

*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Pesca e Aquicultura
Ministério da Agricultura e Pecuária*

PROCESSAMENTO SUSTENTÁVEL DE PEIXE

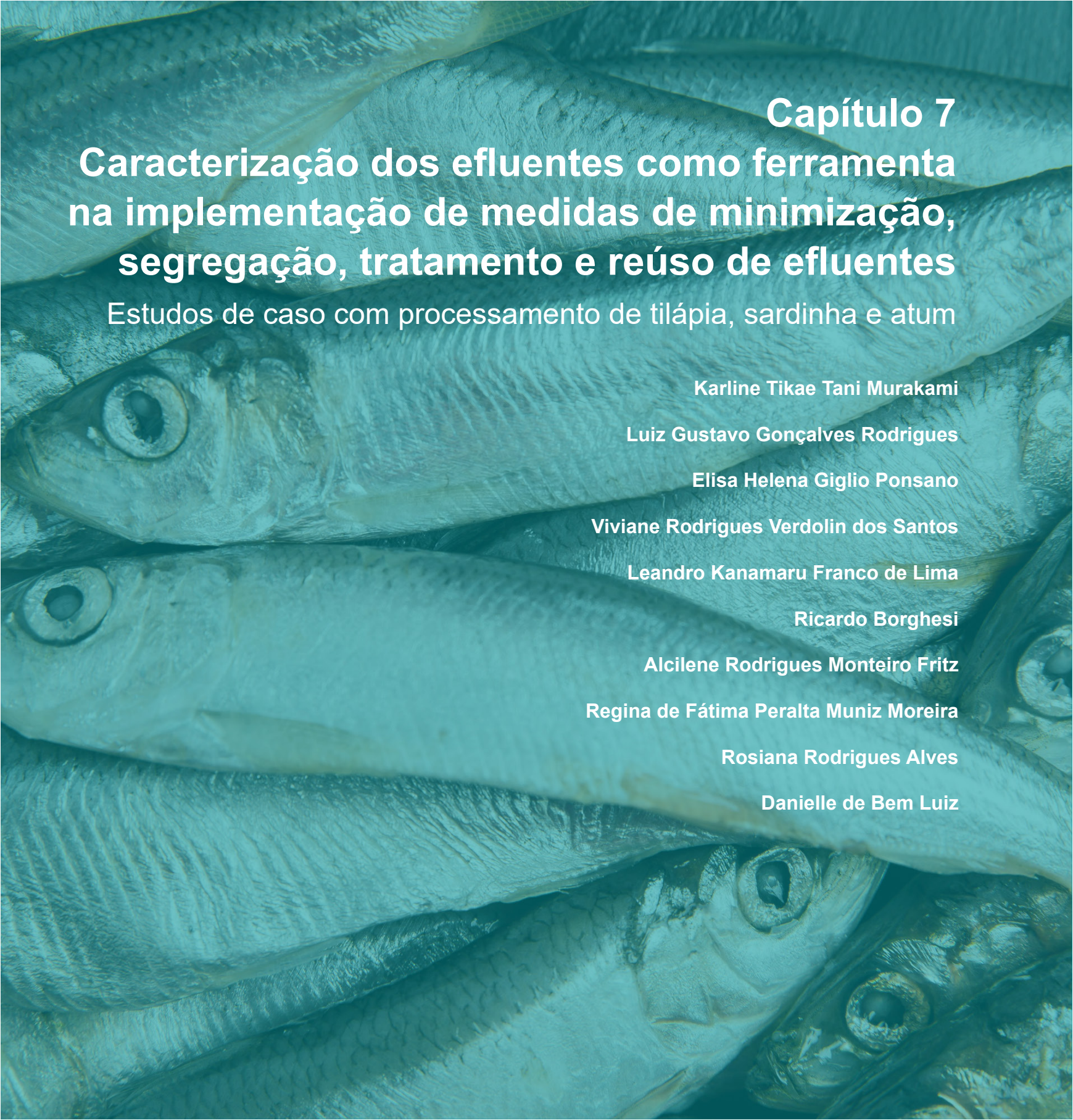
RELATOS DE CASOS EM INDÚSTRIAS

Danielle de Bem Luiz

Viviane Rodrigues Verdolin dos Santos

Editores Técnicos

Embrapa
Brasília, DF
2024



Capítulo 7

Caracterização dos efluentes como ferramenta na implementação de medidas de minimização, segregação, tratamento e reúso de efluentes

Estudos de caso com processamento de tilápia, sardinha e atum

Karline Tikae Tani Murakami

Luiz Gustavo Gonçalves Rodrigues

Elisa Helena Giglio Ponsano

Viviane Rodrigues Verdolin dos Santos

Leandro Kanamaru Franco de Lima

Ricardo Borghesi

Alcilene Rodrigues Monteiro Fritz

Regina de Fátima Peralta Muniz Moreira

Rosiana Rodrigues Alves

Danielle de Bem Luiz

Introdução

Há uma grande diversidade de espécies de peixes que se diferenciam em tamanho, revestimento (pele, couro, escamas), presença de espinhas etc. Essa diversidade influencia a escolha pelos diferentes tipos e graus de beneficiamento e industrialização, gerando vários tipos de resíduos e quantidades de efluentes. Cada planta de beneficiamento de pescado é única devido às particularidades de cada espécie e produto final. Assim, Carawan (1991) afirma que não é adequado generalizar o uso da água e a geração de efluentes no processamento do pescado.

O efluente de uma indústria processadora de pescado, gerado principalmente das operações de abate, processamento e higiene da planta, possui altas concentrações de lipídios e proteínas que aumentam os valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), óleos e graxas, compostos nitrogenados e fósforo. Logo, a remoção efetiva desses constituintes é importante para o controle da poluição dos corpos receptores, tendo em vista a minimização dos impactos ao meio ambiente (Carawan 1991; Murphy, 2006; Chouwdhury et al., 2010).

No estado de Santa Catarina, a Lei nº14.675/2009 estabelece padrões para o controle e a fiscalização das atividades geradoras de efluentes líquidos em corpos de água interiores, lagunas, estuários e beira-mar (Santa Catarina, 2009).

Já a Legislação Estadual de São Paulo, no Decreto nº 8.468/76, estabelece que as indústrias devem direcionar o efluente para o sistema de esgoto sanitário do município, obedecendo às condições de lançamento e aos parâmetros presentes no Artigo 19 A do referido decreto (São Paulo, 1976).

Caso ocorra impossibilidade técnica do sistema, o órgão ambiental fiscalizador poderá autorizar alternativas de destino final dos efluentes, como o lançamento direto ou indireto em um corpo hídrico receptor, desde que obedeçam às condições e aos parâmetros do Artigo 18, ou outra forma de coleta para o destino final no sistema municipal. No mais, para lançamento direto do efluente no corpo receptor após o tratamento, podem ser adotados os parâmetros regulamentados pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), constantes na Resolução nº 430/2011 (Brasil, 2011b) e na Resolução nº 357/2005 (Brasil, 2005), que estabelece a classificação dos corpos de água receptores.

Devido aos altos custos dos processos de tratamento de efluentes e de disposição dos resíduos industriais, as indústrias têm se esforçado para aderir soluções que tornem o gerenciamento de resíduos mais efetivo, incluindo técnicas de minimização, reciclagem e reúso (Juskaitenorbuetienè et al., 2007). Tais atos são parte dos princípios da produção mais limpa (*cleaner production*), que tem como objetivo diminuir a poluição ambiental a partir da reorientação de processos e

produtos. A empresa, ao aderir ao processo de produção mais limpa, torna-se ambientalmente responsável e atinge o marketing ideal, com vantagens competitivas no mundo contemporâneo (Visvanathan; Asano, 2009). Para as indústrias, dentre os benefícios advindos da adoção de estratégias de produção mais limpa, podem-se citar (Ene et al., 2013):

- Redução do consumo de água e de energia.
- Redução da emissão de poluentes nos efluentes.
- Redução dos custos de tratamento de efluentes.
- Aumento da competitividade, advindo de ações ecologicamente conscientes que favorecem o *marketing* ambiental, conferindo uma imagem positiva perante a comunidade e os consumidores.

As águas de reúso de efluentes, que possuem qualidade inferior, podem servir às operações industriais como aquecimento e resfriamento; descargas sanitárias; uso na lavagem geral e em irrigação; e na proteção contra incêndio (Grobicki, 2008; Pain; Spuhler, 2016). A caracterização da composição físico-química e microbiológica do efluente possibilita conhecer as concentrações dos poluentes e contaminantes, aspecto fundamental para definir o tipo de tratamento a ser aplicado, monitorar o processamento, avaliar o enquadramento na legislação ambiental e avaliar a viabilidade de implantação de ações de produção mais limpa que incluam a racionalização e o uso sustentável da água fresca, diretamente captada de rios ou de estação de tratamento de água.

Adicionalmente, o conhecimento da contribuição unitária de cada parâmetro poluente (em função de unidades de massa ou volume de produto acabado) na carga de poluentes permite estimar o quanto do parâmetro será gerado em decorrência do processamento de uma quantidade específica de determinada espécie (Von Sperling, 2005), como, por exemplo o valor de DBO_5 gerado por tonelada de filé de tilápia processada. Inteirar-se desses dados facilita a projeção do tratamento de efluentes para uma instalação ou ampliação de uma indústria de processamento de pescado, possibilitando a decisão quanto ao tipo de tratamento, áreas e volumes de tanques, potência de aeradores, entre outros. Em resumo, a carga de poluentes permite definir a eficiência mínima que a estação de tratamento de efluente (ETE) deverá apresentar para que atinja os parâmetros legais de descarga do efluente, seja no sistema de tratamento de esgoto do município ou diretamente no corpo hídrico.

Dentre as espécies de pescado mais processadas no Brasil, destacam-se a sardinha, o atum e a tilápia. A sardinha é um peixe da família *Clupeidae* com ampla participação na produção pesqueira marinha do Brasil, com alto valor proteico e energético, de baixo preço, sendo aces-

sível à classe de menor renda (Martins; Oetterer, 2018). Diante disso, o mercado nacional de conservas de pescado possui a sardinha como a principal matéria-prima. As principais espécies são sardinha-cascuda, sardinha-laje e sardinha-verdadeira. De acordo com o Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura (Brasil, 2012), a sardinha-verdadeira tem sido a espécie de peixe mais capturada no Brasil.

Além da sardinha, o atum e afins também representam uma importante parcela do pescado capturado na costa brasileira (Brasil, 2012). É um pescado com alto índice proteico e energético, com atributos sensoriais atrativos (Martins; Oetterer, 2018), assim, apresenta ampla aceitação e demanda na culinária mundial.

Em relação à tilápia, em 2017 sua produção no Brasil foi superior a 357 mil/t, representando mais de 51 % da produção total da piscicultura nacional, números que colocam o país entre os quatro maiores produtores de tilápia do mundo (Medeiros, 2018). Com base nos dados da pesquisa de produção pecuária municipal do IBGE (2015), esse mercado tem perspectiva de crescimento.

A indústria de processamento de pescado utiliza um volume alto de água potável, empregada em quase todas as etapas do processamento e para o processo de higienização da indústria. O volume hídrico utilizado é proporcional ao volume de efluente gerado e estão relacionados com a espécie de pescado, o tipo de produto final obtido, o grau de processamento, a tecnologia adotada e, principalmente, com o grau de comprometimento da indústria com os conceitos de produção mais limpa, principalmente referente às práticas de minimização do consumo de água (Murphy, 2006).

No processamento de pescado estão incluídas diversas operações em comum, como sangria, descamação, descabeçamento, evisceração, filetagem, entre outros, que geram efluentes com alta concentração de lipídios e proteínas, resultando em alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO), assim como compostos nitrogenados e fósforo (Carawan, 1991; Murphy, 2006; Cosmann et al., 2009; Choudhury et al., 2010; Krummer et al., 2011; Krummer et al., 2011).

