

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E
SANEAMENTO



ELINA WANESSA RIBEIRO LOPES

Utilização de Linguagem Python para Modelagem e Simulação do Modelo de
Silva e Cerqueira no Tratamento de Efluentes por Microalgas

Maceió

2022

ELINA WANESSA RIBEIRO LOPES

Utilização de Linguagem Python para Modelagem e Simulação do Modelo de
Silva e Cerqueira no Tratamento de Efluentes por Microalgas

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Alagoas, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Eduardo de Farias
Silva

Maceió

2022

**Catálogo na fonte Universidade
Federal de Alagoas Biblioteca
Central
Divisão de Tratamento Técnico**

Bibliotecário: Marcelino de Carvalho Freitas Neto – CRB-4 – 1767

L864u Lopes, Elina Wanessa Ribeiro.

Utilização de linguagem Python para modelagem e simulação do Modelo de Silva e Cerqueira no tratamento de efluentes por microalgas / Elina Wanessa Ribeiro Lopes. – 2022.

87 f. : il. color.

Orientador: Carlos Eduardo de Farias Silva.

Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Universidade Federal de Alagoas. Centro de Tecnologia. Maceió, 2022.

Bibliografia: f. 77-87.

1. Tratamento biológico. 2. Poluentes ambientais. 3. Modelagem. 4. Microalgas. I. Título.

CDU: 628.168

RESUMO

A presença excessiva de nutrientes como nitrogênio e fósforo em corpos hídricos é alvo de preocupação ambiental, e utilizar microalgas na remoção desses nutrientes surge como uma alternativa promissora em processos de tratamento de efluentes. A aplicação de ferramentas computacionais, permite o desenvolvimento de algoritmos que avaliam o comportamento e otimizam a eficácia dessa remoção através da modelagem e simulação do processo. O presente estudo realizou a modelagem cinética do crescimento microalgal através do modelo clássico de Monod e do modelo de Silva e Cerqueira, encontrando as constantes cinéticas características e permitindo a modelagem e simulação do bioprocesso por microalgas. Foram empregados dados de literatura para dois estudos, no primeiro foi avaliada a remoção de nutrientes (contaminantes) por *Chlorella* sp. de uma mistura de efluentes provenientes de tratamentos de digestão anaeróbia e um efluente de digestão anaeróbia de um tanque de decantação primário. No segundo estudo foi avaliada a remoção de nutrientes de um efluente de origem urbana, por um mix de microalgas (*Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus obliquus* e *Chlamydomonas reinhardtii*). O algoritmo adotado mostrou-se adequado em ambos os estudos. Para solução do problema proposto o algoritmo PSO (*Particle Swarm Optimization*) foi implementado no software *Spyder* (ambiente de código aberto para programação em *Python*), e o kit de ferramentas de pesquisa PYSWARMS foi utilizado para a otimização (biblioteca). Os parâmetros do modelo foram estimados minimizando a soma dos erros quadrados calculados e para avaliar o desvio da curva simulada e dos pontos experimentais utilizou-se o conceito de Erro Preditivo do Modelo (EPM) (%). Para a remoção de contaminantes a equação de ordem n mostrou-se mais adequada com ordem intermediária entre 1^a e 2^a sendo utilizada (ou seja, $1 < n < 2$) e com constante $0 < k < 0,2$ obtendo-se EPM entre 15-28% semelhante ao visto em literatura. Utilizando o Modelo de Monod o algoritmo foi capaz de determinar μ_{max} e K_s que se mostraram nos intervalos: $0 < \mu_{max} < 4 \text{ dia}^{-1}$ e $0 < K_s < 50 \text{ mg/L}$ com EPM entre 15-28%. Essas constantes puderam ser aplicadas no modelo de Silva e Cerqueira e se estudar a delimitação de m e p , que são específicas desse modelo. De fato, o modelo se mostrou muito sensível a essas constantes, conseguindo-se delimitar um intervalo para convergência: $0 < p < 0,5$ e $0 < m < 2$, obtendo-se para os mesmos dados testados em Monod um EPM entre 4-15% para Silva e Cerqueira (significativamente menor). m e p mostraram influência significativa na magnitude e curvatura da curva de crescimento microalgal. Os resultados mostraram que houve bom ajuste do crescimento microalgal e que é possível associar vários contaminantes a ele em um único modelo.

Palavras-chave: Tratamento biológico. Contaminantes. Modelagem. Crescimento Microalgal.

ABSTRACT

The excessive presence of nutrients such as nitrogen and phosphorus in water bodies is a current target of environmental concern, using microalgae to remove these nutrients appears as a promising alternative to wastewater treatment. The application of computational tools allows the development of algorithms that evaluate the behaviour and optimize the effectiveness of this removal through process modelling and simulation. The present study sought to determine the kinetic modelling of microalgal growth through the classic Monod model and the Silva and Cerqueira model, solving the characteristic kinetic constants and allowing the bioprocesses modelling and simulation by microalgae. Literature data were used for two studies, in the first one the removal of nutrients (contaminants) by *Chlorella sp.* for effluent from a combined anaerobic digestion (CAD) and an anaerobic digestion effluent from a primary settling tank (PS). In the second study, the removal of nutrients from an urban effluent was evaluated by a mix of microalgae (*Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus obliquus* and *Chlamydomonas reinhardtii*). The adopted algorithm proved to be adequate in both studies. To solve the proposed problem, the PSO (*Particle Swarm Optimization*) algorithm was implemented in Spyder software (an open-source integrated development environment for programming in Python), and the PYSWARMS research toolkit was used for optimization (library). The model parameters were estimated by minimizing the sum of the calculated square errors and to evaluate the deviation of the simulated curve and of the experimental points, the concept of model predictive error (MPE – Model Predictive Error) was used (%). For the removal of contaminants, the equation of n-order proved to be more suitable with intermediate order between 1st and 2nd being used (ie, $1 < n < 2$) and with constant $0 < k < 0.2$, obtaining MPE between 15 -28% similar to that seen in literature. Using the Monod Model, the algorithm was able to determine μ_{\max} and K_s that were shown in the intervals: $0 < \mu_{\max} < 4 \text{ day}^{-1}$ and $0 < K_s < 50 \text{ mg/L}$ with MPE between 15-28%. These constants could be applied in the Silva and Cerqueira model and were used to evaluate the delimitation of m and p , which are specific constants of this model. In fact, this model proved to be very sensitive to these constants, managing to define an interval for convergence: $0 < p < 0.5$ and $0 < m < 2$, obtaining for the same data tested in Monod an MPE between 4 -15% for Silva and Cerqueira (significantly lower). m and p showed a significant influence on the magnitude and curvature of the microalgal growth curve. The results showed that there was a good adjustment of microalgae growth and that it is possible to associate several contaminants with the cellular growth of microalgae.

Key Words: Biological Treatment. Contaminants. Modelling. Microalgal Growth.

