWIS, 1991). Os conteúdos de carbono e nitrogênio foram determinados por meio do analisador Elementar modelo VARIO MACRO (ORRICO, 2020).

Para avaliação da influência da estação, aeração e tempo de compostagem sobre as degradações dos constituintes orgânicos e perdas de N, os fatores foram analisados de forma independente se a interação entre eles foi não significativa pela ANOVA, caso contrário as interações foram desdobradas. Para os fatores qualitativos (aeração e estação do ano) foi realizado comparações de médias através do teste de Tukey ($p < 0,01$). E para tempo (fator quantitativo) foi realizada análise de regressão polinomial. Todas as análises foram realizadas no software R (2020).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A temperatura das leiras de compostagem (Tabela 2 e Figuras 2.a e 2.b) permaneceu em faixa termofílica durante a maior parte do processo, independente da estação do ano. A ocorrência de três fases termofílicas ficou bem definida (Figuras 2.a e 2.b), sendo a primeira logo após a confecção das pilhas, e a demais após revolvimentos de 50 e 70 dias.

Tabela 2. Comportamento das temperaturas nas pilhas estáticas durante as estações de verão e inverno, recebendo ou não aeração forçada.

Estação – aeração	Verão - com	Verão - sem	Inverno - com	Inverno - sem
Temperatura geral (°C)	49,9	48,9	47,2	45,3
Temp média termofílica (°C)	57,0	58,4	59,6	56,5
Temp média mesofílica (°C)	38,8	44,0	33,0	37,0
Persistência em termofílica	56 dias	46 dias	52 dias	52 dias
Geral - Pico de temperatura	2º dia - 70,7°C	73º dia - 70,6°C	75º dia - 70,9°C	75º dia - 71,3°C
1ª fase - Pico de temperatura	2º dia - 70,7°C	1º dia - 65,5°C	23º dia - 67,1°C	28º dia - 65,1°C
2ª fase - Pico de temperatura	42º dia - 60,5°C	42º dia - 62,5°C	54º dia - 48,0°C	54º dia - 52,2°C
3ª fase - Pico de temperatura	74º dia - 63,5°C	73º dia - 70,6°C	75º dia - 70,9°C	75º dia - 71,3°C

A persistência da temperatura na faixa termofílica é um dos parâmetros mais importantes durante a compostagem, pois é nessa faixa que haverá a sanitização do material em compostagem. De acordo com a Resolução nº 481/2017 do CONAMA, para compostagem em sistema aberto, a temperatura e tempo mínimo necessários para sanitização é de 65°C por três dias ou 55°C por no mínimo 14 dias, sendo essa condição alcançada durante o período experimental (Tabela 2).

Apesar da maior ênfase durante a compostagem estar direcionada a temperatura termofílica, a fase mesofílica é essencial para a maturação do composto e consequente qualidade do fertilizante que será produzido. Segundo (INSAM; M. DE BERTOLDI, (2007) nas fases iniciais da compostagem (em temperaturas de até 62°C) haverá intenso crescimento das bactérias termofílicas e actinobactérias, as quais são especializadas na degradação dos carboidratos solúveis, proteínas e gorduras, enquanto que os fungos termófilos, responsáveis pela degradação das frações fibrosas, aparecem em maior proporção no decorrer do processo, quando a temperatura da leira está entre 35 e 55°C. Essa ação mais tardia dos fungos é de

extrema importância em substratos que contêm agente volumoso na composição, pois é nessa etapa que ocorrerá a produção de enzimas fibrolíticas (ARVANITOYANNIS, 2008). Por ter tido grande participação do agente volumoso no material compostado, acredita-se que a maior parte da degradação da fração fibrosa tenha ocorrido a partir da 5ª semana (temperaturas <55°C) sendo intensificada após cada um dos revolvimentos. Ainda, os conteúdos de lignina presentes na massa em compostagem, serão degradados somente na etapa de maturação do composto, originando os ácidos húmicos que ocorre a partir da lignina, representando o estágio mais avançado na humificação do composto (CARON, 2015). Desta forma, a persistência da fase mesofílica, após a ocorrência da termofílica, é importante para que a compostagem ocorra em sua totalidade, não somente trazendo segurança sanitária, mas também a maturação do composto.

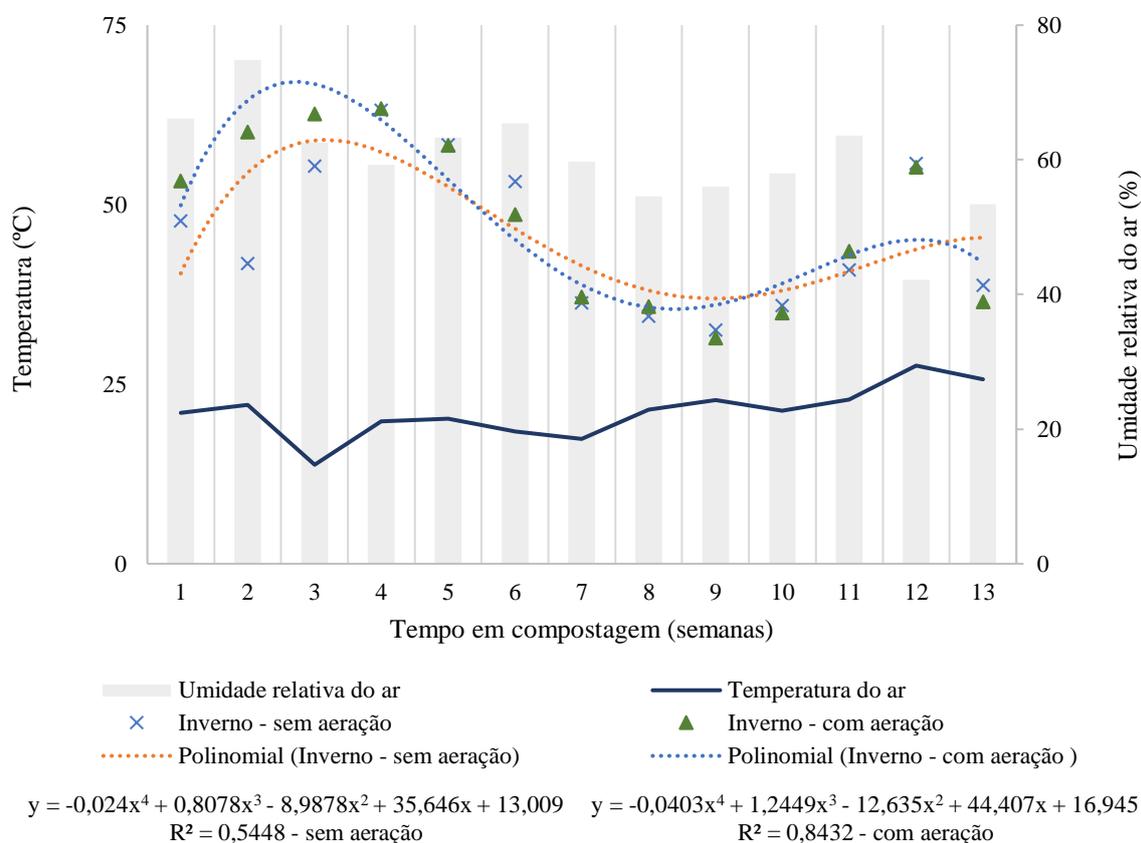


Figura 2. a. Temperaturas médias semanais do ar e das leiras e umidade relativa do ar, durante a compostagem de resíduos de pescado em leiras estáticas, recebendo aeração forçada, no inverno.