O uso global de água na indústria de processamento de tilápia é elevado porque esse recurso é utilizado em todas as etapas do processamento (Choudhury et al., 2010). Além disso, o efluente gerado contém alta carga de matéria orgânica, sendo as etapas do processamento em que há maior contato da água com o pescado e seus resíduos (cabeça, carcaça, carne, pele, sangue e vísceras), as maiores fontes de matéria orgânica. Porém, outros processos podem gerar efluentes específicos, como na produção de pescado enlatado, em que o cozimento da carne antes do enlatamento pode ser feito com vapor ou contato direto com água quente. Nesse último caso, é gerado um efluente contendo altas concentrações de gordura e proteína. Ainda, há operações

de limpeza e sanitização que adicionam substâncias derivadas dos detergentes e sanitizantes aos efluentes.

O aumento na produção de pescado influencia no aumento da industrialização e amplia o volume de efluente gerado pelas indústrias de processamento. Este trabalho teve o objetivo de caracterizar, sob os aspectos físicoquímicos e microbiológicos, os efluentes gerados em cada etapa do processamento de atum, sardinha e tilápia, visando auxiliar a indústria a definir estratégias viáveis e efetivas de minimização, segregação, tratamento e reúso de efluentes.

Material e métodos

Descrição da unidade

O trabalho foi conduzido nos anos de 2014 e 2015 em duas unidades de beneficiamento de pescado e produtos de pescado. Os efluentes originados da produção de conserva de atum e de sardinha foram obtidos de indústria localizada em Santa Catarina. A empresa processa, diariamente, 300 t de pescado marinho capturado, gerando 250 t de produto. O volume de efluente diário produzido na indústria é de cerca de 2.200 m³.

O processamento de tilápia foi conduzido em uma unidade de beneficiamento de pescado e produtos de pescado localizada no estado de São Paulo. A indústria processa, aproximadamente, 26 t de pescado por dia, com rendimento médio de 35 %, isto é, produz, em média, 8 t/dia de filé congelado de tilápia. Os peixes são provenientes de pisciculturas da região, produzidos em tanques-rede. Os animais foram transportados vivos até a plataforma de recebimento, descarregados na área externa e distribuídos entre oito tanques de depuração onde permaneceram por até doze horas com renovação constante de água antes do início do processamento. A indústria gera uma média de 432 m³/dia de efluente.

Caracterização do efluente

Uma vez por mês, durante doze meses, foram coletadas amostras de efluentes de nove pontos na indústria de processamento de tilápias (Tabela 1) e de vinte e um pontos na indústria de processamento de sardinha e atum (Tabela 2), totalizando doze amostras de cada ponto.

As amostras foram coletadas em frascos de polietileno enxaguados com água destilada, solução (1:1) de ácido hidrocloreídrico ou de ácido nítrico e água desmineralizada (Hach Company, 1994). Antes da coleta da amostra foi feito o enxágue dos frascos três vezes com a própria amostra. Os frascos foram completamente preenchidos e fechados para diminuir a possibilidade de oxidação de substâncias posteriormente analisadas.

Tabela 1. Pontos de coleta das amostras para caracterização de efluentes do processamento de tilápia.

Pontos	Área – Tipo de efluente
PT1	Área externa – depuração
PT2	Área Suja – sangria
PT3	Área Suja – lavagem superficial
PT4	Área Limpa – descamação
PT5	Área Limpa – descabeçamento e evisceração
PT6	Área Limpa – filetagem
PT7	Área Limpa – toailete
PT8	Área Limpa – tanque de resfriamento
PT9	Área de apoio – lavagem de monoblocos
PT10	Área Externa – efluente total bruto

Tabela 2. Pontos de coleta das amostras para qualificação de efluentes do processamento de atum e sardinha.

Pontos	Área – Tipo de efluente
PT1	Sardinha: lavagem I área externa – 5 ppm de Cl – Cais
PT2	Sardinha: lavagem II – B área interna (área suja) – 5 ppm de Cl – Cais
PT3	Sardinha: lavagem III área externa – 5 ppm de Cl – Cais
PT4	Atum + Sardinha: tanques grandes de descongelamento + classificador (apenas sardinha)
PT5	Atum + sardinha: evisceração
PT6	Atum: cozimento
PT7	Atum: lavagem dos monoblocos
PT8	Atum: lavagem dos carrinhos
PT9	Atum: umidificador
PT10	Atum: lavagem das latas
PT11	Sardinha: tanques pequenos de descongelamento
PT12	Sardinha: salmoura
PT13	Sardinha: enlatamento 125 g

Continua...

Tabela 2. "Continuação".

Pontos	Área – Tipo de efluente
PT14	Sardinha: lavagem das latas 125g
PT15	Sardinha: descamação (depelagem)
Pt16	Sardinha: filetagem
PT17	Sardinha: enlatamento 250g
PT18	Sardinha: lavagem 250g
PT19	Sardinha: lavagem das latas do filé de sardinha
PT20	efluente bruto
PT21	Água de recirculação de resfriamento, torre de resfriamento

As amostras foram coletadas próximas ao centro dos recipientes, abaixo da superfície dos tanques ou na entrada de alimentação dos dutos, de forma a minimizar os efeitos de distribuição no sistema. Os frascos com as amostras foram armazenados em isopor com gelo até o início das análises de caracterização, que ocorreram dentro de um tempo máximo de 24h, com exceção das análises que não avaliavam metais, que foram realizadas dentro de até 48h, período no qual as amostras se mantiveram sob refrigeração. As análises bacteriológicas e físico-químicas (Tabela 3) foram realizadas de acordo com as metodologias descritas em Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (American Public Health Association, 2012) (Tabela 3).

Tabela 3. Parâmetros analisados e métodos utilizados para caracterização físico-química e microbiológica dos efluentes.

Parâmetros	Métodos
Alcalinidade total (mg/L)	Titulometria
Alumínio total (mg/L)	Espectrofotometria
Cloreto (mg/L)	Espectrofotometria
Coliformes totais (NMP/100mL)	Método dos tubos múltiplos
Cor verdadeira e aparente (mg Pt/L)	Espectrofotometria
Demanda biológica de oxigênio (DBO) – 5 dias (mg de O ₂ /L)	Método de DBO – 5 dias

Continua...

Tabela 3. "Continuação".

Parâmetros	Métodos
Demanda química de oxigênio (DQO) (mg/L)	Método colorimétrico
Dureza total (mg/L)	Espectrofotometria
Ferro total (mg/L)	Espectrofotometria
Nitrato (mg N/L)	Espectrofotometria
Nitrito (mg N/L)	Espectrofotometria
Nitrogênio amoniacal (mg N/L)	Espectrofotometria
Óleos e graxas totais (mg/L)	Método da extração de Soxhlet
pH	Leitura direta
Sílica (mg/L)	Espectrofotometria
Sólidos totais (mg/L)	Gravimetria
Sólidos totais fixos (mg/L)	Gravimetria
Sólidos totais voláteis (mg/L)	Gravimetria
Substâncias tensoativas que reagem com o azul de metileno (mg/L)	Espectrofotometria
Turbidez (NTU)	Leitura direta

Metodologias descritas em *Standard Methods for the examination of Water and Wastewater* (American Public Health Association, 2012).

Os resultados das análises do efluente geral bruto foram comparados com os limites estabelecidos pelas legislações estaduais – Decreto nº 8.648/76 (São Paulo, 1976) e Lei nº14.675/2009 (Santa Catarina, 2009), que estabelecem padrões para o controle e a fiscalização das atividades geradoras de efluentes líquidos em corpos de água interiores, lagoas, estuários e beira-mar. Além disso, os resultados foram comparados às legislações federais do Conama – Resolução nº 430/2011 (Brasil, 2011b) e Resolução nº 357/2005 (Brasil, 2005), que estabelecem condições e padrões de lançamento de efluente em sistemas de esgoto e em corpos hídricos receptores. Os padrões constantes nestas regulamentações, bem como valores citados por outros autores, estão compilados no Apêndice C (Tabela 16).

Cargas de poluentes geradas na indústria

Para quantificar o potencial poluidor das indústrias em estudo, foram calculadas as cargas de poluentes dos parâmetros sólidos totais, sólidos totais fixos e voláteis, DBO₅, DQO, óleos e graxas, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato. Os resultados foram expressos por tonelada de produto acabado (PA). A Equação 1 foi utilizada para o cálculo das cargas de poluentes de cada parâmetro (Von Sperling, 2005).

[Equação 1]

$$C_x = \frac{[x] \cdot V_{ef, dia}}{PA_{dia}}$$

em que:

C_x = carga do poluente X (kg/t).

$V_{ef, dia}$ = volume médio de efluente gerado por dia (432.000 L para tilápia e 2.200.000 L para atum e sardinha).

PA_{dia} = produção média de produto acabado por dia (8,0 t para tilápia e 250 t para atum e sardinha).

[X] = concentração do poluente X em quilograma por litro (kg X/L).

Análise estatística

Após a comprovação da normalidade pelo teste das variáveis de Shapiro-Wilk e da homogeneidade das variâncias pelo teste de Bartlett, os dados foram submetidos à análise de variância, com aplicação do teste F para detecção de significância em nível de $p < 0,05$, seguido do teste de Scott-Knott para comparação das médias dos tratamentos. Os dados que não tiveram distribuição normal foram transformados ou a partir deles foram retirados pontos com o objetivo de ajustá-los. O Programa R foi utilizado para as análises estatísticas (R Core Team, 2016).

Resultados e Discussão

Caracterização do efluente

As Tabelas 10 a 12 (Apêndice A) e 13 a 15 (Apêndice B) apresentam os resultados médios das análises obtidas para as amostras coletadas nos pontos de efluentes gerados no processamento de tilápia, atum e sardinha nas indústrias em estudo.

Cor aparente

A coloração de um meio líquido é consequência da dissolução de compostos, principalmente do material em estado coloidal orgânico (ácidos húmicos e fúlvicos, substâncias naturais resultantes da decomposição de substratos, como folhas) e do material inorgânico (como ferro e manganês), e sua medida é indiretamente proporcional ao grau de intensidade que a luz sofre ao atravessar a amostra (Cetesb, 2014).

As substâncias em suspensão também impedem a passagem de luz em amostras líquidas, atribuindo cor devido à turbidez que provocam. Assim, há duas medidas para a cor: a cor aparente, que é a medida da cor sem a remoção de turbidez; e a cor real, que é a medida da cor após a remoção de turbidez por meio de centrifugação, sedimentação e filtração (Von Sperling, 2005). O índice de cor não representa risco direto à saúde, mas é um indicativo da qualidade geral do efluente (Pereira, 2004; Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2009).

Os valores da cor aparente apresentaram elevados nas etapas de sangria, descamação, descabeçamento e evisceração, filetagem, toaleta, resfriamento e lavagem de monoblocos do processamento de tilápia; nas etapas de cozimento, lavagem dos carrinhos, lavagem das latas, salmoura e descamação do processamento de atum e sardinha devido à presença de sólidos em suspensão que interferem na passagem de luz, provavelmente decorrentes das perdas de gordura e proteínas que ocorrem nessas etapas.

Em todos os pontos analisados, as amostras dos efluentes apresentaram índices de cor aparente acima dos limites de 15 mg Pt/L para reúso da água em sistemas com fins urbanos (Apêndice C, Tabela 16). Cabe frisar que a cor não é parâmetro considerado quando se visa o reúso em sistemas de resfriamento.

Nas águas naturais, a cor dificulta a passagem da luz, que pode estar associada à presença de compostos recalcitrantes não biodegradáveis, isto é, de taxas de decomposição muito baixas que, em geral, são tóxicos aos organismos aquáticos e conferem problemas de estética (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2014). Apesar de a cor não ser um parâmetro para lançamento de efluentes em corpos hídricos e em sistemas de tratamento de esgoto, há que se levar em conta a necessidade de respeitar os padrões de cor do corpo receptor, ou seja, o efluente descartado não poderá ter características desarmonizadas com o enquadramento (São Paulo, 1976; Brasil, 2005, 2011b).