ÍNDICE DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Processo de autodepuração.	17
Figura 2- Disposição esquemática de uma estação de tratamento de esgoto tradicional.	27
Figura 3 - Desenho esquemático de uma lagoa anaeróbia.	30
Figura 4 - Desenho esquemático de uma lagoa facultativa.	31
Figura 5 - Desenho esquemático de uma lagoa de maturação.	32
Figura 6 - Esquema de unidades da etapa biológica do sistema de lodos ativados.	33
Figura 7 - Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia (com redução de sulfato).	35
Figura 8 - Desenho esquemático de um reator UASB.	36
Figura 9 - Esquema de cultivo das microalgas, conforma sistema e regimes.	42
Figura 10 - Tipos de sistemas abertos: a) tipo canal adutor; b) canal múltiplo; c) tipo circular.	43
Figura 11 - Tipos de reatores fechados (fotobiorreatores): a) em placas; b) tubulares.	44
Figura 12 - Tipos de reatores fechados (fotobiorreatores) do tipo fermentativo: (a) tanque com agitador; (b) tanque com coluna de bolhas.	44
Figura 13 - Fases de crescimento das culturas de microalgas.	48
Figura 14 - Taxa de crescimento específico versus concentração limitante do substrato de acordo com a Relação Monod.	51
Figura 15 - Fluxograma da Otimização por Enxame de Partículas.	58
Figura 16 - Fluxograma geral das etapas desenvolvidas no trabalho.	60
Figura 17 - Modelagem e simulação da remoção dos contaminantes de CAD e PS por microalgas. NT – Nitrogênio Total (A) e PT - Fósforo Total (B).	67
Figura 18 - Modelagem e simulação da remoção dos contaminantes de efluente urbano. DQO - Demanda Química de Oxigênio, NT - nitrogênio Total e PT - Fósforo Total.	68
Figura 19 - Modelagem e simulação do crescimento de biomassa no tempo. A) Efluentes CAD e PS e B) Efluente urbano.	72
Figura 20 - Análise de sensibilidade dos parâmetros m e p na modelagem da curva de crescimento microalgal. A) variando p e B) variando m	73
Figura 21 - Algoritmo aplicado para estimar as constantes cinéticas do processo.	74

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Composição média de esgoto doméstico.....	16
Tabela 2 - Principais características das zonas de autodepuração.	18
Tabela 3 – Possíveis efeitos da eutrofização.	19
Tabela 4 - Relação entre DQO/DBO ₅ , a biodegradabilidade e o método de tratamento de efluentes.	24
Tabela 5 - Distribuição das formas de nitrogênio conforme condições de despejo.	25
Tabela 6 – Operações, processos e sistemas de tratamentos frequentemente utilizados para a remoção de poluentes de esgotos.	28
Tabela 7 - Comparativo entre sistemas abertos e fechados no cultivo de microalgas.	45
Tabela 8 - Constantes cinéticas associadas ao modelo de ordem n para consumo de substrato para os dados de Cho et al. (2013).	67
Tabela 9 - Constantes cinéticas associadas ao modelo de ordem n para consumo de substrato para os dados de González-Fernández <i>et al.</i> (2016).	69
Tabela 10 - Constantes cinéticas associadas ao modelo de Monod.....	71
Tabela 11 - Constantes cinéticas associadas ao modelo de Silva e Cerqueira.	73

ÍNDICE DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA – Agência Nacional de Água

C – Carbono

CH₄ – Metano

CO₂ – Gás Carbônico

COT – Carbono Orgânico Total

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ETE – Estação de Tratamento de Efluente

Fe - Ferro

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

H – Hidrogênio

H₂S – Sulfeto de Hidrogênio

L – Litro

m – Metro

mg – Miligrama

MO – Matéria Orgânica

EPM - Erro Preditivo do Modelo

N - Nitrogênio

NADH - Nicotinamida Adenina Dinucleotídeo

NH₃ – Amônia livre

NH₄⁺ - Amônia ionizada

NiO – Óxido de Níquel

NO₂⁻ - Nitrito

NO₃⁻ - Nitrato

nm – Nanômetro

O – Oxigênio

OAP - Organismos Acumuladores de Fosfato

OD – Oxigênio Dissolvido

P – Fósforo

pH – Potencial Hidrogeniônico

PhBT - Modelo Cinético para Fototratamento de Águas Residuais com Microalgas

PO_4^{-2} – Fosfato

POA - Processos Oxidativos Avançados

PRB – Reator de Leito Empacotado - *Packed Bed Reactor*

PSO - Otimização por Enxame de Partículas - *Particle Swarm Optimization*

rpm – Rotações Por Minuto

S – Enxofre

SO_4^{-2} - Sulfato

UASB - Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	12
OBJETIVOS	14
2.1 Geral.....	14
2.2 Específicos	14
Revisão de Literatura	15
3.1 Atividade humana e geração de efluentes.....	15
3.1.1 Autodepuração	17
3.1.2 Eutrofização	19
3.2 Efluentes industriais e agroindustriais	20
3.2.1 Características dos efluentes industriais e agroindustriais.....	22
3.2.1.1 Carbono Orgânico	22
3.2.1.2 DQO, DBO e OD	23
3.2.1.3 Nitrogênio	24
3.2.1.4 Fósforo Total.....	25
3.2.2 Processos biológicos de tratamento de efluentes	26
3.2.2.1 Filtros Biológicos Aeróbios	29
3.2.2.2 Lagoas de Estabilização	30
3.2.2.3 Lodo Ativado	32
3.2.2.4 Processos Anaeróbios	33
3.2.2.5 Wetland construído	36
3.3 Microalgas	37
3.3.1 Condições de Cultivo	37
3.3.1.1 Aspectos ambientais.....	38
3.3.1.2 Requerimentos Nutricionais.....	40
3.3.2 Formas de cultivo.....	42
3.3.2.1 Sistema de Cultivo	42

3.3.2.2	Regime de Cultivo	45
3.3.2.3	Remoção de nutrientes por microalgas	46
3.4	Modelos cinéticos utilizados para avaliar o tratamento de efluentes por microalgas	47
3.4.1	Modelo de Monod	50
3.4.2	Modelo de Silva e Cerqueira.....	51
3.4.3	Modelo de Verhulst.....	52
3.5	Python para estimativa de parâmetros cinéticos	54
3.5.1	A linguagem computacional Python	54
3.5.2	O uso de modelos matemáticos para determinação de parâmetros cinéticos	55
3.6	Técnica de Otimização por Enxame de Partículas (PSO).....	56
METODOLOGIA.....		60
3.7	Extração dos dados experimentais	61
3.7.1	Dados experimentais – Cho <i>et al.</i> (2013).....	61
3.7.2	Dados experimentais - González-Fernández <i>et al.</i> (2016).....	62
3.8	Balanco de massa em reator em batelada	62
3.9	Recursos computacionais para solução do problema proposto em linguagem Python	64
3.10	Estimação de parâmetros e Otimização	64
RESULTADOS E DISCUSSÕES		66
3.11	Estimativa dos parâmetros para consumo de substrato	66
3.12	Estimativa das constantes do Modelo de Monod.....	69
3.13	Estimativa das constantes do Modelo Silva e Cerqueira (<i>m</i> e <i>p</i>)	72
CONCLUSÃO		75
REFERÊNCIAS		76