Apesar da preocupação com os efeitos prejudiciais sobre a temperatura após a injeção de ar frio e seco durante o inverno, o comportamento entre leiras aeradas e não aeradas foi similar (Tabela 2 e Figura 2.a.), sobretudo no alcance e manutenção da faixa termofílica. Possivelmente as paredes vazadas promoveram bom aporte de oxigênio nas pilhas, sobretudo devido a escala reduzida (200kg de material natural) e a consequente facilidade de se alcançar o seu centro, permitindo assim que houvesse suficiente disponibilidade de oxigênio. Já para as leiras aeradas, acredita-se que devido a facilidade de degradação do material, foi possível a rápida retomada do aquecimento após as aerações, não prejudicando o comportamento de aquecimento das pilhas.

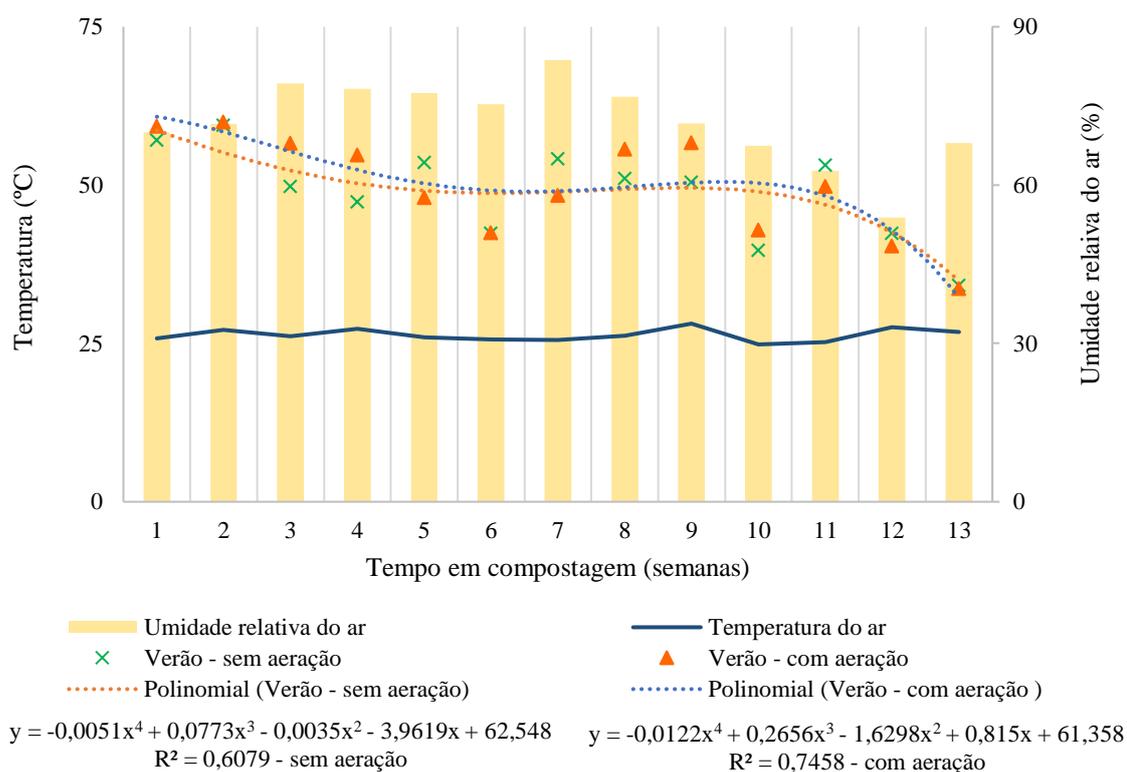


Figura 2.b. Temperaturas médias semanais do ar e das leiras e umidade relativa do ar, durante a compostagem de resíduos de pescado em leiras estáticas, recebendo aeração forçada, no verão.

Durante o verão (Figura 2b.) observa-se que a fase termofílica perdurou durante as cinco primeiras semanas, independente da presença de aeração. Observa-se também que a condição com aeração, foi a única a promover o pico de temperatura durante os primeiros dias de compostagem (Tabela 2, 2º dia - 70,7°C), ao contrário das demais condições experimentais,

onde as temperaturas de pico geral ocorrem na terceira fase (após o revolvimento de 70 dias). É provável que a interação entre a condição ambiental (maiores temperaturas do ar e umidade no verão, em relação ao inverno) do verão e aeração tenham promovido melhores condições de proliferação dos microrganismos logo no início do processo, resultando em maiores alcances de temperatura.

Independente da estação na qual a compostagem foi realizada, destaca-se que os revolvimentos aos 50 e 70 dias promoveram aumentos de temperaturas nas pilhas. Durante os revolvimentos, com a uniformização da adição de água em todo o material da leira, provavelmente houve benefício para fomentar a degradação do material orgânico, pois a presença de umidade é uma condição indispensável para atividade metabólica e fisiológica dos microrganismos (VALENTE, 2009a). Também, com o revolvimento foi possível homogeneizar o material e realocar resíduos que estivessem em locais menos favoráveis à degradação, como no topo e base das leiras estáticas.

As reduções dos constituintes orgânicos (ST, C e N) foram influenciadas ($p < 0,01$) pela presença da aeração, estação do ano e tempo de compostagem (Tabela 3), com interação significativa entre esses três fatores. Já a redução de SV apresentou interação ($p < 0,01$) entre a estação do ano e aeração, apresentando o mesmo comportamento de redução segundo os tempos de avaliação do processo.

De maneira geral é possível observar (Tabela 3) que as reduções dos constituintes orgânicos aumentaram conforme o tempo em compostagem, o que é um comportamento esperado durante o processo, pois os nutrientes contidos nos resíduos vão sendo consumidos quanto mais tempo o material ficar disponível para a degradação.