Turbidez

A turbidez é uma medida do grau de dificuldade da passagem da luz através do líquido por causa da absorção e do espalhamento da luz pelos materiais insolúveis em suspensão, como materiais coloidais, partículas inorgânicas muito finas (areia, argila), algas, bactérias e detritos orgânicos. Altos valores de turbidez reduzem a intensidade dos raios solares que penetram no corpo de água, prejudicando o equilíbrio das comunidades aquáticas (Brasil, 2006).

Nas estações de tratamento de água, a turbidez é um parâmetro de controle dos processos de coagulação-floculação, sedimentação e filtração. Além disso, a turbidez em águas submetidas à desinfecção pelo cloro é importante, pois as partículas grandes, presentes nesse tipo de efluente, protegem os microrganismos da ação desinfetante. A turbidez também é um fator de qualidade estética das águas, pois pode estar associada à contaminação (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2014).

Os efluentes das etapas de depuração e lavagem superficial do peixe no processamento de tilápia apresentaram valores abaixo do limite de 5 NTU para o reúso de água em fins urbanos (Apêndice C, Tabela 16). Dois pontos (sangria e tanque de resfriamento) ficaram abaixo do limite de 50 NTU estabelecido para reúso de água em sistemas de resfriamento. Os efluentes dos pontos onde há contato da água com cabeça e carcaça apresentaram os maiores valores de turbidez (61,7 NTU a 653,1 NTU), o que está relacionado à gordura presente nesses resíduos. Todos os efluentes do processamento de atum e sardinha apresentaram valores de turbidez acima do limite de 50 NTU estabelecido para reúso de água em sistemas de resfriamento, e de 5 NTU para o reúso de água em fins urbanos (Apêndice C, Tabela 16).

Os efluentes totais brutos dos processamentos de tilápia e de atum e sardinha apresentaram valores de turbidez elevados, de 683,8 NTU e 1166,0 NTU, respectivamente. Apesar de a turbidez não ser um parâmetro para lançamento de efluentes em sistema público de esgoto e em corpo receptor (São Paulo, 1976; Santa Catarina, 2009; Brasil, 2011b), é condição de qualidade para as diferentes classes de água, segundo a Resolução nº 357/2015 do Conama (Brasil, 2005). Por isso, deve-se levar em consideração a necessidade de atendimento ao padrão de turbidez de acordo com a classificação e classe do corpo receptor, ou seja, o descarte do efluente não poderá conferir ao corpo receptor características em desacordo com o enquadramento do mesmo.

Sólidos totais, fixos totais e voláteis totais

Os sólidos nas águas correspondem a toda matéria que permanece como resíduo após evaporação, secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura preestabelecida, durante um tempo fixo (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2009). Qualificar a série de sólidos

quanto à distribuição das partículas com relação ao tamanho (sólidos em suspensão e dissolvidos) e com relação à natureza (fixos ou minerais e voláteis ou orgânicos) é importante para o tratamento de efluentes.

A presença de qualquer sólido no efluente provoca alteração na cor, aumento da turbidez e diminuição da transparência, com a redução da quantidade de luz que entra na água, afetando o ecossistema aquático, a produção fotossintética e o oxigênio dissolvido no corpo hídrico (Chowdhury et al., 2010). A Resolução Conama nº 357/2005 tem o objetivo de preservar a qualidade no corpo d'água, estabelecendo padrões de qualidade dos corpos receptores, dentre eles a concentração limite de sólidos dissolvidos que deve ser de 500 mg/L para as classes 1, 2 e 3.

Pelos resultados encontrados para a concentração de sólidos totais nos pontos pesquisados do processamento de tilápia, atum e sardinha, verificou-se que quanto maior o contato da matéria orgânica com a água, maior é a carga de poluente no efluente gerado. O efluente líquido do processamento de pescado contém altos níveis de sólidos suspensos, constituídos de proteínas e lipídios (Palenzuela-Rollon et al., 2002) devido ao contato direto de cabeça, carcaça, pele e vísceras com a água.

O efluente do tanque de resfriamento apresentou alto valor de sólidos totais (13.223 mg/L) devido à permanência da água em contato com o filé de tilápia. Em vista disso, nessa etapa orienta-se a troca constante da água durante o processamento. As etapas de descabeçamento, evisceração, filetagem e toalete, em que os próprios resíduos geram quantidade significativa de partículas, também apresentaram alta concentração de sólidos totais.

Os dois pontos com maior concentração de sólidos no processamento de atum são o cozimento e a lavagem das latas, com 22.888,73 mg/L e 69.384,67 mg/L. As etapas de lavagem das latas das sardinhas também apresentaram altos valores de sólidos totais, 6.037,28 mg/L e 7.226,41 mg/L. Cabe ressaltar que, nessas etapas, há grande perda de matéria orgânica do produto.

Além do exposto, as turbulências, os bombeamentos, as fricções e os impactos mecânicos provocam a fragmentação da matéria-prima e geram substâncias em suspensão e em solução com alta carga orgânica, que não são retidas por gradeamentos e peneiramentos. Tal situação foi detectada na etapa de descamação de tilápia, na qual o contato e a pressão da água sobre o pescado e as escamas refletiram na alta concentração de sólidos totais no efluente (3.451 mg/L).

A capacidade de mineralização ou a condição de biodegradabilidade do efluente pode ser analisada pela razão entre sólidos voláteis e totais (SV/ST). Uma relação menor do que 0,5 indica que o efluente tem baixa capacidade de mineralização. Da mesma forma, quanto maior a razão, maior é a quantidade de fração orgânica que pode ser oxidada. Esse parâmetro é mais utilizado

para caracterizar resíduos sólidos (Costa, 2014). Contudo, para os objetivos deste trabalho, também serve como parâmetro indicador da fração de sólidos que deverá sofrer degradação (tratamento biológico) ou remoção (tratamento físico e/ou químico) durante o processo de tratamento.

Nos efluentes estudados (Tabela 4), a razão SV/ST variou entre 0,2 e 0,8. No processamento de tilápia, as amostras das etapas de descamação, descabeçamento e evisceração, filetagem, toailete, tanque de resfriamento e efluente total bruto apresentaram altos valores de sólidos voláteis em relação aos sólidos fixos, indicando maior concentração de matéria orgânica nesses efluentes. No processamento de atum e sardinha, as etapas de lavagem das latas e filetagem foram as que apresentam maior razão SV/ST. Nessas etapas há grande emissão de matéria orgânica, seja proveniente do produto (filetagem, resíduos nas latas etc.), seja de outras matérias-primas (óleos comestíveis, molhos etc.) utilizadas nas conservas.

Tabela 4. Capacidade de mineralização dos efluentes das etapas de processamento de tilápia, atum e sardinha.

Origem do efluente (processamento de tilápia)	SV/ST	Origem do efluente (processamento de atum e sardinha)	SV/ST
Depuração	0,2	Sardinha: lavagem I área externa – 5 ppm de Cl – Cais	0,3
Sangria	0,5	Sardinha: lavagem II – B área interna (área suja) – 5 ppm de Cl – Cais	0,2
Lavagem	0,4	Sardinha: lavagem III área externa – 5 ppm de Cl – Cais	0,3
Descamação	0,8	Atum + sardinha: tanques grandes de descongelamento + classificador (apenas sardinha)	0,4
Descabeçamento/evisceração	0,8	Atum + sardinha: evisceração	0,5
		Atum: cozimento	0,6
Filetagem	0,8	Atum: lavagem dos monoblocos	0,4
Toailete	0,8	Atum: lavagem dos carrinhos	0,5
Tanque de resfriamento	0,6	Atum: umidificador	0,6
Lavagem de monoblocos	0,4	Atum: lavagem das latas	0,7
Efluente bruto	0,8	Sardinha: tanques pequenos de descongelamento	0,6
-	-	Sardinha: salmoura	0,4

Continua...

Tabela 4. "Continuação".

Origem do efluente (processamento de tilápia)	SV/ST	Origem do efluente (processamento de atum e sardinha)	SV/ST
-	-	Sardinha: enlatamento 125 g	0,6
-	-	Sardinha: lavagem das latas 125g	0,7
-	-	Sardinha: descamação (depelagem)	0,7
-	-	Sardinha: filetagem	0,8
-	-	Sardinha: enlatamento 250g	0,6
-	-	Sardinha: lavagem 250g	0,4
-	-	Sardinha: lavagem das latas do filé de sardinha	0,7
-	-	Efluente bruto	0,6
		Água de recirculação de resfriamento, torre de resfriamento	0,4

Os efluentes de todas as etapas do processamento de atum, sardinha e tilápia nas quais ocorre perda de partes do produto (escamas, tecido muscular) e uso de líquidos de cobertura (como óleos comestíveis), bem como os efluentes brutos, apresentaram valores da razão SV/ST maiores do que 0,5, indicando boa capacidade de oxidação da matéria orgânica.

pH

Para a distribuição da água de abastecimento e para o reúso hídrico, o pH pode ser fator de risco, uma vez que as águas ácidas são corrosivas e as alcalinas são incrustantes. O efluente do tanque de resfriamento do processamento de tilápia apresentou pH $9,90 \pm 1,0$ e o da lavagem de monoblocos apresentou pH $9,25 \pm 0,4$, valores acima dos limites para o reúso da água para fins urbanos e para resfriamento. Já o efluente da esteira de lavagem apresentou pH $9,15 \pm 0,2$, acima dos limites de reúso para fins urbanos (Apêndice C). A alcalinidade verificada na lavagem de monoblocos provavelmente é devida ao uso de detergente alcalino na operação de higienização. Para o efluente do tanque de resfriamento, recomenda-se o aumento da frequência de troca da água utilizada nessa etapa.

Apenas em duas fases do processamento de atum e sardinha foram encontrados valores de pH acima dos limites permitidos para lançamento em corpos hídricos receptores (pH = 9,0), para o reúso de água nos sistemas de resfriamento (pH = 9,5) e para fins urbanos. Estes resultados

estão relacionados ao uso de soda no tanque de lavagem dos monoblocos e dos carrinhos no processamento do atum, deixando a água alcalina (Apêndice C).

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos ocorre direta e indiretamente. Diretamente, está relacionada aos efeitos fisiológicos das espécies aquáticas e microrganismos decompositores. Indiretamente, influencia no equilíbrio químico, como a solubilidade de metais, compostos tóxicos e nutrientes (Esteves, 2011). As restrições das faixas de pH são estabelecidas para as várias classes de águas naturais, conforme a legislação federal, Resolução nº 357 do Conama (Brasil, 2005) e a legislação do estado de São Paulo, Decreto n 8.468/76 (São Paulo, 1976), que permitem moderados afastamentos do valor de pH 7,0 como referência.

Além desses, há que se respeitar os padrões de lançamento direto de efluentes no corpo hídrico receptor preconizados pelo Decreto nº 8.468/76 e pela Resolução nº 430/2011 do Conama, que estabelecem que o pH deva estar na faixa entre 5 e 9 (São Paulo, 1976; Brasil, 2011b). A Lei nº 14.675/2009 estabelece a faixa de pH entre 6 e 10 (Santa Catarina, 2009). O Decreto nº 8.468/76 (São Paulo, 1976), no Artigo 19-A, estabelece o pH entre 6 e 10 para lançamento em rede pública junto a tratamento de esgotos.

O pH do efluente de plantas processadoras de pescado, normalmente, é de neutro a alcalino devido à decomposição da proteína com emissão de compostos de amônia. Portanto, os valores de pH dos efluentes brutos, gerados nos processamentos de atum, sardinha (pH = 6,03) e tilápia (pH = 7,82) encontram-se dentro dos limites estabelecidos para o lançamento em corpos hídricos receptores ou em estação de tratamento de esgotos (São Paulo, 1976; Santa Catarina, 2009; Brasil, 2011b).