INTRODUÇÃO

A escassez de água potável é uma realidade em diversas regiões do mundo, estudos têm sido desenvolvidos acerca dessa temática buscando as origens do problema e formas de contorná-lo (POSTEL, 2000; SCHMITZ *et al.*, 2013; GARRONE *et al.*, 2019), atribui-se tal condição a fatores ambientais, associados ao aumento populacional, que acarreta em maior demanda doméstica de água potável, intensificação da produção de alimentos por meio da agricultura e pecuária e ao crescimento industrial, que são as principais demandas mundiais de água atualmente (DISTEFANO *et al.*, 2017; UNVER *et al.*, 2017; WANG *et al.*, 2017; SUN *et al.*, 2019).

O Brasil, apesar de possuir alta disponibilidade hídrica, 12% da disponibilidade de água doce do planeta, sofre com disparidade geográfica na distribuição de água superficial. A Região Hidrográfica São Francisco ocupa 7,5% do território brasileiro, e tem precipitação média anual muito abaixo da média nacional, apresentando frequentes situações de escassez de água. A Região Hidrográfica Atlântico Sudeste ocupa 2,5% do território nacional é a região hidrográfica mais povoada, com densidade demográfica seis vezes maior que a média brasileira, sofrendo com escassez de água porque o seu consumo é elevado e a deterioração da qualidade da água nessa região requer tratamentos dispendiosos (IBGE, 2010; ANA, 2019). Tal realidade requer diferentes soluções e tecnologias para sanar os problemas de demanda hídrica em todo o território nacional, onde as soluções devem ser pensadas de acordo com as limitações de cada região do país.

Dentro desse contexto, o uso de microalgas na remoção de nutrientes, têm sido objeto de estudo como uma solução para o tratamento de águas residuárias, onde provaram ser eficientes em remoção de compostos nitrogenados, fósforo e metais tóxicos (ABE *et al.*, 2002; ABE *et al.*, 2007; CAI *et al.*, 2013; FERNANDES *et al.*, 2015; TAPIA *et al.*, 2018; BUNDÓ *et al.*, 2019). Os nutrientes presentes nas águas residuárias servem de aporte para o crescimento da biomassa das microalgas, que posteriormente podem ser utilizadas em diversos setores, dentre eles a produção de biocombustíveis como o bioetanol, o biodiesel (CANCELA *et al.*, 2019), o hidrogênio (YANG *et al.*, 2011; RAMPRAKASH e MUTHUKUMAR, 2016) e o metano (WEI *et al.*, 2017).

Apesar de promissora, a implantação de tecnologias baseadas no uso de microalgas apresenta resistências devido a fatores como alto custo para produção em larga escala e na manutenção do sistema (QIE *et al.*, 2019). Além disso, deve-se adequar a quantidade de carga

orgânica no efluente de modo a não ultrapassar valores maiores que 4000-5000 mg O₂/L (Demanda Química de Oxigênio) e ter disponível quantidades suficientes de nitrogênio, fósforo e outros micronutrientes e elementos traço, e caso necessário aumento da intensidade luminosa e necessidade de aeração e agitação (SILVA *et al.*, 2020).

A aplicação de um modelo cinético de crescimento para microalgas é uma ferramenta importante para representar, de maneira simples e concisa, os fenômenos envolvidos no crescimento destes microrganismos, buscando otimizar os processos e facilitar a utilização desses sistemas em situações reais.

Em relação a disponibilidade de modelos cinéticos para aplicações com microalgas no tratamento de efluentes, há ainda um número limitado de trabalhos, pois em sua maioria, são utilizados para processos quase que puramente fotossintéticos, tomando-se como base a intensidade luminosa e os contaminantes de forma individual, principalmente nitrogênio e fósforo (LEE *et al.*, 2015). Outros trabalhos aplicaram modelos de 1^a e 2^a ordem para remoção de contaminante e de Verhulst e Monod para crescimento microalgal, mas esses modelos se mostraram limitados (RUIZ *et al.*, 2012, 2013; TERCERO *et al.*, 2014; GONZALEZ-FERNANDEZ *et al.*, 2016).

Neste estudo foi aplicado um modelo cinético visando descrever o tratamento de águas residuais por microalgas utilizando a remoção simultânea de contaminantes, ligando-os à produção de biomassa. Analisando a viabilidade da utilização de microalgas para remover nutrientes em águas residuárias, através do uso de ferramentas computacionais e avaliando o comportamento do modelo cinético de Silva e Cerqueira (Múltiplos Substratos).

Esse trabalho dá continuidade ao Trabalho de Conclusão de Curso desenvolvido por Raphaella Barbosa de Oliveira Cerqueira, com orientação do Professor Carlos Eduardo de Farias Silva, que deu origem ao Modelo de Silva e Cerqueira, aplicado no presente estudo. Além disso, o presente trabalho contou com a colaboração conjunta de Wanderson dos Santos Carneiro durante a elaboração de seu Trabalho de Conclusão de Curso (CARNEIRO, 2022), e toda a produção que possa a ser produzida deverá ter o nome de ambos os colaboradores.

OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar o comportamento do modelo cinético de Silva e Cerqueira (Múltiplos Substratos) em tratamento de águas residuais por microalgas, com o intuito de modelar e otimizar a sua operação com o uso de ferramentas computacionais, em especial, utilizando a técnica de otimização meta-heurística PSO em linguagem Python.

2.2 Específicos

- Realizar a simulação dos processos fermentativos pelo método de otimização por Enxame de Partículas (PSO) em linguagem Python;
- Realizar a modelagem cinética acerca da utilização do modelo de ordem n para consumo de substrato (contaminante);
- Realizar a modelagem cinética de crescimento microalgal utilizando o modelo de Monod;
- Realizar a modelagem cinética de crescimento microalgal utilização do modelo de Silva e Cerqueira;
- Desenvolver um algoritmo para a aplicação do Modelo de Silva e Cerqueira encontrando as constantes cinéticas características e permitindo a modelagem e simulação de bioprocessos de tratamento de efluentes por microalgas.

REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Atividade humana e geração de efluentes

As atividades humanas são potenciais geradoras de efluentes e os rejeitos de suas mais diversas atividades necessitam de uma destinação final adequada. Os esgotos, ou águas residuárias, costumam ser classificados entre domésticos e industriais, onde os primeiros têm sua origem através de despejos domésticos, de estabelecimentos comerciais e de instituições, de parte da água pluvial e de águas de infiltração. Enquanto os efluentes industriais, oriundos das indústrias, podem ser extremamente diversos, mesmo em processos semelhantes, conforme o tipo de insumos que são empregados em sua produção (JORDÃO & PÊSSOA, 2014).

A poluição de um corpo hídrico pode ser definida como uma alteração adversa de suas características e, o excesso de nutrientes, seja por fontes naturais ou antropogênicas, pode acarretar em sua degradação (VON SPERLING, 2014). Quando o esgoto bruto é acumulado e se torna séptico, a decomposição do material orgânico nele contido leva a condições desagradáveis, como maus odores, além disso, os esgotos possuem diversos organismos patogênicos que se desenvolvem no intestino humano e nutrientes que podem estimular o crescimento de plantas aquáticas, acarretando no aumento de toxinas e mortandade dos organismos aquáticos dos corpos hídricos receptores desses efluentes, em um processo que chamamos de eutrofização (METCALF & EDDY, 2016).

Os esgotos domésticos são constituídos em 99,9% de água e a fração restante é composta por sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como microrganismos. A composição média dos esgotos domésticos é baseada em parâmetros físicos, químicos e biológicos e seu tratamento é focado em sólidos, indicadores de matéria orgânica, nutrientes e indicadores de contaminação fecal. Para efluentes industriais os aspectos de biodegradabilidade, tratabilidade, concentração de matéria orgânica, disponibilidade de nutrientes e toxicidade passam a ser o foco, em termos de tratamento biológico (VON SPERLING, 2014). A composição média do esgoto doméstico pode ser observada conforme a Tabela 1.

Tabela 1 - Composição média de esgoto doméstico.

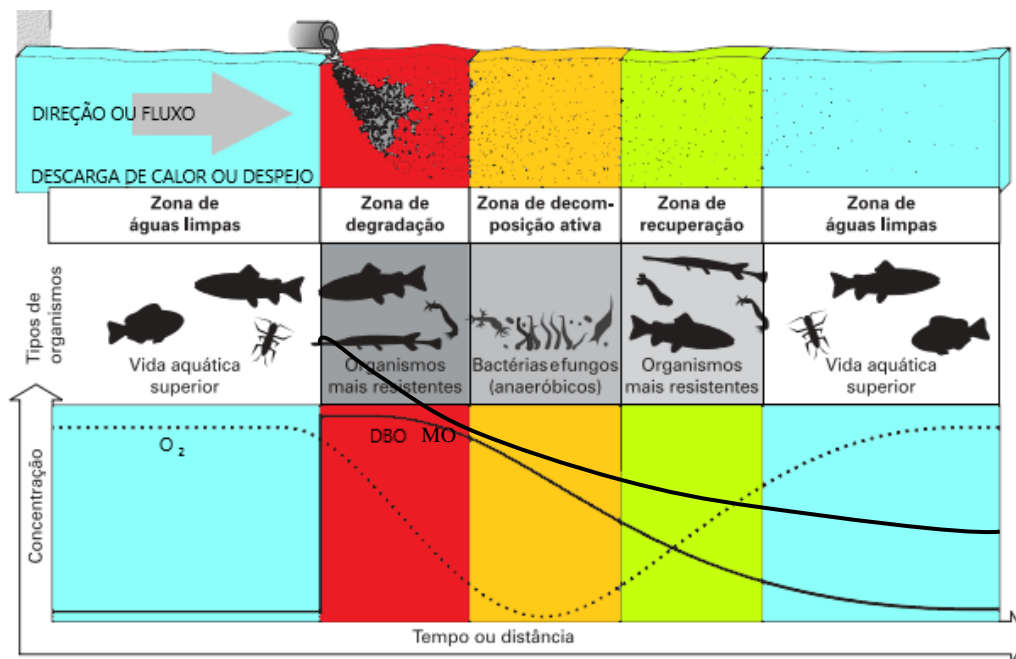
Componente	Concentração	Características	Principais Fontes
Proteínas	40% a 60%	Presentes em organismos de animais e vegetais. Contém C, H, N, O e em alguns casos P, S e Fe em sua composição.	Esgoto doméstico, comercial e industrial.
Carboidratos	25% a 50%	Contém C, H e O em sua composição, são as primeiras substâncias consumidas pelas bactérias, produzindo ácidos orgânicos.	
Gorduras e óleos	8% a 12%	Fração da matéria orgânica solúvel em hexanos. A baixa solubilidade de óleos e graxas em água reduz a sua taxa de degradação biológica e causa rejeição das características estéticas do corpo receptor.	
Ureia		Ureia é o principal constituinte da urina, é facilmente hidrolisada, transformando-se, principalmente, em amônia e raramente é encontrada no esgoto bruto.	Esgoto doméstico, comercial e de instituições.
Surfactantes		Grandes moléculas orgânicas, levemente solúveis em águas, que podem causar espumas em Estações de Tratamento de Efluentes (ETE) e em águas superficiais nas quais o efluente é descarregado. Aderem à superfície ar-água, o que dificulta a sua degradação.	Esgoto doméstico, comercial e industrial, provenientes de agentes desinfetantes.
Fenóis	Valores irrisórios	Confere gosto a água mesmo em baixas concentrações, causa impacto à saúde humana em elevadas concentrações.	Esgoto industrial.
Matéria inorgânica		Nos esgotos é formada, principalmente, por areias e substâncias minerais dissolvidas. Raramente os esgotos domésticos são tratados para remoção desse material, salvo o processo de desarenação.	Atividades mineradoras, atividades agrícolas, escoamento superficial e subterrâneo.
Pesticidas, herbicidas.		Não são constituintes comuns no esgoto doméstico, na água podem ser tóxicos para o fitoplâncton e animais, causando mortandade de peixes e contaminação de sua carne, tornando-o impróprio para consumo.	Atividades agrícolas.

Fonte - Adaptado de JORDAO & PÊSSOA (2014), METCALF & EDDY (2016), VON SPERLING (2014).

3.1.1 Autodepuração

Um corpo d'água possui mecanismos naturais para a conversão de matéria orgânica em produtos mineralizados inertes, em um fenômeno conhecido como autodepuração, que restabelece o equilíbrio no meio aquático após alterações induzidas por despejos. Esse fenômeno possui limitações próprias conforme as características do corpo hídrico, um aporte excessivo de nutrientes, por exemplo, pode desequilibrar e minimizar esse processo natural (VON SPERLING, 2016). A autodepuração realiza-se por meio de processos físicos (diluição, sedimentação), químicos (oxidação) e biológicos. A decomposição da matéria orgânica corresponde, portanto, a um processo biológico integrante do fenômeno da autodepuração (BRAGA *et al.*, 2005). O processo de autodepuração ocorre, basicamente, conforme apresentado na Figura 1.