A presença da aeração forçada promoveu maiores degradações ($p < 0,01$) de ST nas duas estações, expressando maiores valores de redução até o final do processo no inverno, e até os 70 dias para o verão.

O comportamento de maior redução de constituintes sólidos com o uso da aeração indica que a injeção de ar dentro da leira pode ter colaborado para um ambiente mais propício ao desenvolvimento e atividade dos microrganismos, que atuaram com maior facilidade na degradação do material disponível (WANG, 2021; ZHANG, 2021) relataram que ao se promover a aeração durante a compostagem verificaram maior atuação de actinobactérias, com melhor resultado sobre a degradação dos constituintes em digestão e também na maturidade do composto.

Tabela 3. Reduções de sólidos totais (ST) e voláteis (SV), carbono (C) e nitrogênio (N) durante a compostagem dos resíduos de pescado, em pilhas estáticas, conduzidos no verão e inverno, com e sem aeração e aos 50, 70 e 90 dias de compostagem.

Estação (E)	Aeração (A)	Tempo de compostagem (T)			p valor						
		50 dias	70 dias	90 dias	E	A	T	ExA	ExT	AxT	ExAxT
Redução de ST (%)											
Verão	Com	45,47 a (X)	49,47 b (X)	54,35 b (X)							
	Sem	20,11 y (Y)	40,98 y (Y)	43,96 x (Y)							**
Inverno	Com	45,22 a (A)	55,19 a (A)	56,54 a (A)							
	Sem	37,84 x (B)	50,98 x (B)	56,63 y (A)							
Redução de C (%)											
Verão	Com	49,11 a (X)	55,60 b (X)	63,15 a (X)							
	Sem	36,41 y (Y)	54,03 y (X)	61,46 y (X)							**
Inverno	Com	47,62 a (A)	59,92 a (A)	62,38 a (A)							
	Sem	43,42 x (B)	58,43 x (A)	64,02 x (A)							
Redução de N (%)											
Verão	Com	70,32 a (X)	72,61 b (X)	74,81 b (X)							
	Sem	55,03 y (Y)	65,21 y (Y)	67,78 y (Y)							**
Inverno	Com	71,87 a (A)	78,40 a (A)	79,88 a (A)							
	Sem	74,11 x (B)	76,05 x (B)	78,46 x (A)							
Redução de SV (%)											
Inverno		36,76 b	50,54 b	54,58 b					**		
Verão		42,20 a	58,62 a	62,14 a							
	Com	45,97 x	56,65 x	60,14 x							**
	Sem	33,02 y	52,51 y	56,57 y							
Estação											
Aeração		Inverno	Verão								
	Com	52,64 B (X)	55,87 A (X)					**			
	Sem	41,96 B (Y)	52,77 A (Y)								

Nas reduções de ST, N e C: Letras a e b, na coluna compara o efeito da estação dentro da condição com aeração, em cada período específico de compostagem. Letras x e y, na coluna, comparam o efeito da estação dentro da condição sem aeração, cada período específico. Letras X e Y, na coluna, comparam o efeito da aeração dentro da estação de inverno, em cada período específico de compostagem. Letras A e B, na coluna, comparam o efeito da aeração dentro da estação de verão, em cada período específico de compostagem. Para as reduções de SV: Letras a e b, nas colunas, comparam a estação em cada período específico de compostagem. Letras x e y, nas colunas, comparam o efeito da aeração em cada período específico de compostagem. Letras A e B nas linhas, compara o efeito da estação dentro da condição de aeração. Letras X e Y, nas colunas, compara o efeito da aeração dentro da condição da estação. Médias seguidas de letras diferentes diferem entre si pelo Teste de Tukey (**: p<0.01)

É possível observar (Tabela 3) que durante o inverno aos 50 dias de compostagem, na ausência de aeração, a redução de ST obtida foi de apenas 45,5% do total degradado, sendo uma redução inferior se comparado ao mesmo tempo de compostagem na condição com aeração (83,66% do total degradado). Esse comportamento reforça a importância do fornecimento de oxigênio desde o início da compostagem, pois é no período inicial onde ocorrem as maiores degradações dos constituintes devido à alta disponibilidade de material

orgânico no resíduo fresco. No verão esses valores também demonstram a importância da aeração nessa etapa inicial, pois as degradações de ST observadas aos 50 dias de processo são de 79,98 e 66,82% do total reduzido, para as condições com e sem aeração, respectivamente.

Ao final do período de compostagem, na estação do verão, possivelmente as reduções de ST se igualaram (Figura 3) em virtude das condições ambientais mais favoráveis (umidade e temperatura do ar), que atuaram melhorando as condições de degradação, especialmente após os revolvimentos, conforme já mencionado. Também é possível inferir que durante o verão, devido a essas condições, possivelmente ocorreu uma maior quantidade de fungos na leira, atuando assim mais eficientemente sobre a degradação dos constituintes fibrosos do agente volumoso, sobretudo no período mais tardio de compostagem.