O pH é um parâmetro importante no controle dos processos físico-químicos e biológicos do tratamento de efluentes. Nos processos de tratamento biológico, aeróbio ou anaeróbio, o pH próximo ao neutro proporciona tratamento mais estável e contribui com a formação de um ecossistema mais diversificado (Pereira, 2004; Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2009). Nas estações de tratamento de água, o processo de coagulação e floculação é dependente de um pH ótimo. Também a desinfecção pelo cloro é mais eficiente em meio ácido, porque a dissociação do ácido hipocloroso formando íon hipoclorito é menor (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2014).

Alcalinidade total

Por definição, a alcalinidade da água corresponde a sua capacidade quantitativa de neutralizar um ácido forte até um determinado pH (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2014). A alcalinidade é um parâmetro importante no controle de processos unitários (reações químicas) utilizados nas estações de tratamento de águas para abastecimento e residuárias e também para outros usos industriais, pois valores muito elevados podem ser indesejáveis, uma vez que podem ocasionar formação de depósitos e corrosão em tubulações (Kurita, 2014).

A alcalinidade esteve dentro do limite para reúso da água em sistemas de resfriamento em todos os pontos de geração de efluentes estudados no processamento de tilápias, enquanto em onze pontos do processamento de atum e sardinha o parâmetro esteve fora do limite de 450 mg/L, aceitável para esse fim (Apêndice C): sardinha: lavagem II – B área interna (área suja) – 5 ppm de Cl – Cais; atum + sardinha: evisceração; atum: cozimento; atum: lavagem dos monoblocos; atum: lavagem dos carrinhos; atum: umidificador; sardinha: tanques pequenos de descongelamento; sardinha: salmoura; sardinha: lavagem das latas 125 g; sardinha: descamação (depelagem); sardinha: filetagem.

A alcalinidade não representa risco à saúde pública e, portanto, não é utilizada na definição do padrão de potabilidade da água. Também não é usada como padrão para a classificação de águas naturais ou para a emissão de esgotos e não consta entre os parâmetros utilizados para avaliar possível reúso de efluente para fins urbanos.

Dureza total

A dureza da água é a soma dos cátions bivalentes presentes na sua constituição e é expressa em termos da quantidade equivalente de CaCO_3 que, em elevada quantidade, pode promover incrustações em tubulações de água quente e caldeiras, pois com o aumento da temperatura, ocorre a formação de carbonatos que precipitam e incrustam (Parrow et al., 2011). Por isso, a dureza é um dos parâmetros utilizados na definição do padrão para reúso em sistemas de resfriamento. Em todos os pontos analisados, as amostras dos efluentes apresentaram concentrações abaixo do limite de 700 mg/L permitido para reúso da água em sistemas de resfriamento (Apêndice C).

Cloreto

Os cloretos de sódio, cálcio e magnésio presentes em águas subterrâneas são provenientes de solos e rochas, enquanto nas águas superficiais, as principais fontes são as descargas de esgotos sanitários e industriais. As altas concentrações de cloreto conferem sabor salino à água

e podem provocar efeito laxativo (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2014). Por isso, a concentração de cloretos é utilizada como padrão de potabilidade segundo a Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde (Brasil, 2011a) e como padrão de classificação das águas doces, de acordo com a Resolução nº 357/2005 do Conama (Brasil, 2005), que estabelece o valor máximo de 250 mg/L para águas doces das classes 1, 2 e 3. O Decreto nº 8.468/76 (São Paulo, 1976), a Resolução do Conama 430/2011 (Brasil 2011b) e a Lei do Consema/SC 14.675/2009 (Santa Catarina, 2009) não indicam a concentração limite de cloreto para o lançamento de efluentes.

As altas concentrações de cloretos não são nocivas ao homem, mas impedem o uso da água para a agricultura e atividades industriais, pois aceleram os processos de corrosão em materiais metálicos (tubos, equipamentos) (Pereira, 2004). Todos os pontos do processamento de tilápia apresentaram concentrações inferiores ao limite para reúso de água em sistemas de resfriamento e para fins urbanos. Por outro lado, vários pontos do processamento de atum e sardinha apresentaram efluentes com concentração de cloretos acima dos limites para reúso em sistemas de resfriamento e fins urbanos, contribuindo para o elevado valor no efluente total bruto (Apêndice C). Estes resultados podem estar ligados à grande quantidade de salmoura utilizada nos barcos de pesca de atum e de sardinha e no tanque de salmoura utilizado antes do enlatamento de sardinhas.

O alumínio ingerido por via oral, por meio de alimentos e água, não apresenta toxicidade aguda. Contudo, sua dissolução no solo neutraliza os ácidos provenientes de chuvas ácidas, formando compostos tóxicos à vegetação que podem ser escoados a corpos d'água (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2009). O alumínio é utilizado no tratamento da água e como insumo em indústrias de alimentos (aditivo alimentar), farmacêutica e de produtos metálicos. Por isso, sua quantificação tem como objetivos avaliar a eficiência do tratamento da água e monitorar os resíduos industriais (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2014).

A presença de alumínio nos efluentes da indústria de tilápia é característica da própria fonte de água subterrânea utilizada, uma vez que o processamento dos filés não requer aditivo alimentar e o único tratamento aplicado na água antes do seu uso é a cloração. A concentração de alumínio nas amostras variou de 0,11 mg/L a 0,26 mg/L, portanto, todos os efluentes apresentaram concentrações acima do padrão de 0,1 mg/L, aceitável para reúso da água em sistemas de resfriamento. Com relação ao processamento de atum, apenas os efluentes da lavagem de latas e do umidificador apresentaram concentração de alumínio acima do padrão para reúso de água em sistemas de resfriamento (Apêndice C). Não foram encontrados valores de alumínio total compatíveis com o reúso do efluente para fins urbanos, assim como para lançamento de efluente em corpos hídricos e sistema de esgoto.

Ferro dissolvido

O ferro não é uma substância tóxica, mas sua presença na água pode alterar sua cor e sabor (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2009). Por isso, seu limite máximo deve ser de 0,3 mg/L em águas potáveis, de acordo com a Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde (Brasil, 2011a). Além disso, concentrações de ferro acima de 0,06 mg/L promovem a formação de biofilmes e de substâncias extracelulares poliméricas que aceleram o processo de corrosão de encanamentos em sistemas de distribuição (Jin; Guan, 2014).

Em águas superficiais, as concentrações elevadas de ferro indicam contaminação por efluentes industriais. A legislação estadual, no Decreto nº 8.468/76 (São Paulo, 1976) e a federal, na Resolução nº 430/2011 do Conama (Brasil, 2011b), determinam uma concentração máxima de ferro de 15 mg/L para o lançamento de efluentes em corpos hídricos e em sistemas de tratamento de esgotos sanitários. Ambos os efluentes brutos estudados apresentaram valores dentro desse limite e, para esse parâmetro, encontrariam possibilidade de descarte em água doce classe 3, em que o limite permitido é de 5,0 mg/L.

Em sistemas que utilizam encanamentos de ferro, uma alta concentração desse elemento pode ser encontrada. Dessa forma, era de se esperar um aumento da concentração de ferro em efluentes que entram em contato com as latas, como na etapa “atum: lavagem das latas”, após a recravação das tampas. Esse efluente (18,13 mg/L) foi o único que apresentou concentração acima do limite máximo de 5 mg FeO₂/L para o reúso de água em sistemas de resfriamento (Apêndice C).

Sílica

As altas concentrações de sílica impedem o reúso de água devido à formação de incrustações que, em altas temperaturas, podem vitrificar e fragilizar equipamentos, como caldeiras e sistemas de refrigeração (Nóbrega, 2016). Nos efluentes de seis pontos analisados do processamento de tilápia (sangria, descamação, descabeçamento, filetagem, toaleta e tanque de resfriamento), a concentração de sílica ultrapassou o limite do padrão aceitável (150 mg/L) para reúso da água em sistema de resfriamento. No processamento de atum e sardinha, os efluentes de apenas três pontos não excederam esse limite (sardinha: lavagem I externa – Cais, sardinha: lavagem III área externa – 5ppm de Cl – Cais, água de recirculação de resfriamento, torre de resfriamento) (Apêndice C).

DBO e DQO

Os parâmetros DQO e DBO_5 indicam a presença de matéria orgânica na água. DQO indica a quantidade de oxigênio necessária para a oxidação química de matéria orgânica e inorgânica presente em meio aquoso, enquanto a DBO_5 indica a demanda de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica degradável por microrganismos aeróbios em um determinado período. Por isso, são parâmetros determinantes nos projetos de estações de tratamento biológico de efluentes (Pereira, 2004; Cetesb, 2009). A descarga de compostos orgânicos biodegradáveis causa redução na concentração de oxigênio dissolvida nos corpos d'água, impactando nos níveis de atividade ou, até mesmo, a morte da vida aquática (Verheijem et al., 1996). Por essa razão a importância da DBO_5 ser um parâmetro de classificação das águas naturais, segundo a legislação federal Conama nº357/2005 (Brasil, 2005) e o Decreto estadual nº 8.468/76 (São Paulo, 1976).

A literatura mostra que o efluente da indústria processadora de pescado apresenta altos valores de DBO_5 e DQO, sendo que o primeiro é proveniente, principalmente, dos compostos carbonados e nitrogenados (Carawan, 1991; Murphy, 2006; Choudhury et al., 2010). Essa informação foi confirmada em todas as amostras de efluentes originadas do processamento de atum, sardinha e tilápia. Apenas o efluente originado na etapa de depuração de tilápia apresentou valores de DBO_5 e DQO que permitem o reúso em sistemas de resfriamento e para fins urbanos. Os demais pontos estudados foram responsáveis pela geração de DBO_5 e DQO muito superiores aos limites permitidos para reaproveitamento, indicando a necessidade da aplicação de tratamentos despoluentes prévios ao lançamento (Apêndice C).

A razão entre a DBO_5 e a DQO indica a biodegradabilidade da matéria presente no efluente, parâmetro útil para a definição do tratamento de esgotos a ser adotado na indústria. Quando essa razão é inferior a 0,3 significa que o efluente terá baixa biodegradabilidade (Badawi; Ali 2006). Os valores de biodegradabilidade dos efluentes estudados estão apresentados na Tabela 5. O efluente bruto do processamento de tilápia apresentou biodegradabilidade 0,3, o que indica a adequação para um tratamento biológico. Nesse caso, a menor biodegradabilidade encontrada foi do efluente da etapa de lavagem de monoblocos, que pode estar associada à presença de agentes químicos de limpeza. O efluente bruto do processamento de atum e sardinha apresentou DBO_5/DQO de 0,6, sendo indicado para tratamento biológico. Apesar da alta carga orgânica, as etapas com biodegradabilidade menor que 0,3 (umidificação do atum e lavagem das latas) podem apresentar concentração de outros produtos (como sal – cloreto de sódio) e agentes químicos.

Tabela 5. Biodegradabilidade de efluentes gerados nas etapas do processamento de tilápia, atum e sardinha.