Figura 1 - Processo de autodepuração.



Fonte: Adaptado de BRAGA *et al.* 2005.

Como pode ser observado na Figura 1, o processo de autodepuração apresenta quatro etapas distintas, classificadas como zona de degradação, zona de decomposição ativa, zona de recuperação e zona de águas limpas. Essas etapas possuem características distintas e auxiliam no entendimento do que ocorre no corpo hídrico ao longo de todo o processo de autodepuração. As principais características dessas etapas são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Principais características das zonas de autodepuração.

Zonas de autodepuração	Principais características
Zona de Degradação	<p>-Ocorre logo a jusante do ponto de despejo de efluentes;</p> <p>A água torna-se turva, devido à presença de sólidos, que na ocasião da sedimentação são responsáveis pela formação de lodo;</p> <p>-Aumento significativo no aporte de matéria orgânica (MO);</p> <p>-Crescimento de bactérias aeróbias decompositoras de MO que irão utilizar o oxigênio dissolvido (OD) em seus processos respiratórios;</p> <p>-Possíveis regiões de condições anaeróbias no fundo do corpo receptor, produzindo metano e gás sulfídrico, responsáveis por odores desagradáveis;</p> <p>- Ainda existem peixes que afluem ao local em busca de alimentos, quantidade elevada de bactérias e fungos, mas poucas algas.</p>
Zona de Decomposição Ativa	<p>-A qualidade da água apresenta seu estado mais deteriorado;</p> <p>-OD atinge sua menor concentração, em caso de consumo total, a região entra em condição de anaerobiose, causando o desaparecimento da vida aeróbia;</p> <p>-O ecossistema aquático começa a se organizar, com os microrganismos desempenhando ativamente suas funções de decomposição da matéria orgânica;</p> <p>-Quando cessa a decomposição de MO e seus microrganismos decompositores morrem é que o aporte de OD passa a ser maior que o seu consumo e sua concentração passa a aumentar.</p>
Zona de Recuperação	<p>-OD pode voltar a atingir a concentração de saturação;</p> <p>-As condições anaeróbias não são mantidas;</p> <p>-A MO foi totalmente estabilizada e convertida em compostos inertes;</p> <p>-O aspecto das águas melhora continuamente, com diminuição da turbidez e aumento da incidência luminosa;</p> <p>-Há uma redução na quantidade de bactérias e fungos e um aumento na quantidade de peixes e outros organismos aeróbios;</p> <p>-Existe uma tendência para a proliferação de algas em consequência da diminuição da turbidez da água e da disponibilidade de nutrientes, resultante da decomposição da matéria orgânica.</p>
Zona de Águas Limpas	<p>-O equilíbrio do corpo receptor é restabelecido;</p> <p>-Suas condições físico, químicas e biológicas tendem para as características anteriores ao despejo de efluentes.</p>

O fim do processo de autodepuração não significa necessariamente que o corpo hídrico receptor esteja livre de organismos patogênicos (VON SPERLING, 2014). Devido à mineralização ocorrida na zona anterior, as águas apresentam uma maior concentração de nutrientes, que em condições elevadas resultam no elevado crescimento de algas no meio aquático, chegando a níveis que causam problemas aos vários usos previstos para o corpo d'água, em um processo que recebe o nome de eutrofização (MOTA & VON SPERLING, 2009).

3.1.2 Eutrofização

Eutrofização é a condição que favorece o desenvolvimento de florações de cianobactérias e microalgas, que ocorre em condições de luminosidade, temperatura e pH convenientes (SMITH & SCHINDLER, 2009). Tal processo pode ocorrer em corpos d'água naturais (tais como lagoas, lagos, rios e córregos de baixa velocidade), ou artificiais (tais como reservatórios e represas) (VALENTE & PADILHA, 1997).

SMITH, JOYE & HOWARTH (2006) apontam que a intensidade e a frequência dos problemas de qualidade da água relacionados com a eutrofização estão frequentemente correlacionadas com as taxas de fornecimento de N e P às águas receptoras. Detergentes, esgoto doméstico e atividades agrícolas são as três principais fontes de enriquecimento de nutrientes (P e N) e, conseqüentemente, da eutrofização de corpos d'água naturais por meio de atividades antrópicas (SOUZA *et al.*, 2014). Todos os lagos de água salgada e doce em áreas densamente povoadas estão sob a ameaça direta de eutrofização (KHAN & ANSARI, 2005). Os principais efeitos adversos da eutrofização são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Possíveis efeitos da eutrofização.

• Aumento da biomassa de fitoplâncton e vegetação de macrófitas;
• Aumento da biomassa de espécies consumidoras;
• Mudanças para espécies de algas formadoras de flor que podem ser tóxicas ou não comestíveis;
• Aumento na proliferação de zooplâncton gelatinoso (ambientes marinhos);
• Aumento da biomassa de algas bentônicas e epifíticas;
• Mudanças na composição de espécies da vegetação macrófita;
• Declínios na saúde dos recifes de coral e perda de comunidades dos recifes de coral;
• Aumento da incidência de mortes de peixes;
• Reduções na diversidade de espécies;
• Reduções na biomassa de peixes e crustáceos capturáveis;
• Diminuição da transparência da água;
• Problemas de sabor, odor e tratamento de água potável;
• Depleção de oxigênio;
• Incidência de mosquitos e insetos;
• Diminuição da navegabilidade do corpo hídrico;
• Diminuição do valor estético percebido do corpo d'água.

Fonte - Adaptado de SMITH & SCHINDLER (2009); MOTA & VON SPERLING (2009).

É possível contornar o problema da eutrofização, mediante ações para a melhoria na qualidade da água, como a proteção de matas ciliares, terraceamento de áreas agrícolas, a aplicação adequada de insumos agrícolas e através do tratamento de efluentes (SOUZA *et al.*, 2014). A gestão da carga de nutrientes pode, portanto, continuar a ser uma peça-chave para manter a qualidade das nossas águas superficiais (SMITH *et al.*, 2006).

O potencial para longos períodos de recuperação devem ser considerado quando as ações de gerenciamento da eutrofização são planejadas, implementadas e avaliadas. Devido a extensão das modificações antrópicas de cobertura do solo nas bacias hidrográficas e ao uso dos ecossistemas aquáticos para recreação, despejo de efluentes, transporte e extração de recursos naturais, é fundamental estabelecer metas de restauração adequadas (MCCRACKIN *et al.*, 2016).

3.2 Efluentes industriais e agroindustriais

A água é um recurso amplamente utilizado na indústria em seu processo produtivo, representando o segundo maior consumo de água doce no mundo, cerca de 19% (UNESCO, 2021). Não existe um requisito de qualidade da água genérico para todas as indústrias, pois cada uso específico apresenta requisitos particulares.