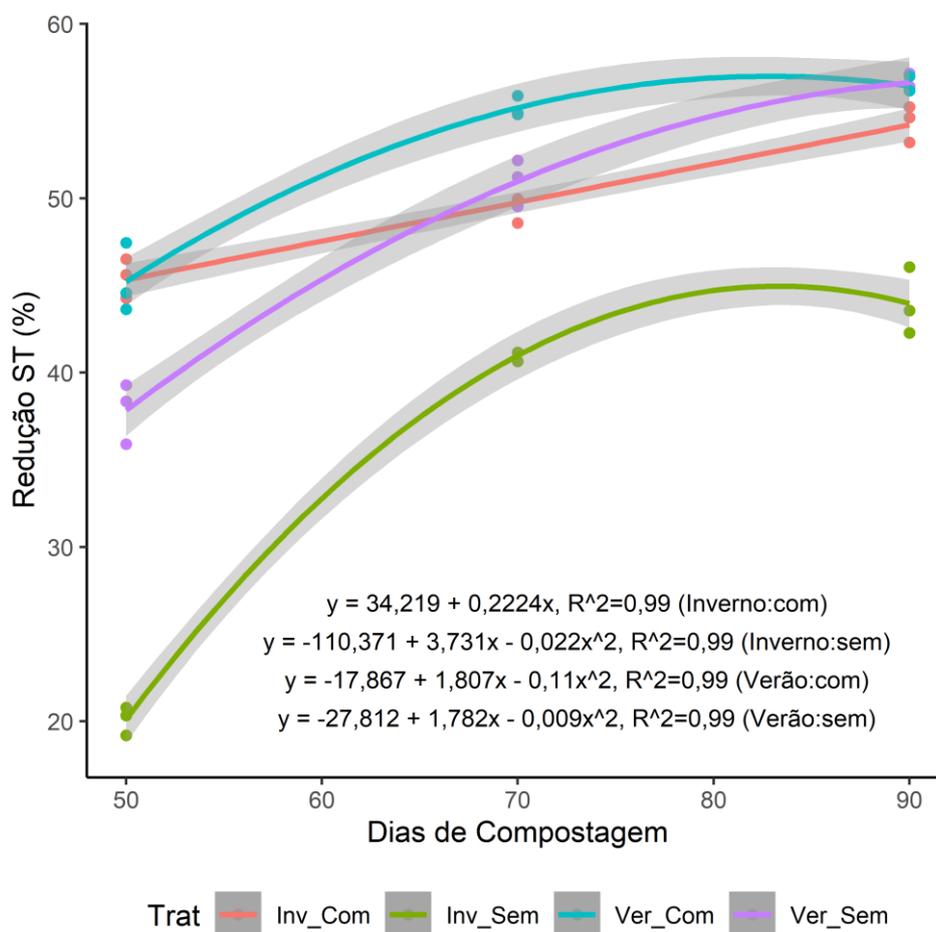


Figura 3. Reduções de sólidos totais (ST) durante a compostagem dos resíduos de pescado em pilhas estáticas, recebendo ou não aeração forçada e conduzidas no verão e inverno.

Ainda em relação as degradações de ST (Figura 3), observa-se claramente o efeito benéfico da aeração nas duas estações avaliadas, evidenciando maiores valores em leiras aeradas. É possível observar também que durante o inverno as leiras não aeradas apresentaram baixa redução de ST, comportamento que foi diferente ao demonstrado no verão, onde apesar das leiras aeradas apresentarem maiores reduções de ST, a condição não aerada demonstrou reduções superiores as observadas nas leiras sem aeração durante o inverno. Este comportamento demonstra a importância da aeração mesmo em condições de temperaturas mais baixas, pois no inverno a aeração foi benéfica durante todo o processo de compostagem em relação as degradações de ST.

Em relação a degradação do C é possível observar (Tabela 3) que a aeração promoveu maiores reduções ($p < 0,01$) somente até os 50 dias de compostagem em ambas as estações, porém aos 70 e 90 dias os resultados foram semelhantes entre as leiras aeradas e não aeradas no inverno e verão. Estes resultados possivelmente tenham relação com a intensa atividade microbiana no período inicial do processo por conta da alta disponibilidade de material orgânico, sendo que a aeração nesse período foi essencial para suprir a demanda de oxigênio pela população microbiana no meio. De acordo com os resultados da Tabela 3, aos 50 dias de compostagem as reduções da fração C apresentavam valores próximos para o inverno e verão na condição de aeração (degradações de 77,77 e 76,33% do total reduzido nessas estações, respectivamente), enquanto na condição sem aeração os totais degradados foram inferiores (59,24 e 67,82% do total reduzido para inverno e verão, respectivamente). (AL, 2022) trabalharam com aeração passiva através da frequência de revolvimentos durante a compostagem de resíduos alimentares, e relataram que a degradação de C foi maior quando se elevou o número de revolvimentos nas leiras durante os primeiros dias de compostagem.

Provavelmente após os 50 dias de processo, devido aos revolvimentos, que promoveram a adição de aeração adicional (além da forçada), juntamente com melhor adequação da umidade das leiras, os comportamentos de degradação foram similares nas condições experimentais (Figura 4).

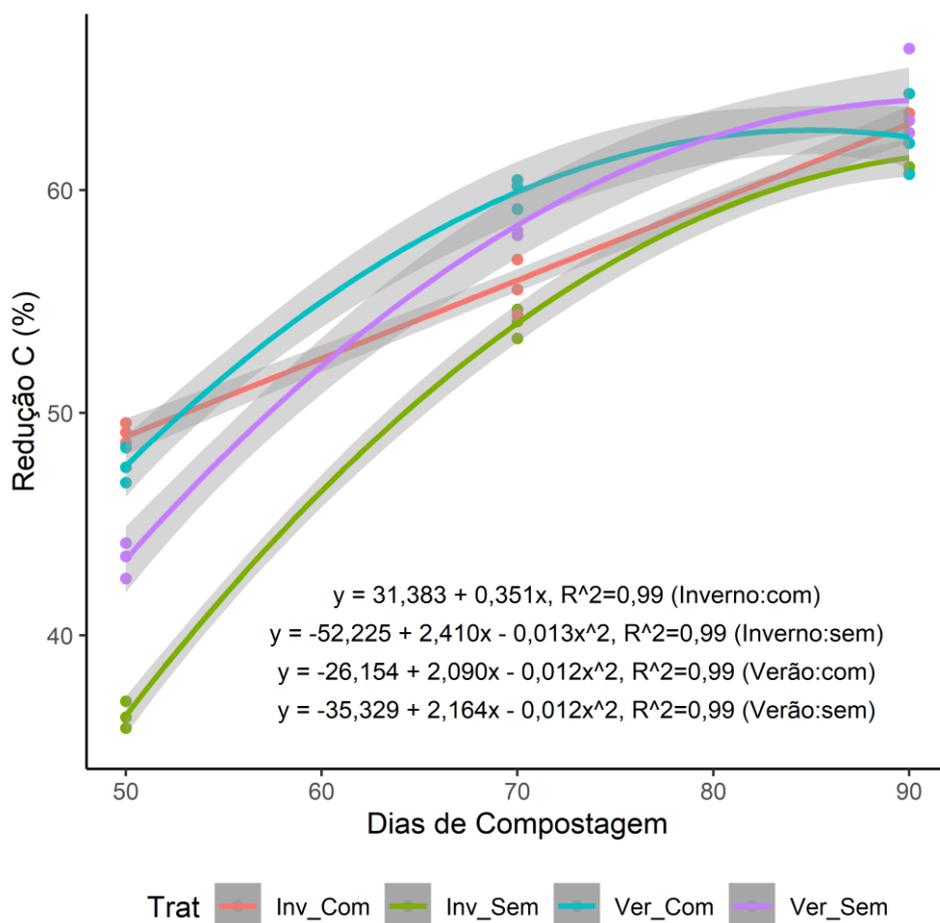


Figura 4. Reduções de carbono durante a compostagem dos resíduos de pescado em pilhas estáticas, recebendo ou não aeração forçada e conduzidas no verão e inverno.