Origem do efluente (processamento de tilápia)	DBO ₅ /DQO	Origem do efluente (processamento de atum e sardinha)	DBO ₅ /DQO
Depuração	0,3	Sardinha: lavagem I área externa – 5 ppm de Cl – Cais	0,5
Sangria	0,4	Sardinha: lavagem II – B área interna (área suja) – 5 ppm de Cl – Cais	0,5
Lavagem superficial	0,3	Sardinha: lavagem III área externa – 5 ppm de Cl – Cais	0,6
Descamação	0,3	Atum + sardinha: tanques grandes de descongelamento + classificador (apenas sardinha)	0,5
Descabeçamento/evisceração	0,3	Atum + sardinha: evisceração	0,4
		Atum: cozimento	0,3
		Atum: lavagem dos monoblocos	0,4
Filetagem	0,3	Atum: lavagem dos carrinhos	0,4
Toaleta	0,3	Atum: umidificador	0,1
Tanque de resfriamento	0,3	Atum: lavagem das lata	0,3
Lavagem de monoblocos	0,1	Sardinha: tanques pequenos de descongelamento	0,6
Efluente bruto	0,3	Sardinha: salmoura	0,4
-	-	Sardinha: enlatamento 125g	0,5
-	-	Sardinha: lavagem das latas 125g	0,3
-	-	Sardinha: descamação (depelagem)	0,5
-	-	Sardinha: filetagem	0,5
-	-	Sardinha: enlatamento 250g	0,5
-	-	Sardinha: lavagem 250g	0,3
-	-	Sardinha: lavagem das latas do filé de sardinha	0,1
-	-	Efluente bruto	0,4
-	-	Água de recirculação de resfriamento, torre de resfriamento	0,4

De acordo com o Artigo 19-A do Decreto Estadual nº 8.648/76 (Brasil, 1976), não há limite de DBO_5 estabelecido para lançamento de efluente no sistema de tratamento de esgoto. No entanto, segundo a mesma legislação (Artigo 18), na impossibilidade de descarte em sistema de esgoto, o efluente industrial pode ser descartado diretamente no corpo hídrico, desde que respeite o limite máximo de 60 mg/L de DBO_5 ou uma remoção de DBO_5 mínima de 80 % no processo de tratamento. Além disso, deve-se respeitar a classificação dos corpos receptores, pois não poderão ser lançados efluentes, mesmo tratados, que prejudiquem sua qualidade pela alteração de parâmetros. Por exemplo, em corpos receptores caracterizados como águas de classe 2, deve-se respeitar o parâmetro de classificação de DBO_5 até 5,0 mg/L (Apêndice C).

Nesse sentido, o efluente bruto do processamento de tilápia não poderia ser descartado diretamente em um corpo hídrico, pois apresenta DBO_5 bem acima do limite máximo permitido, mas poderia ser descartado no corpo receptor, caso atingisse, após seu tratamento, uma DBO_5 de 327,5 mg/L. Ainda assim, com esse valor alto, seria necessária uma avaliação do impacto desse efluente no corpo receptor para que não fosse alterado o padrão de classificação do corpo d'água.

A Resolução do Conama nº 430, de 13 de maio de 2011 (Brasil, 2011b), é menos rígida que a legislação paulista quanto ao padrão de lançamento de efluentes para DBO_5 . De acordo com a resolução, para o lançamento do efluente é necessária a remoção mínima de 60 % da DBO_5 , juntamente com a avaliação da capacidade de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

O efluente bruto do processamento de atum e sardinha apresentou um valor de DBO_5 de 2.068,73 mg/L. A lei estadual nº 14.675/2009 (Santa Catarina, 2009) também estabelece limite máximo de 60 mg/L de DBO_5 ou uma remoção mínima no processo de tratamento de 80 % da DBO_5 para o lançamento de efluente em corpos receptores.

Óleos e graxas

Óleos e graxas são um importante parâmetro de qualidade do efluente do processamento de pescado (Muthukumar; Baskaran, 2013) e constituem um conjunto de substâncias orgânicas (solúveis em n-hexano) de origem mineral, vegetal ou animal e que compreendem hidrocarbonetos, gorduras ésteres, ácidos graxos, óleos vegetais, ceras, óleos minerais, corantes orgânicos, entre outros (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2009). Essas substâncias são oxidadas durante o processo de decomposição, consumindo o oxigênio dissolvido e, portanto, sua quantidade é diretamente proporcional aos valores de DBO_5 e a DQO (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2014).

As altas concentrações dessas substâncias podem prejudicar o tratamento biológico do efluente, pois afetam os processos biológicos aeróbicos e anaeróbicos e também podem obstruir encanamentos (Pereira, 2004; Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2009). De acordo com o Artigo 19-A do Decreto Estadual nº 8.468/76 (São Paulo, 1976), o limite de óleos e graxas estabelecido para lançamento de efluente no sistema de tratamento de esgoto é de 150 mg/L.

Os altos valores de óleos e graxas em corpos hídricos provocam repulsa sob o ponto de vista estético, pois indicam contaminação por despejo inadequado de efluentes e resíduos. Além disso, prejudicam o ecossistema aquático, pois dificultam as trocas gasosas entre a água e a atmosfera (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2014). Por esses motivos, o Decreto nº 8.468/76 (Artigo 18) (São Paulo, 1976) determina o limite de 100 mg/L para os níveis de óleos e graxas nos efluentes lançados diretamente em corpos hídricos receptores.

Para a mesma finalidade, a Resolução nº 430 do Conama (Brasil, 2011b) determina os limites máximos de 50 mg/L para os óleos de origem vegetal e gorduras animais e de 20 mg/L para óleos minerais, devendo-se, também, observar a classificação dos corpos receptores para que sua qualidade não seja alterada. Para corpos receptores caracterizados como águas de classe 2 e 3, por exemplo, óleos e graxas devem estar virtualmente ausentes. Já a lei estadual nº 14.675/2009 (Santa Catarina, 2009) estabelece o limite máximo de 30 mg/L de óleos vegetais e gorduras animais em efluentes líquidos lançados em corpos de água interiores.

Chowdhury et al. (2010) relatam que aproximadamente 60 % do conteúdo de óleos e graxas do efluente industrial são originários do processo de abate e evisceração e o conteúdo restante de óleos e graxas é gerado durante as demais operações de processamento (descamação, retirada da pele/couro, filetagem) e enlatamento de pescado. Os efluentes brutos dos processamentos de tilápia e atum e sardinha apresentaram alta concentração de óleos e graxas (516,0 mg/L e 1.082,66 mg/L, respectivamente), portanto é fundamental que seja realizado o pré-tratamento físico-químico (separadores gravitacionais, coagulação, floculação e flotação) antes do descarte no sistema de tratamento de esgoto ou diretamente no corpo hídrico receptor.

Segundo Mancuso e Santos (2003), o padrão para o reúso de água para fins urbanos é de ausência de qualquer concentração de óleos e graxas, portanto, para os efluentes estudados, esse destino não seria possível já que em todos os pontos analisados detectou-se óleos e graxas. Na etapa de toalete das tilápias, manipuladores retiram pequenas imperfeições dos filés e, por isso, grandes quantidades de proteínas, óleos e graxas são dispensadas nos efluentes.

As etapas do processamento de atum e sardinha sem contato direto com a matéria-prima (lavagem de área externa – cais e de monoblocos, recirculação da torre de resfriamento) geraram efluentes com baixas concentrações de óleos e graxas. O baixo teor de óleos e graxas encontra-

dos no efluente oriundo dos tanques de descongelamento e do classificador no processamento de atum e sardinha pode ser explicado pela grande diluição da matéria-orgânica na água de descongelamento. Ainda nesse processamento, como as latas seladas passam por equipamento contendo água e detergente para a remoção de resíduos e líquidos de cobertura aderidos a elas, o efluente dessa etapa apresentou grande quantidade de óleo comestível.

Nitrato, Nitrito e Nitrogênio amoniacal

O nitrogênio amoniacal se apresenta em duas formas dissolvidas no meio aquoso (o amoníaco ou amônia não-ionizada – NH_3 – e o íon amônio, forma ionizada NH_4^+), cujas proporções relativas dependem do pH, da temperatura e da salinidade do ambiente (Teixeira, 2006). É formado por processo de decomposição de matéria orgânica e é o principal produto de excreção dos organismos aquáticos. É uma substância não cumulativa e não provoca danos fisiológicos aos humanos ou animais (Dal Pian; Alves, 2013), porém, a amônia não ionizada é tóxica aos peixes, causando asfixia (Pereira; Mercante, 2005). Além disso, a amônia consome oxigênio dissolvido das águas naturais ao ser oxidada biologicamente, por isso a concentração de nitrogênio amoniacal é um importante parâmetro de classificação das águas naturais (Brasil, 2005).

A oxidação biológica de amônia nas águas leva à formação de nitrato como produto final: primeiro, o nitrogênio amoniacal é oxidado a nitrito (NO_2^-) pelas bactérias do gênero *Nitrossomonas* e, posteriormente, a nitrato (NO_3^-) pelas bactérias do gênero *Nitrobacter*, em um processo conhecido por nitrificação (Nunes-Alves, 2016). Essa ação implica no consumo de oxigênio dissolvido no meio pelas bactérias, o que pode afetar a vida aquática.

Outro processo que também diminui a quantidade de oxigênio na água é a eutrofização, causada pelo excesso de nutrientes dissolvidos (principalmente, nitrogênio e fósforo) que favorecem o crescimento exacerbado de algas na superfície. Como consequência, a passagem de luz, fundamental para o processo de fotossíntese de plantas nas profundezas da água, fica prejudicada e torna o meio deficiente em oxigênio, afetando a sobrevivência de seres heterótrofos aquáticos (Luiz et al., 2015).

O excesso de nitrato em águas superficiais e subterrâneas também afeta a vida humana, pois, quando ingerido, é reduzido a nitrito, que se combina com a hemoglobina formando a metahemoglobina, causadora da “síndrome do bebê azul”, que pode ser fatal em recém-nascidos (Mori et al., 1999). A ingestão de excesso de nitrato também pode causar câncer, principalmente de estômago (Rengaraj; Luiz, 2007; Sá et al., 2009).

A alta carga de nitrogênio (em forma de amônia, nitrito e nitrato) em seu efluente representa um grande problema para muitas indústrias, como aquelas de revestimento metálico (Gabaldon et

al., 2007), de fertilizantes (Karabelas et al., 2001), de carbonato de sódio (Jadeja; Tewari, 2007), de papel e celulose (Mântări et al., 2006) e várias indústrias de alimentos (Vandekerckhove et al., 2008), como laticínios e frigoríficos (Lanyon, 1994; Luiz et al., 2009). Na indústria de pescado, os altos níveis de nitrogênio nos efluentes estão relacionados ao grande conteúdo de resíduos de carne e de sangue.

A lei estadual nº 14.675/2009 (Santa Catarina, 2009) não estabelece padrões de nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal para lançamento de efluente nos corpos hídricos receptores. O Decreto nº 8.468/76 também não estabelece padrões para esses parâmetros para o lançamento direto de efluente nos corpos receptores (Artigo 18) e na rede pública (Artigo 19-A), seguida de estação de tratamento de esgotos. No entanto, estabelece que o lançamento do efluente não prejudique a qualidade do corpo receptor pela alteração dos padrões dos parâmetros em que o corpo receptor estiver enquadrado (São Paulo, 1976).

A Resolução nº 430/2011 do Conama (Brasil, 2011b) estabelece somente o nitrogênio amoniacal total como padrão de lançamento direto no corpo receptor, no valor máximo de 20,0 mg N/L. Porém, a resolução também estabelece que para os parâmetros não incluídos nas metas obrigatórias, os padrões de qualidade a serem obedecidos correspondem à classe na qual o corpo receptor estiver enquadrado. Neste estudo, os efluentes brutos oriundos dos processamentos de atum, sardinha e tilápia apresentaram concentrações abaixo desse padrão.

No processamento de tilápia, os efluentes procedentes das etapas de sangria, descamação, descabeçamento/evisceração e resfriamento, assim como o efluente bruto, apresentaram valores médios de nitrato acima do limite máximo de 10 mg/L permitido para fins de reúso urbano. Para nitrito, apenas o efluente do ponto de descabeçamento e evisceração ultrapassou o limite máximo de 1,0 mg/L, permitido para essa finalidade. No processamento de atum e sardinha todos os efluentes ficaram abaixo dos padrões limite de nitrato e nitrito para fins de reúso urbano (Apêndice C).

Os efluentes de todos os processamentos apresentaram valores de nitrogênio amoniacal total acima do limite de 1 mg/L permitido para o reúso da água em sistemas de resfriamento. Para a reutilização com fins urbanos, apenas o efluente do tanque de resfriamento do processamento de tilápia ficou acima do limite devido à presença de compostos nitrogenados na água de imersão dos filés. Já no processamento de atum e sardinha, os efluentes provenientes de pontos onde o contato da água com o pescado era intenso (sardinha: lavagem II – B área interna, atum: cozimento, atum: umidificador, sardinha: salmoura e sardinha: enlatamento) ultrapassaram o padrão de reúso para fins urbanos (Apêndice C).