Os efluentes industriais podem estar presentes na rede pública de coleta, geralmente em quantidade não significativa, indústrias que possuem geração significativa de efluentes, de aspecto qualitativo e/ou quantitativo, tendem a ter suas próprias unidades de tratamento ou pré tratamento de efluentes, antes de lançarem seus rejeitos nas redes públicas ou em corpos hídricos. As características dos efluentes industriais são inerentes à composição das matérias primas, às águas de abastecimento e ao processo industrial (JORDÃO & PESSOA, 2014). Nos efluentes industriais há uma fração, associada às instalações sanitárias dos funcionários e aos refeitórios, usualmente com características similares às dos esgotos domésticos (FUNASA, 2019).

A concentração dos poluentes nos efluentes é função das perdas no processo ou pelo consumo de água. Indústrias que processam produtos farmacêuticos, alimentícios e de bebidas estão entre aquelas que precisam de água de qualidade elevada. Indústrias que utilizam a água para resfriamento devem usar água isenta de substâncias que causem o aparecimento de incrustações e corrosão nos condutos. Indústrias envolvidas com processos de tingimento de tecidos e louças devem ter à disposição água isenta de produtos que propiciem o aparecimento de manchas no produto final (BRAGA *et al.*, 2005).

Determinados efluentes industriais podem apresentar substâncias tóxicas e/ou não biodegradáveis, que em determinadas concentrações afetarão todo o equilíbrio do ecossistema aquático. Embora os metais, de um modo geral, possam vir a ser tóxicos às plantas e aos animais, nas concentrações reduzidas em que habitualmente aparecem nos esgotos domésticos, não se tem notícias de problemas de toxidez crônica por exposição aos mesmos, o que não pode ser dito com relação aos efluentes industriais, pois estes são as principais fontes dos metais em águas residuárias (VON SPERLING, 2014).

A agricultura utiliza a maior parte (69%) dos recursos mundiais de água doce. Em muitas regiões do mundo, a água para a produção de alimentos é utilizada de forma ineficiente. A má gestão do uso da água na agricultura é um importante fator de degradação ambiental, podendo causar o esgotamento de aquíferos, redução dos caudais dos rios, degradação dos habitats da vida selvagem e poluição (UNESCO, 2021).

A qualidade da água utilizada na irrigação depende do tipo de cultura a ser irrigada. Para o cultivo de vegetais que são consumidos crus, a água deve estar isenta de organismos patogênicos que poderão atingir o consumidor desse produto. Essa água também deve estar isenta de substâncias que sejam tóxicas aos vegetais e/ou aos seus consumidores. Esquemas de irrigação mal operados arruinaram grandes áreas de solo originalmente férteis em consequência do efeito da salinização e do encharcamento dos solos. Além disso, ela pode carrear para os corpos de água superficiais e subterrâneos as substâncias empregadas para o aumento de produtividade da agricultura. Entre tais substâncias, destacam-se os fertilizantes sintéticos e os defensivos agrícolas (BRAGA *et al.*, 2005).

Os resíduos agroindustriais são gerados no processamento de alimentos, fibras, couro, madeira, produção de açúcar, álcool, etc, e podem ser classificados em orgânicos e inorgânicos. Os resíduos orgânicos são aqueles gerados nos setores de agricultura e pecuária como os rejeitos das culturas (café, cacau, banana, soja, milho, etc.), dejetos gerados nas criações animais e os efluentes e resíduos produzidos nas agroindústrias, como abatedouros, laticínios e graxarias. Os resíduos sólidos inorgânicos abrangem as embalagens produzidas nos segmentos de agrotóxicos, fertilizantes e insumos farmacêuticos veterinários. As águas residuárias provenientes das agroindústrias podem ser o resultado da lavagem do produto, escaldamento, cozimento, pasteurização, resfriamento e lavagem do equipamento de processamento e das instalações (MO *et al.*, 2018; ALENCAR *et al.*, 2020).

Resíduos da agroindústria podem ser fontes valiosas de polissacarídeos e proteínas de base natural com propriedades funcionais interessantes para aplicações alimentares,

farmacêuticas e agrícolas (CERRI *et al.*, 2020). Tais resíduos são ricos em matéria orgânica, e resultam na geração de efluentes com alta concentração de matéria carbonácea, compostos nitrogenados e fosforados (ALENCAR *et al.* 2020).

É difícil mensurar qual o melhor sistema de gestão da qualidade da água agrícola, pois o mesmo envolve muitos parâmetros incertos com diferentes qualidades de dados. Os procedimentos convencionais de estabelecimento de um modelo de otimização para apoiar a gestão da qualidade da água agrícola envolvem, primeiramente, investigar e analisar as informações relacionadas dentro de um sistema agrícola. Essas informações podem incluir as capacidades de cultivo de safras e criação de gado, a quantidade unitária de poluentes (por exemplo, N ou P) de adubos e fertilizantes aplicados, os padrões de descarga disponíveis e as capacidades ambientais de carga exigidas. A próxima etapa é definir o limite do sistema, a meta de planejamento e as condições restritivas e determinar as abordagens de otimização de acordo com as características do sistema. A etapa final é formular e resolver o modelo de otimização, visando maximizar o benefício líquido e equilibrar a economia e a confiabilidade do sistema (XU & QIN, 2010).

3.2.1 Características dos efluentes industriais e agroindustriais

As águas residuais têxteis, por exemplo, costumam conter vários tipos diferentes de contaminantes, como corantes, sais, agentes oxidantes e agentes de colagem. Essas águas residuais altamente contaminadas contêm quantidades consideráveis de carbono orgânico dissolvido, causando uma alta demanda química de oxigênio no corpo hídrico receptor desse efluente (CHOU *et al.*, 2010).

É importante entender as implicações do despejo desses efluentes e em como os parâmetros apresentados se comportam em meio aquático. Os tópicos a seguir definem e exemplificam parte dessas implicações, tornando clara a necessidade de estabelecer e respeitar os limites de lançamentos dos mesmos.

3.2.1.1 Carbono Orgânico

O carbono orgânico é um substrato de energia para muitos microrganismos e seu consumo contribui para o problema da depleção de oxigênio dissolvido em corpos d'água que se tornam uma ameaça à vida aquática. Além disso, os custos de tratamento aumentam quando o carbono orgânico dissolvido em águas residuais é alto (MOOK *et al.*, 2012).

A medição do carbono orgânico total (COT) fornece um método rápido e preciso para determinar o grau de contaminação orgânica, uma vez que a quantidade de carbono na água residual é um indicador do caráter orgânico do efluente. Quanto maior o carbono ou conteúdo orgânico, mais oxigênio é consumido (CHOU *et al.*, 2010).