As reduções de SV foram igualmente influenciadas pela aeração e estação do ano dentro dos períodos de avaliação de compostagem (50, 70 e 90 dias), sendo então avaliadas como a interação a cada dois fatores e não três, conforme os parâmetros discutidos anteriormente. A aeração foi benéfica para se alcançar maiores reduções de SV ($p < 0,01$), possivelmente em virtude dos fatores já discutidos anteriormente, assim como no verão também foram alcançadas as maiores degradações de SV.

A ausência de aeração nas pilhas promoveu discretas reduções de SV aos 50 dias de compostagem (Figura 5) evidenciando que foi importante a presença de aeração para se obter melhores condições de degradação da fração orgânica, conforme já discutido. Aos 70 e 90 dias as degradações entre condição aerada e não aerada se tornaram mais próximas, reforçando a ação benéfica dos revolvimentos e ajuste da umidade nessas ocasiões.

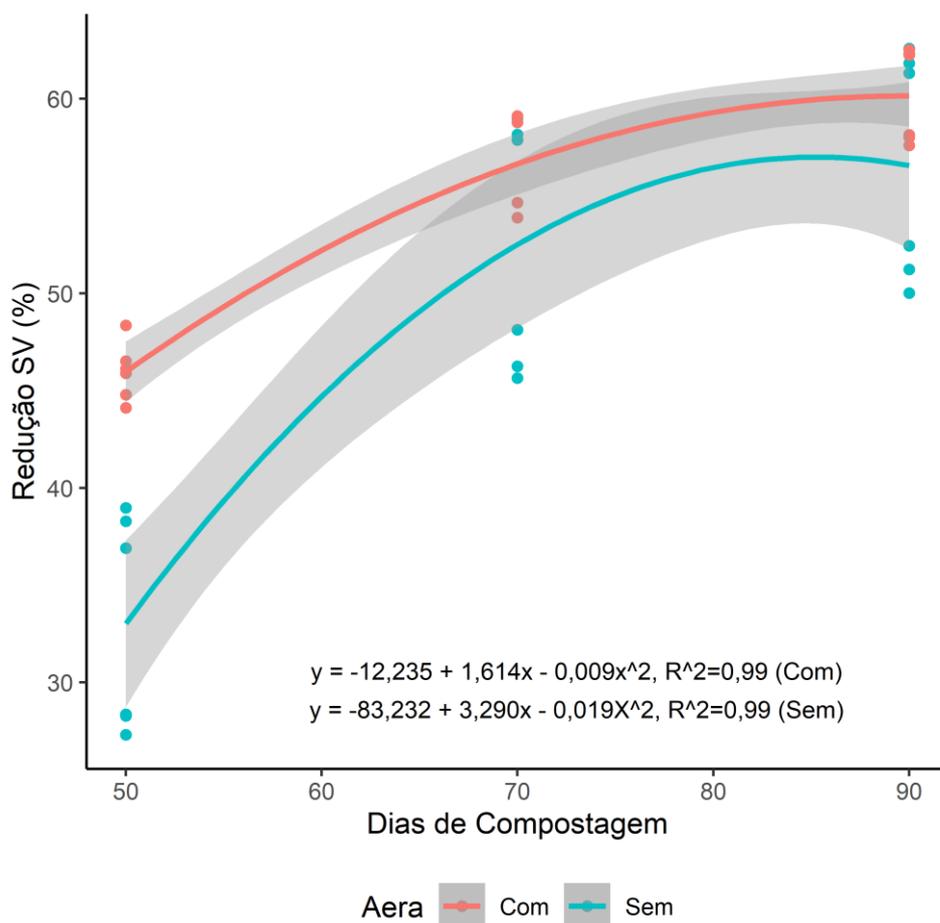


Figura 6. Reduções de sólidos voláteis (SV) durante a compostagem dos resíduos de pescado em pilhas estáticas, recebendo ou não aeração forçada.

Em relação a influência da estação ano sobre as degradações de SV (Figura 3) observa-se que durante o verão, as leiras demonstraram maiores degradações, se comparadas ao inverno. Possivelmente as condições do meio (temperatura do ar e umidade relativa) promoveram melhor ambiente no interior da leira, resultando em melhoria para a ação dos microrganismos presentes, e no maior ataque da fração SV.

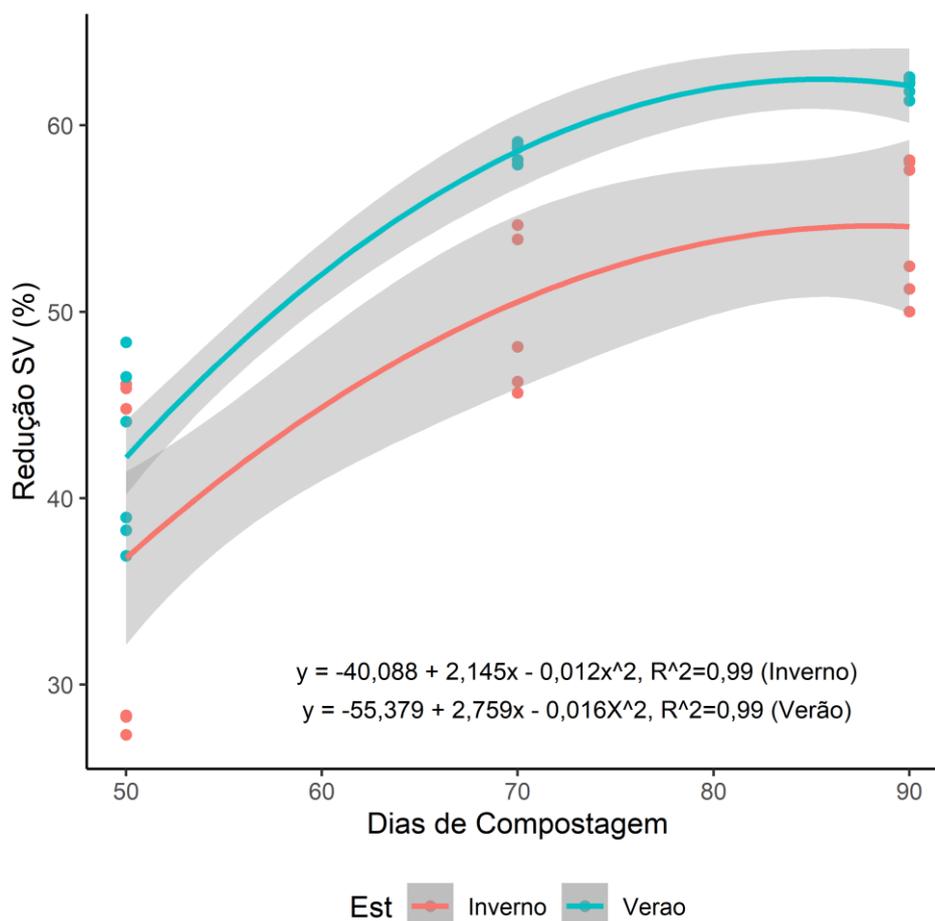


Figura 6. Reduções de sólidos voláteis (SV) durante a compostagem dos resíduos de pescado em pilhas estáticas, conduzidas no verão e inverno.