Substâncias tensoativas que reagem ao azul de metileno (surfactantes)

Os surfactantes são agentes tensoativos que apresentam estruturas moleculares com uma porção hidrofóbica e outra hidrofílica. Essa característica anfipática permite que eles sejam utilizados como conciliadores de fases imiscíveis e, por isso, são utilizados nas operações de limpeza realizadas industrialmente, o que provoca acúmulo de altas concentrações de substâncias derivadas dos detergentes nos efluentes. O descarte dessas substâncias em corpos hídricos receptores pode ocasionar formação de espuma no leito de rios e acelerar a eutrofização devido à presença de fósforo na formulação, além de representar toxicidade, tal como acontece com os sulfonatos de alquilbenzeno de cadeia linear (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2009).

Nos processos físico-químicos de tratamento de efluentes, a presença dessas substâncias reduz a habilidade de floculação das partículas, dificultando a separação dos sólidos nos sedimentadores (Colpani, 2012). Portanto, é fundamental considerar a principal finalidade da higienização e os possíveis efeitos na estação de tratamento e no meio ambiente, quando há escolha do detergente. Assim sendo, deve-se otimizar os procedimentos de limpeza sem prejudicar a segurança dos produtos processados, diminuindo o consumo de água e detergentes e, conseqüentemente, da carga poluente dos efluentes (Pacheco, 2006).

A legislação estadual paulista (São Paulo, 1976) e a legislação federal (Brasil, 2011b) determinam a ausência de materiais flutuantes como condição de lançamento de efluentes, mas não estabelecem padrão de lançamento para surfactantes, tanto diretamente em corpos hídricos receptores quanto em sistemas de tratamento de esgoto. A lei estadual catarinense (Santa Catarina, 2009), além de determinar a ausência de materiais flutuantes, também estabelece padrão de até 2 mg/L para substâncias tensoativas que reagem ao azul de metileno para o lançamento de efluente, respeitando a classificação dos corpos receptores de acordo com a Resolução nº 357/2005 do Conama (Brasil, 2005).

Os efluentes de 14 pontos analisados do processamento de atum e sardinha apresentaram concentrações de substâncias tensoativas acima do limite de 1 mg/L previsto para um possível reúso da água em sistema de resfriamento e todos apresentaram valores acima da concentração de reúso para fins urbanos (0,2 mg/L). O efluente bruto não ultrapassou o limite de 2 mg/L estabelecido pela Lei estadual nº 14675/2009 (Santa Catarina, 2009) para lançamento em corpos hídricos receptores. Todos os efluentes do processamento de tilápia apresentaram valores dentro do estabelecido para um possível reúso da água em sistemas de resfriamento e fins urbanos (Apêndice C).

Coliformes totais

Os resultados de coliformes totais elevados demonstraram que os efluentes gerados nas indústrias de processamento de atum, sardinha e tilápia apresentam risco microbiológico. Com relação aos padrões para reúso, todos os pontos apresentaram concentrações médias acima do padrão de 2,2 NMP/100 ml, visando aproveitamento para fins urbanos (Mancuso; Santos, 2003).

Cargas de poluentes geradas na indústria

As cargas de poluentes por tonelada de produto acabado geradas na indústria de processamento de tilápia (filé de tilápia congelado), atum e sardinha (conservas) estão descritas na Tabela 6.

Tabela 6. Cargas de poluentes por tonelada de produto acabado (PA) geradas na indústria de processamento de tilápia.

Parâmetro	Carga de poluente do efluente bruto do processamento de tilápia (kg/t)	Carga de poluente do efluente bruto do processamento de atum e sardinha (kg/t)
Sólidos totais	147,6	19,7
Sólidos totais fixos	32,9	7,0
Sólidos totais voláteis	114,7	12,7
DBO ₅	88,4	18,2
DQO	282,2	46,1
Óleos e graxas	2,78	9,5
Nitrato	1,0	1,8x10 ⁻²
Nitrito	2x10 ⁻²	3,8x10 ⁻⁴
Nitrogênio amoniacal total	1,17x10 ⁻²	1,6x10 ⁻¹

O conhecimento desses dados facilita a projeção do tratamento de efluentes de uma indústria de processamento de pescado, pois permite estimar o quanto de determinado parâmetro será gerado, considerando uma quantidade conhecida de matéria-prima. Com base nesses dados, é possível adequar o tipo de tratamento, calcular áreas e volumes de tanques, potência de aeradores, entre outros parâmetros (Von Sperling, 2005). Além disso, permite determinar a eficiência mínima que a estação de tratamento de esgoto (ETE) deverá ter para atender aos parâmetros previstos em lei e outros normativos para descarga de efluente, seja nos sistemas de tratamento de esgoto dos municípios ou diretamente em corpos hídricos.

As diversas etapas do processamento de pescado podem gerar resíduos contendo sangue, tecidos, gorduras e outras substâncias. Além disso, as operações de higienização também agregam ao efluente algumas substâncias derivadas dos detergentes e sanitizantes. Por isso, o conhecimento das cargas de poluentes geradas é fundamental para a adoção de estratégias de gestão de resíduos e tratamentos eficientes de efluente.

Inúmeros fatores, como a espécie processada, o produto desenvolvido, os métodos de produção, a vazão e o uso de aditivos (salmoura, molhos, óleos comestíveis em enlatados, entre outros), afetam a qualidade do efluente de indústrias de processamento de pescado (Carawan, 1991; Murphy 2006; Choudhury et al., 2010). Essa diversidade de fatores está diretamente relacionada às diferentes cargas de DBO_5^* no processamento de diversas espécies de peixes e produtos finais (Tabela 7).

Tabela 7. Carga de poluente de DBO_5 por tonelada de matéria-prima gerada em indústrias de processamento de pescado.

Tipo de efluente	Carga de poluente DBO_5 (kg/t)
Tilápia – filé congelado*	27,2
Atum e sardinha – conservas*	15,2
<i>Limanda ferruginea</i> (Storer, 1839) – filé fresco e congelado (recheado e empanado)	18,4
Peixe vermelho (Cantarilho) – filé fresco ¹	7,11
Arenque – filé	1,49 – 8,42
Salmão – fresco	1,78 – 2,59

*Dados deste estudo.

Fontes: ¹Lalond et al. (2007).

O processamento de tilápia, alvo deste estudo, gerou uma carga de 27,2 kg DBO_5 para cada tonelada de matéria-prima (tilápia inteira) e 88,4 kg DBO_5 para 1 t de produto acabado (filé de tilápia congelado). Já a produção de atum e sardinha em conserva gerou uma carga equivalente a 15,2 kg DBO_5 para cada tonelada de matéria-prima e 18,2 kg DBO_5 para cada tonelada de produto acabado (conservas). Os sólidos totais, voláteis e óleos e graxas foram os parâmetros que mais contribuíram para a carga poluente do efluente, refletidos nos altos valores de DBO_5 e DQO.

Segundo um relatório de vigilância da diretoria de operações de proteção ambiental do Canadá (Lalonde et al., 2007), as plantas de processamento de pescado apresentam diferentes características e geram altas concentrações de matéria orgânica (óleos e graxas, sólidos, nitrogênio total, carbono orgânico total, fósforo total e DBO_5), que variam de acordo com o nível de processamento adotado pela indústria. No relatório, a classificação do processamento segue a abordagem de Beaudim (2001) e é dividida em três níveis:

- Processamento primário: relacionado com operações iniciais, como embalagem da matéria-prima fresca.
- Processamento secundário: a matéria-prima é submetida a processamentos adicionais com finalidade de preservação ou apresentação.
- Processamento terciário: a matéria-prima sofre vários tipos de processos técnicos e tecnológicos mais elaborados, como enlatamento, defumação, entre outros.

Com base nessa classificação, a indústria de processamento de atum e sardinha se enquadra no processamento terciário, em que ocorre a geração de efluentes com altos níveis de cargas poluentes por causa da maior manipulação do pescado, que implica na formação de partículas menores que não são capturadas pelas telas utilizadas antes da estação de tratamento. Já a indústria de processamento de tilápia é considerada de processamento secundário, apesar de ter originado um efluente com carga de DBO_5 superior às demais indústrias. É possível que essa classificação esteja relacionada com o uso de tecnologias mais avançadas, aproveitamento de resíduos (geração de coprodutos) e uso racional e consciente da água e demais insumos, além de uma preocupação e/ou uma fiscalização mais rígida com relação às questões ambientais nas indústrias de países desenvolvidos, como o Canadá.

A indústria de filé de salmão fresco é classificada como processamento primário e apresenta cargas de DBO_5 bem menores que as indústrias de arenque defumado e filé de *yellowtail* empacado, classificadas como processamento terciário, devido à maior quantidade e complexidade de processos envolvidos na fabricação desses produtos (Lalonde et al., 2007).

Potencial de segregação de efluentes

Como demonstrado pelos parâmetros citados anteriormente, os efluentes líquidos da indústria de pescado, produzidos em vazões relativamente elevadas, contêm altos teores de DQO, óleos e graxas e sólidos suspensos totais (SST), além de compostos orgânicos complexos, como proteínas e gorduras. Somando-se a isso, as quantidades geradas variam em função das estações do ano e da maior ou menor facilidade de obter-se o pescado (Braile; Cavalcanti, 1993).

Um tratamento convencional de efluente segue as seguintes etapas (Metcalf; Eddy, 2015):

- Tratamento preliminar: remoção de constituintes sólidos removíveis por operações como gradeamento e remoção da areia e demais constituintes que possam prejudicar os tratamentos subsequentes.
- Tratamento primário (tratamento físico-químico): remoção de sólidos suspensos e matéria orgânica.
- Tratamento secundário (tratamento biológico): remoção de matéria orgânica biodegradável, nutrientes (nitrogênio e/ou fósforo) e sólidos suspensos seguida ou não por desinfecção.
- Tratamento terciário: remoção de constituintes residuais de sólidos suspensos e nutrientes, seguida ou não por desinfecção.
- Tratamento avançado: remoção de constituintes (suspensos ou dissolvidos) que permanecem mesmo após o tratamento biológico, por exemplo: compostos orgânicos persistentes ou recalcitrantes que geralmente são compostos xenobióticos.

A etapa primária é composta por processos físicos, que envolvem fenômeno de natureza física em seu funcionamento e concepção (Skoronski, 2008). A etapa secundária envolve os processos bioquímicos, tornando-se responsável pela remediação de determinado contaminante (Von Sperling, 2005). Por fim, a etapa terciária reúne os processos físico-químicos, como a filtração, adsorção e oxidação química (Sonune; Gate, 2004).

No tratamento primário, em geral, remove-se cerca de 50 % de sólidos suspensos, 25 % a 50 % de DBO, 10 % a 20 % de nitrogênio orgânico e 10 % de fósforo. Os coagulantes/floculantes químicos permitem uma remoção parcial da matéria orgânica devido à precipitação de proteínas e gorduras. No entanto, o custo com produtos químicos é elevado, a gordura dissolvida não é removida de forma eficiente e o lodo produzido requer tratamento para o descarte (Lucas et al., 2000).

A eficiência do tratamento secundário pode variar de 75 % a 95 % para DBO e 80 % a 95 % para sólidos em suspensão (Braile; Cavalcanti, 1993). Os sistemas mais utilizados nesta etapa são processos anaeróbios, lagoas aeróbias, lodos ativados e suas variações, filtros biológicos de alta taxa e discos biológicos rotativos (biodiscos). Apesar de ser a técnica mais utilizada para o tratamento secundário, o tratamento biológico possui restrições, principalmente com relação

à degradação de substâncias recalcitrantes, além do fato de que muitos compostos podem ser tóxicos aos microrganismos, inviabilizando o uso desse processo (Martins et al., 2012).

Na etapa terciária são utilizados tratamentos físico-químicos que permitem a degradação ou mineralização completa de compostos refratários inorgânicos (como nitrato) e orgânicos (a maioria dos compostos recalcitrantes são xenobióticos, dentre outros, que são naturais). Os processos físico-químicos podem ser empregados isoladamente ou em combinação, dependendo do tipo de contaminante que se deseja remover, e incluem os processos eletroquímicos e de oxidação avançada (Módenes et al., 2012a, 2012b; Rosales et al., 2012).