3.2.1.2 DQO, DBO e OD

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é um dos parâmetros mais importantes para a determinação do grau de poluição da água (BORGES *et al.*, 2018). Uma das vantagens da DQO sobre a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é que a mesma permite respostas em tempo menor, 2 horas (método do dicromato), além disso o teste de DQO engloba não somente a demanda de oxigênio satisfeita biologicamente (como a DBO), mas tudo o que é susceptível a demanda de oxigênio, em particular os sais minerais oxidáveis. Por isto a DQO é preferível à DBO na análise de despejos industriais (JORDÃO & PESSOA, 2014).

Avaliar a Demanda bioquímica de oxigênio é a forma mais utilizada para se medir de forma indireta a quantidade de matéria orgânica presente no esgoto ou, em outras palavras, medir a quantidade de oxigênio necessário para estabilizar bioquimicamente a matéria orgânica presente no volume padronizado de uma amostra, pela ação de bactérias aeróbias. Convencionou-se estabelecer a DBO-padrão como medida da matéria orgânica carbonácea, procedendo-se à análise no quinto dia e mantendo-se durante o teste a temperatura da amostra em 20°C, passando a ser expressa como DBO_5^{20} (FUNASA, 2019). Quanto maior o grau de poluição orgânica, maior será a DBO, altos teores podem ser extremamente prejudiciais aos corpos hídricos, uma vez que podem levar ao completo esgotamento de oxigênio dissolvido na água, acarretando no extermínio de diversas formas de vida aquática no local de lançamento (BORGES *et al.* 2018). A DBO vai reduzindo-se gradativamente durante o processo aeróbio, até a matéria orgânica estar totalmente estabilizada.

A relação DQO/DBO é um importante indicador ao avaliar que tipo de tratamento será empregado a determinado efluente. Quanto menor essa relação, maior a probabilidade de ter sucesso em um tratamento biológico. Von Sperling (2014) aponta que o esgoto doméstico bruto tem uma faixa de variação DQO/DBO₅ entre 1,7 e 2,4, enquanto os efluentes industriais apresentam uma faixa mais diversificada. A biodegradabilidade dos despejos, bem como o método de tratamento a ser empregados podem ser apresentados pela relação DQO/DBO₅ conforme a Tabela 4.

Tabela 4 - Relação entre DQO/DBO₅, a biodegradabilidade e o método de tratamento de efluentes.

Relação DQO/DBO₅	Características do efluente
DQO/DBO ₅ < 2,5 (baixa)	- A fração biodegradável é elevada; - Indicação de tratamento biológico.
2,5 < DQO/DBO ₅ < 4,0 (intermediária)	- A fração biodegradável não é elevada; - Requer estudos de tratabilidade para verificar a viabilidade do tratamento biológico.
DQO/DBO ₅ > 4,0 (elevada)	-A fração inerte (não biodegradável) é elevada; -Possível indicação de tratamento físico-químico.

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2014).

Um dos melhores indicadores do equilíbrio de um ecossistema aquático é o teor de oxigênio dissolvido (OD) no meio, o balanço de oxigênio de um corpo hídrico engloba uma relação ente o consumo de OD, que pode ocorrer através da decomposição da matéria orgânica carbonácea e nitrogenada, da respiração dos seres aeróbios e da demanda de oxigênio, em confronto com as fontes de OD, sejam elas provenientes das características físicas do corpo hídrico, das trocas gasosas entre o meio aquático e atmosférico, do aporte de OD de rios afluentes, da descarga de barragens e reservatórios, da fotossíntese e por meio dos processos naturais e artificiais de reaeração (JORDÃO & PESSOA, 2014).

3.2.1.3 Nitrogênio

O Nitrogênio é um elemento indispensável para o crescimento de microrganismos, plantas e animais, por ser um bloco construtivo essencial para a síntese de proteínas, é necessário avaliar dados sobre esse elemento ao optar pelo tratamento biológico do esgoto (METCALF & EDDY, 2016). O Nitrogênio em meio aquático pode ser encontrado, principalmente, sob as formas de: (a) nitrogênio molecular (N₂), escapando para a atmosfera; (b) nitrogênio orgânico, dissolvido e em suspensão; (c) amônia, livre (NH₃) e ionizada (NH₄⁺); (d) nitrito (NO₂⁻); (e) nitrato (NO₃⁻) (VON SPERLING, 2014).

Compostos nitrogenados podem atingir as águas superficiais e subterrâneas como consequência da atividade agrícola (incluindo aplicação excessiva de fertilizantes e adubos nitrogenados inorgânicos), através de rejeitos de atividades industriais e do descarte de águas residuais, principalmente por fossas sépticas (Health Canada, 2017; WHO, 2017).

A forma predominante de nitrogênio em corpos hídricos fornece uma informação precisa sobre o estágio de degradação dos mesmos, onde a poluição recente apresenta nitrogênio orgânico ou amônia em maiores concentrações, e para despejos mais antigos predomina o nitrogênio sob a forma de nitrato. A Tabela 5 elucida essas informações.

Tabela 5 - Distribuição das formas de nitrogênio conforme condições de despejo.

Condição	Forma predominante de nitrogênio
Esgoto bruto	<ul style="list-style-type: none"> • Nitrogênio orgânico; • Amônia.
Poluição recente em um corpo hídrico	<ul style="list-style-type: none"> • Nitrogênio orgânico; • Amônia.
Estágio intermediário de poluição em um corpo hídrico	<ul style="list-style-type: none"> • Nitrogênio orgânico; • Amônia; • Nitrito (em menores concentrações); • Nitrato.
Poluição remota em um corpo hídrico	<ul style="list-style-type: none"> • Nitrato.
Efluente de tratamento sem nitrificação	<ul style="list-style-type: none"> • Nitrogênio orgânico (em menores concentrações); • Amônia.
Efluente de tratamento com nitrificação	<ul style="list-style-type: none"> • Nitrato.
Efluente de tratamento com nitrificação/desnitrificação	<ul style="list-style-type: none"> • Concentrações mais reduzidas de todas as formas de nitrogênio.

Fonte - Adaptado de VON SPERLING (2014).

Como visto anteriormente, o nitrogênio é um dos nutrientes mais importantes para o desenvolvimento de plantas aquáticas e, em excesso, pode ocasionar o processo de eutrofização de corpos hídricos.

3.2.1.4 Fósforo Total

O fósforo é um nutriente essencial para o crescimento dos micro-organismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. A relação em peso de DBO/N/P é indicadora da viabilidade do tratamento biológico, os esgotos domésticos possuem os teores adequados para manter este balanço no tratamento (FUNASA, 2019). A relação em peso de DBO/N/P tem sido apresentada como 100/5/1 (100mg/L de DBO / 5mg/L de N / 1mg/L de P) como a necessária para manter um balanço adequado de matéria orgânica e nutrientes em um tratamento biológico (JORDÃO & PESSOA, 2014).

O fósforo em meio aquático normalmente se apresenta nas formas de ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico. No esgoto doméstico a forma mais encontrada é de ortofosfato, que é diretamente metabolizado pelos seres vivos sem necessidade de conversão a formas mais simples (VON SPERLING, 2014).