A presença da aeração resultou em maiores reduções ($p < 0,01$) de N para as duas estações avaliadas (Tabela 3 e Figura 7). Possivelmente essa elevada redução de N esteja relacionada com a composição inicial do material, devido a presença de frações cárneas no resíduo de pescado e sua facilidade de digestão. Assim o uso da aeração forçada promoveu maiores perdas de N para o meio, principalmente devido as altas temperaturas alcançadas nas leiras aeradas, em associação com a injeção de ar e fluxo criado no interior da pilha, que possivelmente colaborou com a volatilização do N. Esses resultados de perdas de N são semelhantes aos encontrados por (VILELA, 2022) durante a compostagem dos resíduos de abatedouro em leiras estáticas aeradas, sendo recomendado que em estudos futuros se conduza a pesquisa sobre o uso de aditivos que possam atuar na retenção do N, como o biocarvão e a glicerina bruta, como mencionado por (LEITE, 2022).

A alta redução de N não é vantajosa para o processo de compostagem, pois essa redução afeta negativamente a qualidade do composto gerado, já que este componente é um macronutriente exigido em altas concentrações pelas plantas e por isso suas perdas devem ser evitadas para que seja preservado no composto (LIANG et al., 2018).

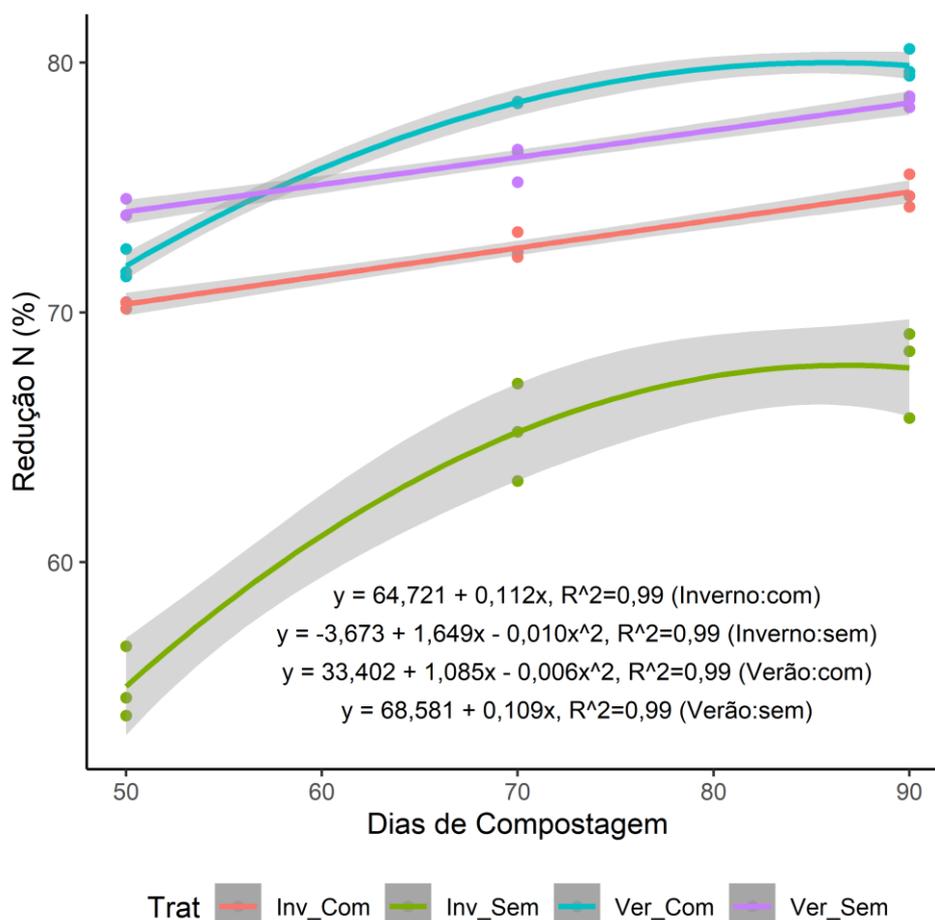


Figura 7. Redução de nitrogênio (%) durante a compostagem dos resíduos de pescado com e sem aeração forçada nas estações de inverno e verão.

A volatilização de amônia durante a compostagem é fomentada pelas altas temperaturas e também pela condição de pH, sendo a faixa alcalina benéfica elevar as perdas (DIAZ; SAVAGE, 2007). Segundo os autores, com o progresso da compostagem, o pH tende a ter valores acrescidos, que combinados com a faixa termofílica do período inicial de degradação, facilitará a formação do íon amônio, que rapidamente se converte ao gás amônia e facilmente será perdido, sobretudo em condições de aeração forçada.

Tabela 4. pH durante a compostagem dos resíduos de incubatório, em pilhas estáticas, conduzidos no verão e inverno, com e sem aeração e aos 0, 50, 70 e 90 dias de compostagem.

Estação (E)	Aeração (A)	Tempo de compostagem (T, dias)				p valor						
		0	50	70	90	E	A	T	ExA	ExT	AxT	ExAxT
pH												
Inverno	Com	7,08 a	7,59	6,93	8,09 a							
		(X)	a (Y)	a (X)	(X)							
	Sem	7,15	7,78	7,00	7,77 x							
		x (X)	x (X)	x (X)	(Y)							**
Verão	Com	6,94 a	7,25	6,99	7,53 b							
		(A)	b (B)	a (A)	(A)							
	Sem	6,98	7,68	6,85	7,38 y							
		y (A)	x (A)	y (A)	(B)							

Letras a e b, na coluna compara o efeito da estação dentro da condição com aeração, em cada período específico de compostagem. Letras x e y, na coluna, comparam o efeito da estação dentro da condição sem aeração, cada período específico. Letras X e Y, na coluna, comparam o efeito da aeração dentro da estação de inverno, em cada período específico de compostagem. Letras A e B, na coluna, comparam o efeito da aeração dentro da estação de verão, em cada período específico de compostagem. Médias seguidas de letras diferentes diferem entre si pelo Teste de Tukey (**: $p < 0.01$)