O Nitrato pode ser removido de matrizes aquosas por meio de onerosos processos avançados de filtração (como troca iônica, osmose reversa e eletrodialise). Entretanto, este íon não é eliminado, mas é concentrado em uma solução que requer tratamento posterior. A desnitrificação biológica (redução de nitrato a nitrogênio molecular gasoso – N_2) é sensível a fatores ambientais (temperatura, oxigênio dissolvido, pH e presença de substâncias inibidoras), custosa e de difícil manutenção, gera biomassa e pode não ser favorável para a aplicação em uma estação de tratamento de água (ETA) (Gao et al., 2004; Zhang et al., 2005; Wehbe et al., 2009). Neste contexto, a desnitrificação fotocatalítica (fotorredução de nitrato ao inerte nitrogênio gasoso pela ação de um catalisador) pode ser mais econômica e, ainda, trazer vantagens ambientais (Jin et al., 2004; Zhang et al., 2005; Wehbe et al., 2009).

Os processos físico-químicos convencionais e avançados podem ser diferenciados de acordo com sua facilidade de aplicação, eficiência de remoção de contaminantes e viabilidade econômica (Lubenow, 2011). A escolha da combinação de tratamentos dependerá da relação custo-benefício, da segurança, da eficiência na remoção de contaminantes, das aplicações de reúso da água e das legislações aplicáveis.

Nas atividades industriais é pertinente considerar uma possível segregação de efluentes com características físico-químicas e microbiológicas semelhantes, de modo a obter um ótimo tratamento para cada caso, proporcionando economia de energia, maior eficiência e menores custos de descarte (Miyaki et al., 2000). Os tratamentos otimizados permitem gerar efluente tratado com características superiores, possibilitando eventuais reúsos ou ciclos e, por consequência, obter economia na captação, tratamento e uso de água fresca, preservando os recursos hídricos (Ferracioli et al., 2017, 2018; Guimarães et al., 2018).

As análises estatísticas aplicadas aos resultados encontrados neste estudo permitiram a indicação de grupos de efluentes e a segregação de correntes. A DBO_5 foi escolhida como parâmetro determinante para essa finalidade, uma vez que seu conhecimento é fundamental na elaboração dos projetos das estações de tratamento biológico de esgotos, pois determina as principais ca-

racterísticas do sistema a ser adotado, como as áreas e os volumes de tanques, as potências de aeradores etc. (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2009). Dessa forma, e

Tabela 8. Proposição de grupos de efluentes de uma indústria modelo de processamento de tilápia (filé congelado) para segregação prévia ao tratamento.

Efluentes de etapas do processamento de sardinha e atum em fábrica de conserva modelo	Média* DBO ₅ (mg/L)	Teste de médias	Grupo
Área limpa – descabeçamento/evisceração	1.677,93	b	1
Área limpa – tanque de tratamento (imersão do filé em água com 1baixa temperatura) prévio ao congelamento	2.448,93	a	
Área limpa – descamação	935,00	c	2
Área limpa – filetagem	738,64	d	
Área suja – sangria	351,86	e	
Área limpa – toalete	677,57	d	
Área suja – lavagem superficial	30,91	g	3
Área de apoio – lavagem de monoblocos	150,59	f	

*Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) comparando valores das etapas de processamento (linhas) na mesma coluna (parâmetro de qualidade de água).

Tabela 9. Proposição de grupos de efluentes de uma indústria modelo de processamento de atum e sardinha em conserva para segregação prévia ao tratamento.

Efluentes de etapas do processamento de sardinha e atum em fábrica de conserva modelo	Média* DBO ₅ (mg/L)	Teste de médias	Grupo
Atum: cozimento	9.305,12	a	1
Atum: umidificador	4.366,26	b	
Sardinha: salmoura	5.121,66	a	
Sardinha: descamação (depelagem)	3.035,81	b	
Sardinha: lavagem II – B área interna (área suja) – 5 ppm de Cl – Cais	1.985,58	c	2
Atum + sardinha: evisceração	1.864,02	c	
Atum: lavagem dos monoblocos	1.461,02	c	
Atum: lavagem dos carrinhos	2.182,43	c	
Atum: lavagem das latas	17.983,82	c	
Sardinha: tanques pequenos de descongelamento	1.321,64	c	
Sardinha: enlatamento 125 g	731,61	c	
Sardinha: lavagem das latas 125 g	1.310,14	c	
Sardinha: filetagem	2.312,77	c	
Sardinha: enlatamento 250g	1.471,80	c	
Sardinha: lavagem das latas do filé de sardinha	561,84	d	3
Sardinha: lavagem 250g	1.602,06	c	
Sardinha: lavagem I área externa – 5 ppm de Cl – Cais	300,42	d	
Sardinha: lavagem III área externa – 5 ppm de Cl – Cais	318,89	d	
Atum + sardinha: tanques grandes de descongelamento + classificador (apenas sardinha)	683,63	d	
Água de recirculação de resfriamento, torre de resfriamento	226,77	d	

*Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) comparando valores das etapas de processamento (linhas) na mesma coluna (parâmetro de qualidade de água).

com base na literatura referenciada neste estudo, foi possível propor a separação das correntes dos efluentes nas indústrias de processamento de tilápia, atum e sardinha em três grupos, conforme demonstrado nas Tabelas 8 e 9.

Essas subdivisões de efluentes correspondem às literaturas referenciadas neste estudo. Segundo Carawan (1991), pode-se dividir o efluente de unidades processadoras de pescado em duas categorias: a primeira, com alto volume e baixa concentração de resíduos, proveniente de degelo, defumação, transporte, água de lavagem e higienização dos pisos e maquinário, entre outras etapas, que não incluem perda de peso do pescado. A segunda categoria, por sua vez, apresenta baixo volume e alta concentração de resíduos, que constituem as etapas em que o efluente apresenta sangue, carne, óleos e gorduras, como a evisceração, limpeza, fracionamento e filetagem (Murphy, 2006). Chouwdhury et al. (2010) incluem um terceiro grau de contaminação do efluente, dividindo em baixo grau de contaminação, como as operações de lavagens; médio grau de contaminação, como a filetagem; e alto grau de contaminação, como água com sangue do pescado.

Para a segregação do efluente, há de se considerar a localização do ponto gerador na indústria, seu volume e sua composição físico-química. Assim, a avaliação estatística das características dos efluentes auxilia na análise do impacto, logística e decisão gerencial em segregar ou não um efluente juntamente com aqueles do mesmo setor ou de outro. Assim, pode haver situação em que os resultados das análises indiquem que determinado efluente de um setor deva ser segregado juntamente com o de outro setor, mas, por questões de logística, a criação dessa rede de efluentes não seja viável. Tal situação ocorreu neste estudo quando constatou-se que o efluente gerado no ponto “sardinha: lavagem das latas do filé de sardinha” deveria ser destinado ao grupo 3, mas teve que ser considerado no grupo 2 em razão da logística.

Os processos aplicados ao tratamento dos efluentes, com objetivo de reúso, devem ser realizados de acordo com as características de cada efluente, devendo ser suficientes para atender aos limites legais estabelecidos. Para os grupos 1 e 2, com efluentes de alta carga orgânica e turbidez, é recomendado tratar o efluente final, composto pela junção de todos os efluentes desse agrupamento, por meio de tratamento convencional: pré-tratamento, tratamento primário, secundário, terciário (opcional) e do lodo.

Para os efluentes do grupo 3, provenientes dos processos de lavagem com presença de agentes de higienização, é recomendada a correção de valores elevados de pH (processo que inicia o tratamento de efluentes), realizando a neutralização para valores entre 5,0 e 9,0, a fim de evitar ou eliminar a reatividade/corrosividade do efluente. Em seguida, é recomendado o tratamento simples, usando filtração rápida, lenta e microfiltração, seguido de desinfecções com cloro. Cabe ressaltar a necessidade de avaliar um tratamento biológico, após tratamento físico primário.

Para otimizar o tratamento, é preciso evitar o descarte de resíduos sólidos no efluente. Algumas modificações podem ser colocadas em prática para redução e prevenção desses resíduos, como

melhoria das grades de drenagem de líquidos dos pisos, limpeza a seco dos resíduos gerados no processamento e treinamento dos funcionários quanto à destinação dos resíduos na linha de produção.

Conclusão

Os dados encontrados no presente estudo fornecem às indústrias de processamento de tilápias, atum e sardinha subsídios para a avaliação de estratégias para minimização do uso de água, para a segregação de efluentes em grupos e para a escolha do tratamento de efluentes, visando o descarte e/ou o reúso, obedecendo às normativas legais e aos princípios de gestão ambiental e sustentabilidade. A adoção de ações ambientalmente corretas, dentro dos princípios de produção mais limpa, pode favorecer a sustentabilidade econômica da empresa, contribuindo para sua competitividade, redução de insumos e custos e construção de uma imagem positiva perante os consumidores (marketing ambiental).

Referências

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, 2012.
- BADAWY, M. I.; ALI, M. E. M. Fenton's peroxidation and coagulation processes for the treatment of combined industrial and domestic wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v. B136, p. 961-966, 2006.
- BEAUDIN, M. Towards greater value: enhancing eastern Canada's seafood industry. **The Canadian institute for research on regional development, maritimes collection, monographs**, p. 301, 2001.
- BRAILE, P.; CAVALCANTI, J. E. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: Cetsb – 1993.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução no 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, n. 53, 18 mar. 2005.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual prático de análise de água**. 2. ed. rev. Brasília, DF: Fundação Nacional de Saúde, 2006. 146 p.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria MS nº 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, 2011a.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 do Conama. **Diário Oficial da União**, 2011b.
- BRASIL. Ministério da Pesca e Aquicultura. **Boletim estatístico da pesca e aquicultura: Brasil 2010**. Brasília, DF: MPA, 2012a.

BRASIL. Ministério da Pesca e Aquicultura. **Boletim do Registro Geral da Atividade Pesqueira - RGP**. Brasília, DF: MPA, 2012b.

CARAWAN, R. E. Processing Plant Waste Management Guidelines for Aquatic Fishery Products. *Seafood and The Environment* – 1991. **Pollution Prevention Short Course**, v. 36, n. 11991, p. 36, 1991.

CHOWDHURY, P.; VIRARAGHAVAN, T.; SRINIVASAN, A. Biological treatment processes for fish processing wastewater: a review. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 439-449, 2010.

COLPANI, G. L. **Preparação e caracterização de adsorventes para a remoção de surfactantes aniônicos em águas residuárias**. 2012. 109 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) — Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2002**. Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem. São Paulo: Cetesb, 2009.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade das águas superficiais**. São Paulo: Cetesb, 2014.

COSTA, A. M. T. **Codigestão anaeróbia de resíduos bovinos e suínos**: caracterização química e produção de biofertilizante para uso em cultura de milho. 2014. 157 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco.

DAL PIAN, L. F.; ALVES, D. D. P. Desafios da divulgação científica em cobertura jornalística de desastre ambiental. **Ciência & Educação**, v. 19, n. 4, p. 929-946, 2013.

EPA - United States Environmental Protection Agency. **Guidelines for water reuse**. EPA/600/R-12/618. Washington, D.C.: [s.n.], 2017.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência Brasil, 2011. 790 p.

FERRACIOLLI, L. M. D. V. et al. Reduction in water consumption and liquid effluent generation at a fish processing plant. **Journal of Cleaner Production**, v. 197, p. 948-956, 2018.

FERRACIOLLI, L. M. R. V. D.; LUIZ, D. B.; NAVAL, L. P. Potential for reuse of effluent from fish-processing industries. **Revista Ambiente & Água**, v. 12, n. 5, p. 730-42, 2017.

GABALDÓN, C. IZQUIERDO, M.; MARTÍNEZ-SORIA, V.; MARZAL, P.; PENYA-ROJA, J.-M.; ALVAREZ-HORNOS, F. J. Biological nitrate removal from wastewater of a metal-finishing industry. **Journal of Hazardous Materials**, v. 148, n. 1-2, p. 485-490, 2007.

GAO, W.; JIN, R.; CHEN, J.; GUAN, X.; ZENG, H.; ZHANG, F.; GUAN, N. Titania-supported bimetallic catalysts for photocatalytic reduction of nitrate. **Catalysis Today**, v. 90, p. 331-336, 2004.

GROBICKI, A. **The future of water use in industry**. [S.l.: s.n.], 2008.

GUIMARÃES, J. T.; SOUZA, A. L. M.; SANTA BRÍGIDA, A. I.; FURTADO, A. A. L.; CHICRALA, P. C. M. S.; SANTOS, V. R. V.; ALVES, R. R.; LUIZ, D. B.; MESQUITA, E. F. M. Quantification and characterization of effluents from the seafood processing industry aiming at water reuse: a pilot study. **Journal of Water Process Engineering**, v. 26, p. 138-145, 2018.

HACH COMPANY. **DR/2000 Spectrophotometer instrument manual**: for use with software Version 3. [S.l.: s.n.], 1994.

IBGE. Coordenação de Agropecuária. **Produção Pecuária Municipal**. Brasília, DF. 2015.

JADEJA, R. N.; TEWARI, A. Effect of soda ash industry effluent on bioaccumulation of metals by seaweeds of coastal region of Gujarat, India. **Journal of Hazardous Materials**, v. 147, n. 1-2, p. 148-154, 2007.

JIN, J.; GUAN, Y. The mutual co-regulation of extracellular polymeric substances and iron ions in biocorrosion of cast iron pipes. **Bioresource Technology**, v. 169, p. 387-394, 2014.

JIN, R. GAO, W.; CHEN, J.; ZENG, H.; ZHANG, F.; LIU, Z.; GUAN, N. Photocatalytic reduction of nitrate ion in drinking water by using metalloides MgTiO₃-TiO₂ composite semiconductor catalyst. **Journal of Photochemistry and and Photobiology A: Chemistry**, v. 162, n. 2-3, p. 585-590, 2004.

JUSKAITÈ-NORBUTIENÈ, R.; MILIUTÈ, J.; CESNAITIS, R. Bio-degradable waste and by-products from food industry management systems in Lithuania: analysis, problems and improvement possibilities. **Environmental Research, Engineering and Management**, v. 4, n. 42, p. 60-69, 2007.

KARABELAS, A. J.; YIANTSIOS, S. G.; METAXIOTOU, Z.; ANDRITSOS, N.; AKISKALOS, A.; VLACHOPOULOS, G.; STAVROULIAS, S. Water and materials recovery from fertilizer industry acidic effluents by membrane processes. **Desalination**, v. 138, n. 1-3, p. 93-102, 2001.

LALONDE, B. A.; GARRON, C. A.; ERNST, W. **Characterization and toxicity testing of fish processing plant effluent in Canada**. **Environmental protection operations directorate**. Dartmouth: Environment Canadá, 2007.

LANYON, L. E. Dairy manure and plant nutrient management issues affecting water quality and the dairy industry. **Journal of Dairy Science**, v. 77, n. 7, p. 1999-2007, 1994.

LUBENOW, L. A. **Redução na carga orgânica de efluentes com herbicida atrazina utilizando a integração dos processos de eletrocoagulação e fotofenton**. 2011. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) — Faculdade Dinâmica de Cataratas, Foz do Iguaçu.

LUCAS, A. P. C.; KOETZ, P. R.; PRZYBYLSKI, S. L. A. Tratamento anaeróbio de efluentes do processamento de corvina (micropogonias furnieri) em reator UASB. **Vetor**, v. 10, n. 9, p. 113-124, 2000.

LUIZ, D. B. **Gerenciamento hídrico em frigoríficos**. 2007. 115 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) — Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

LUIZ, D. B. ; GENERA, A. K.; JOSÉ, H. J.; MOREIRA, R. F. P. M.; SCHRÖDER, H. F. Tertiary treatment of slaughterhouse effluent: degradation kinetics applying UV radiation or H₂O₂/UV. **Science and Technology**, v. 60, n. 7, p. 1869-1874, 2009.

LUIZ, D. B.; JOSÉ, H. J.; MOREIRA, R. F. P. M. Kinetics of photocatalytic reduction of nitrate in synthetic and real effluent using TiO₂ doped with Zn as photocatalyst. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 90, n. 5, p. 821-829, 2015. DOI 10.1002/jctb.4375.

LUIZ, D. B.; JOSÉ, H. J.; MOREIRA, R. F. P. M. A discussion paper on challenges and proposals for advanced treatments for potabilization of wastewater in the food industry. In: VALDEZ, B. (ed.). **Scientific, health and social aspects of the food industry**. Croatia: InTech, 2012.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. dos. **Reúso de água**. Barueri, SP: Manole, 2003.

MÄNTTÄRI, M.; VIITIKKO, K.; NYSTRÖM, M. Nanofiltration of biologically treated effluents from the pulp and paper industry. **Journal of Membrane Science**, v. 272 n. b1-2, p. 152-160, 2006.

MARTINS, R. C.; JIMÉNEZ, B. M.; CASTRO-SILVA, S.; QUINAT-FERREIRA, R. M. Enhancing Agro-Industrial wastewater depuration by ozone oxidation. **Ozone: Science & Engineering**, v. 34, n. 5, p. 387-396, 2012.

MARTINS, W. S.; OETTERER, M. Correlação entre o valor nutricional e o preço de oito espécies de pescado comercializados no Estado de São Paulo. **Pesca Institute Buletin**, v. 36, n. 4, p. 277-282, 2018.

MEDEIROS, F. (coord.). **Anuário Brasileiro da Piscicultura: PEIXE BR 2018**. São Paulo: Texto Comunicação Corporativa, 2018.

MIYAKI, H.; ADACHI, S.; SUDA, K.; KOJIMA, Y. Water recycling by floating media filtration and nanofiltration at a soft drink factory. **Desalination**, v. 131, n. 1-3, 2000.

MÓDENES, A. N.; ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; MANENTI, D. R.; BORBA, F. H.; PALÁCIO, S. M.; COLOMBO, A. Performance evaluation of a photo-Fenton process applied to pollutant removal from textile effluents in a batch system. **Journal of environmental management**, v. 104, p. 1-8, 2012a.

MÓDENES, A. N.; ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; BORBA, F. H.; MANENTI, D. R. Performance evaluation of an integrated photo-Fenton–Electrocoagulation process applied to pollutant removal from tannery effluent in batch system. **Chemical Engineering Journal**, v. 197, p. 1-9, 2012b.

MORI, T.; SUZUKI, J.; FUJIMOTO, K.; WATANABE, M.; HASEGAWA, Y. Reductive decomposition of nitrate ion to nitrogen in water on a unique hollandite photocatalyst. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 23, n. 4, p. 283-289, 1999.

MURPHY, N. **Meat processing environmental impacts: environmental impacts from meat and fish processing**. [S.l.]: Waste Reduction Resource Center, 2006.

MUTHUKUMARAN, S.; BASKARAN, K. Organic and nutrient reduction in a fish processing facility: a case study. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 85, p. 563-570, 2013.

NÓBREGA, R. M. **Eficiência de membranas filtrantes de nanofiltração e osmose inversa no pós-tratamento de esgoto doméstico**. 2016. 48 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil)—Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN.

NUNES-ALVES, C. Microbial ecology: do it yourself nitrification. **Nature Reviews Microbiology**, v. 14, n. 2, p. 61, 2016.
OLIVEIRA, A. M. P. **Alcalinidade e dureza das águas**. [S.l.: s.n.], dez. 2007.

PAIN, A.; SPUHLER, P. Wastewater reuse in industry. **Sustainable sanitation and water management**, 2016.

PALENZUELA-ROLLON, A. ZEEMAN, G.; LUBBERDING, H. J.; LETTINGA, G.; ALAERTS, G. J. Treatment of fish processing wastewater in a one or two-step up flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. **Water Science Technology**, v. 45, n. 10, p. 207-12, 2002.

PARRON, L. M.; MUNIZ, H. F.; PEREIRA, C. M. EMBRAPA. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. Colombo: Embrapa Florestas, 2011.

PEREIRA, L. P. F.; MERCANTE, C. T. J. A amônia nos sistemas de criação de peixes e seus efeitos sobre a qualidade da água: uma revisão. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 31, n. 1, 2005.

PEREIRA, R. S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista eletrônica de recursos hídricos**, v. 1, p. 20-36, 2004.

RENGARAJ, S.; LI, X. Z. Enhanced photocatalytic reduction reaction over Bi³⁺-TiO₂ nanoparticles in presence of formic acid as a hole scavenger. **Chemosphere**, v. 66, p. 930-938, 2007.

ROSALLES, E.; PAZOS, M.; SANROMÁN, S. A. Advances in the electro-Fenton process for remediation of recalcitrant organic compounds. **Chemical Engineering Technology**, v. 35, p. 609-617, 2012.

SÁ, J.; AGÜERA, C. A.; GROSS, S.; ANDERSON, J. A. Photocatalytic nitrate reduction over metal modified TiO₂. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 85, p. 192-200, 2009.

SANTA CATARINA (Estado). Conselho Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina. Lei nº 14.675 de 13 de abril de 2009. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. **Diário Oficial do Estado de Santa Catarina**, 13 abr. 2009.

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 8.468 de 8 de setembro de 1976. Dispõe sobre a prevenção e controle da poluição do meio ambiente. **Diário Oficial do estado de São Paulo**, 8 set. 1976.

SAUTCHÚK, C. A.; LANDI, F. N.; MIERZWA, J. C.; VIVACQUA, M. C. R.; SILVA, M. C. C.; LANDI, P. N.; SCHMIDT, W. Conservação e reúso de água: **manual de orientações para o setor industrial**. Federação e Centro das Indústrias do Estado de São Paulo – FIESP/CIESP, v. 1, 2004.

SKORONSKI, E. **Introdução aos processos de condicionamento de água para reúso**. Tubarão, SC: Universidade do Sul de Santa Catarina, 2008.

SONUNE, A.; GHATE, R. Developments in wastewater treatment methods. **Desalination**, v. 167, p. 55-63, 2004.

TEIXEIRA, R. M. **Remoção de nitrogênio de efluentes da indústria frigorífica através da aplicação dos processos de nitrificação e desnitrificação em biorreatores utilizados em um sistema de lagoas de tratamento**. 2006. 154 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

VANDEKERCKHOVE, A.; MOERMAN, W.; VAN HULLE, S. W. H. Full-scale modelling of a food industry wastewater treatment plant in view of process upgrade. **Chemical Engineering Journal**, v. 135, n. 3, p. 185-194, 2008.

VISVANATHAN, C.; ASANO, T. The potential for industrial wastewater reuse. In: VIGNESWARAN, S. **Wastewater recycle, reuse and reclamation**. Oxford: Eolss, 2009.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. [S.l.]: Ed. da UFMG, 2005. 425 p.

WEHBE, N.; JAAFAR, M.; GUILLARD, C.; HERRMANN, J.-M. MIACHON, S.; PUZENAT, E.; GUILHAUME, N. Comparative study of photocatalytic and nonphotocatalytic reduction of nitrates in water. **Applied Catalysis A: General**, v. 368, n. 1-2, p. 1-8, 2009.

UTTAMANGKABOVORN, M.; POONSUK, P.; ARAN, H. K. Water conservation in canned tuna (pet food) plant in Thailand. **Journal of Cleaner Production**, v.13, p. 547-555, 2005.

ZHANG, F. JIN, R.; CHEN, J.; SHAO, C.; GAO, W.; LI, L.; GUAN, N. High photocatalytic activity and selectivity for nitrogen in nitrate reduction on Ag/TiO₂ catalyst with fine silver clusters. **Journal of Catalysis**, v. 232, n. 2, p. 424-431, 2005.