O alcance de valores na faixa alcalina no período final da compostagem, caracteriza a maturação do composto (CARON, 2015), sendo possível observar que em todas as condições experimentais, houve valores de pH em faixa alcalina. Ainda, o pH não representa um fator crítico no processo de degradação da matéria orgânica para a maioria dos resíduos. Logo na formação das leiras, existe a probabilidade ocorra um leve declínio no pH (causado pela formação de ácidos orgânicos da decomposição), aumentado rapidamente na fase termófila (resultante da hidrólise proteica e da liberação de amônia) originando uma posterior redução e estabilização em torno do pH 7,0, ou levemente acima disso (DIAZ; SAVAGE, 2007). Sendo assim, o pH caracteriza um parâmetro de interesse microbiológico, definindo faixas que podem inibir ou acelerar o desenvolvimento de uma espécie microbiana (FERNANDES, 1999), tendo atuação consequente sobre a degradação da matéria orgânica e perdas de N, principalmente.

Na Figura 8 observa-se o aumento ao longo dos primeiros 50 dias de compostagem, diminuindo posteriormente e se estabilizando no final dos 70 dias na faixa de 7,0-8,0, que é a considerada como ideal (JIANG, 2011). A redução de pH observada aos 70 dias, reflete a ação

do revolvimento praticado aos 50 dias, que estimulou maiores degradações da massa em compostagem, resultando na formação de ácidos.

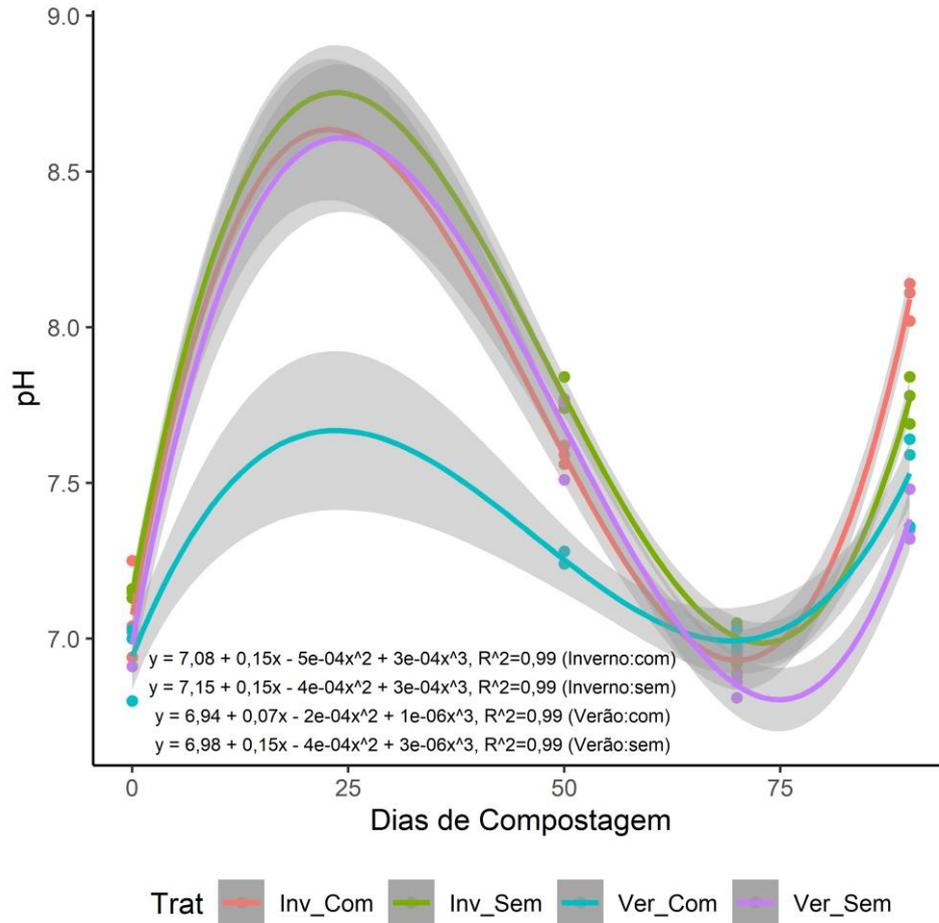


Figura 8. Determinação de pH da compostagem de resíduo de peixe com e sem aeração forçada nas estações de inverno e verão.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A compostagem dos resíduos de pescado foi influenciada pela presença de aeração e pela estação do ano. Durante o verão ocorreram as maiores degradações de material orgânico em digestão, sendo que a presença de aeração acelerou as reduções na fase inicial, mas resultou em desempenho similar ao não uso da aeração se comparado no período final da compostagem.

No inverno, a presença de aeração se mostrou benéfica desde o início até o fim do processo de compostagem, melhorando as condições de redução do material orgânico. Somente para as perdas de N, a aeração não foi a melhor condição de compostagem.

Sendo assim, com base nos resultados encontrados nesse estudo, recomenda-se que a aeração seja adotada, pois ela não demonstrou desempenho inferior a condição sem aeração para a maioria dos parâmetros avaliados. E considerando que foram utilizadas leiras com capacidade para 200kg de substrato, entende-se que o tamanho reduzido dessas pilhas tenha facilitado o aporte de oxigênio para o seu interior, mesmo em leiras sem aeração.

Dessa forma, o emprego de leiras com paredes vazadas e o uso da aeração forçada, atuam de forma benéfica para o desenvolvimento da compostagem dos resíduos de pescado, pois podem resultar em menor demanda pela aeração forçada e os custos com a manutenção da compostagem.

Estudos futuros devem ser conduzidos para melhor ajuste do fluxo de oxigenação, variando-se os tamanhos de leira com parede vazada. Associando-se ainda o uso de aditivos para a mitigação das perdas de N durante o processo.

6. REFERÊNCIAS

AL, M. Comparative study on passive aerated in-vessel composting of food wastes with the addition of Sabah ragi. **Carbon Resources Conversion**, v. 5, n. 3, p. 200–210, 2022.

ALSHUBIRI, F. The impact of fish production on marine trade balance and foreign direct investment: An empirical study of the GCC economies. **Marine Policy**, v. 116, n. August 2019, p. 103660, 2019.

ARVANITOYANNIS, I. S. Fish industry waste: Treatments, environmental impacts, current and potential uses. **International Journal of Food Science and Technology**, v. 43, n. 4, p. 726–745, 2008.

AWASTHI, M. K. Role of biochar amendment in mitigation of nitrogen loss and greenhouse gas emission during sewage sludge composting. **Bioresource Technology**, v. 219, p. 270–280, 2016.

BOSCOLO, W. R. Digestibilidade aparente da energia e proteína das farinhas de resíduo da filetagem da tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e da corvina (*Plagioscion squamosissimus*) e farinha integral do camarão canela (*Macrobrachium amazonicum*) para a tilápia do Nilo. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 33, n. 1, p. 8–13, 2004.

BRANDÃO, C. DA S. Perspectivas do Desenvolvimento da Piscicultura no Brasil: um enfoque na produção de tilápias nos últimos dez anos. p. 58, 2018.

BRIETZKE, D. T. Avaliação Do Processo De Compostagem Considerando a Relação Carbono/Nitrogênio. p. 60, 2016.

CARON, V. Condicionadores do solo: ácidos húmicos e fúlvicos. **Produtor Rural**, v. 58, p. 46, 2015.

CAYUELA, M. L. Evaluation of two different aeration systems for composting two-phase olive mill wastes. **Process Biochemistry**, v. 41, n. 3, p. 616–623, 2006.

COSTA, M. S. S. DE M. Composting as a cleaner strategy to broiler agro-industrial wastes: Selecting carbon source to optimize the process and improve the quality of the final compost. **Journal of Cleaner Production**, v. 142, p. 2084–2092, 2017.

COSTA, T.; AKDENIZ, N. A review of the animal disease outbreaks and biosecure animal mortality composting systems. **Waste Management**, v. 90, p. 121–131, 2019.

DIAZ, L. F.; SAVAGE, G. M. **Factors that Affect the Process**. [s.l: s.n.].

FAO. The State of World Fisheries and Aquaculture. **Annual Forum Proceedings - AHS International**, v. 3, p. 1–223, 2014.

FELTES, M. M. C. Alternatives for adding value for the fish processing wastes. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 6, p. 669–677, 2010.

FERNANDES, F. Manual prático para a compostagem de Biossólidos. **Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação**, p. 84, 1999.

GUZEL, S. The effect of feed made from fish processing waste silage on the growth of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). **African Journal of Biotechnology**, v. 10, n. 25, p. 5053–5058, 2011.

INSAM, H.; M. DE BERTOLDI. Microbiology of the composting process. In: DIAZ, L. F. et al. (Eds.). . **Compost science and technology**. First ed. Amsterdam, Netherlands: Waste Management Series - Elsevier, 2007. p. 25–48.

JIANG, T. Greenhouse Gas Emission During the Composting Je Sc Sc. **Journal of Enviromental sciences**, v. 23, n. 10, p. 1754–1760, 2011.

LEITE, B. K. V. Uso de aditivos para a retenção de nitrogênio em compostagem de resíduos gerados da produção animal. p. 76, 2020.

LEITE, B. K. V. Use of biochar and crude glycerin as additives in the composting of slaughterhouse waste in static piles. **Renewable Agriculture and Food Systems**, p. 1–10, 2022.

LIANG, J. et al. Nitrogen loss reduction by adding KH_2PO_4 - K_2HPO_4 buffer solution during composting of sewage sludge. **Bioresource Technology**, v. 264, n. March, p. 116–122, 2018.

MO, W. Y.; MAN, Y. B.; WONG, M. H. Use of food waste, fish waste and food processing waste for China's aquaculture industry: Needs and challenge. **Science of the Total Environment**, v. 613–614, p. 635–643, 2018.

MURTHY, L. N. Biochemical quality and heavy metal content of fish meal and squid meal produced in Veraval , Gujarat. **Indian J. Fish**, v. 60, n. 3, p. 113–117, 2013.

NOGUEIRA, R. Efeitos da aeração e da estação do ano na compostagem dos resíduos orgânicos de abatedouro. 2019.

ORRICO, A. C. A. Characterization and valuing of hatchery waste from the broiler chicken productive chain. **Waste Management**, v. 105, p. 520–530, 2020.

PEIXEBR. **Anuário 2022**.

PIRES, D. R. Aproveitamento do resíduo comestível do pescado : Aplicação e viabilidade Utilization of waste edible fish : Application and feasibility. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 9, p. 34–46, 2014.

RASAPOOR, M. The effects of aeration rate on generated compost quality, using aerated static pile method. **Waste Management**, v. 29, n. 2, p. 570–573, 2009.

SILVA, F. X. Compostagem segura na utilização de resíduos de pescado com maravalha de pinus e casca de arroz. **Revista Agri-Environmental Sciences**, v. 4, n. 2, p. 24–33, 2018.

SOTO-PAZ, J. Evaluation of mixing ratio and frequency of turning in the co-composting of biowaste with sugarcane filter cake and star grass. **Waste Management**, v. 96, p. 86–95, 2019.

VALENTE, B. Fatores Que Afetam O Desenvolvimento Da Compostagem De Resíduos Orgânicos Issues Concerning Composting of Organic Residues. **Arch. Zootec**, v. 58, p. 59–85, 2009a.

VALENTE, B. Compostagem de resíduos da filetagem de pescado marinho e casca de arroz Composting. **Rev. Bras. Saúde Prod. Anim.**, v. 17, n. 2, p. 237–248, 2016.

VALENTE, B. S. FATORES QUE AFETAM O DESENVOLVIMENTO DA COMPOSTAGEM DE RESÍDUOS ORGÂNICOS. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 58, p. 1–27, 2009b.

VALENTE, L. Nutrição e alimentação de Peixes. **Revista de Ciência Elementar**, v. 6, n. 4, p. 1–7, 2018.

VAN SOEST, P. J.; ROBERTSON, J. B.; LEWIS, B. A. Methods for Dietary Fiber, Neutral Detergent Fiber, and Nonstarch Polysaccharides in Relation to Animal Nutrition. **Journal of Dairy Science**, v. 74, n. 10, p. 3583–3597, 1991.

VILELA, R. N. DA S. Effects of aeration and season on the composting of slaughterhouse waste. **Environmental Technology & Innovation**, v. 27, p. 102505, 2022.

WANG, Y. Aeration rate improves the compost quality of food waste and promotes the decomposition of toxic materials in leachate by changing the bacterial community. **Bioresource Technology**, v. 340, n. August, p. 125716, 2021.

XU, Y. Biomodification of feedstock for quality-improved biochar: A green method to enhance the Cd sorption capacity of *Miscanthus lutarioriparius*-derived biochar. **Journal of Cleaner Production**, v. 350, n. March, p. 131241, 2022.

ZHANG, Z. Downward aeration promotes static composting by affecting mineralization and humification. **Bioresource Technology**, v. 338, n. May, 2021.