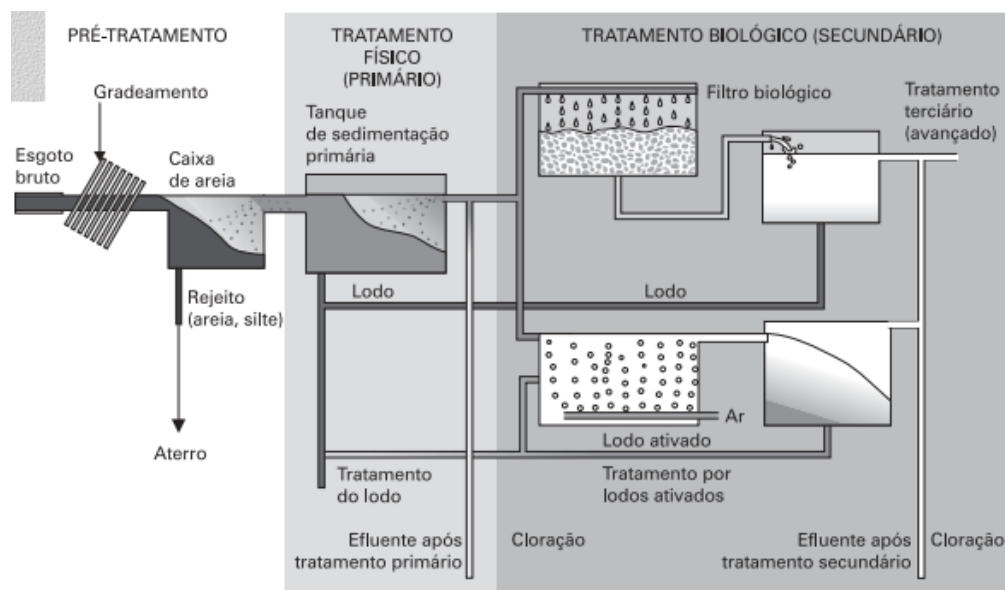
A remoção de fósforo através do tratamento biológico requer a existência de etapas aeróbias e anaeróbias na linha de tratamento. Em sistemas de lodo ativado, por exemplo, temos a presença de organismos acumuladores de fosfato (OAP) que chegam a possuir cerca de 30% de fósforo em sua composição, em termos de massa. Na zona anaeróbia há liberação de fosfatos presentes em organismos aeróbios, que são assimilados pelos OAP e armazenado em suas células para geração de energia, a população de OAP aumenta, e será parcialmente retirada do meio através da remoção do lodo ativado excedente (VON SPERLING, 2018).

3.2.2 Processos biológicos de tratamento de efluentes

Para entender os processos biológicos de tratamento de efluentes, é necessário compreender como funciona, de forma sucinta, todas as etapas que costumam ocorrer em uma estação de tratamento de efluentes (ETE).

Os mecanismos físicos de tratamento de efluentes englobam o tratamento preliminar, ou pré-tratamento, que visa a remoção de sólidos grosseiros e o tratamento primário, que objetiva a remoção de sólidos sedimentáveis e, em decorrência, parte da matéria orgânica. Já no tratamento secundário prevalecem os tratamentos biológicos, onde o objetivo é remover a matéria orgânica e eventualmente nutrientes (como nitrogênio e fósforo), enquanto que no tratamento terciário o foco é a remoção de poluentes específicos (tóxicos e/ou não biodegradáveis) e complementar o tratamento secundário (VON SPERLING, 2014). A disposição de uma estação convencional, utilizando os tratamentos descritos acima, pode ser observada na Figura 2.

Figura 2- Disposição esquemática de uma estação de tratamento de esgoto tradicional.



Fonte: Adaptado de Braga *et al.* (2005).

Os níveis de tratamento de efluentes possuem vários tipos de operações, sistemas e processos, existem diversos mecanismos capazes de remover determinado parâmetro, a escolha do melhor tipo de tratamento requer uma série de estudos e uma melhor caracterização do efluente a ser tratado. As principais operações, processos e sistemas de tratamentos, estão apresentados na Tabela 6, abaixo.

O objetivo geral do tratamento biológico de esgoto industrial é remover ou reduzir a concentração de compostos orgânicos. Como alguns dos constituintes e compostos encontrados nesses efluentes são tóxicos a microrganismos, um pré-tratamento pode ser requerido antes que o esgoto industrial seja lançado em um sistema de coletor municipal. Em relação às águas de retorno de irrigação (drenagem) contendo nutrientes, o objetivo é removê-los, especialmente nitrogênio e fósforo, pois são capazes de estimular o crescimento de plantas aquáticas (METCALF & EDDY, 2016).

Em uma estação de tratamento de esgoto, o tratamento biológico é otimizado por condições controladas, que aumentam a sua eficiência e atuam em um ambiente mais compacto (VON SPERLING, 2016). Os sistemas de tratamento de efluentes mais utilizados na indústria de celulose e papel são os tratamentos biológicos, principalmente lagoas aeradas e lodos ativados, que são muito eficientes na remoção da matéria orgânica biodegradável, mas que apresentam limitações para a remoção da matéria orgânica recalcitrante (ARAUJO *et al.*, 2009). A Tabela 6 traz operações, processos e sistemas de tratamentos frequentemente utilizados para a remoção de poluentes de esgotos.

Tabela 6 – Operações, processos e sistemas de tratamentos frequentemente utilizados para a remoção de poluentes de esgotos.

Poluente	Nível de Tratamento	Principais operações, processos ou sistema de tratamento
Sólidos grosseiros em suspensão	Preliminar	Crivos, Gradeamento, Desintegradores.
Óleos, graxas e substâncias flutuantes análogas	Preliminar	-Deve ser removido, preferencialmente, na fonte geradora, através do uso de caixas de gordura/óleo. -Tanque de retenção de gordura, tanque de flotação, decantadores com remoção de escumas.
Sólidos grosseiros sedimentáveis	Primário	Tanque de sedimentação, centrifugadores.
Sólidos miúdos em suspensão e DBO suspensa	Primário	Tanque de filtração, tanque de precipitação química, filtro de areia, sistemas compactos, flotação/coagulação.
DBO em suspensão remanescente e DBO solúvel	Secundário	Filtração biológica, lagoas de estabilização e variações, lodos ativados, decantação intermediária ou final, biodiscos e tratamento anaeróbio.
Nitrogênio	Secundário; Terciário; Avançado.	Amonificação, Nitrificação/desnitrificação biológica, ozonização, Processos Oxidativos Avançados (POA), adsorção por carvão ativado, processos de separação por membranas.
Fósforo	Secundário; Terciário.	Remoção biológica, ozonização, Processos Oxidativos Avançados (POA), adsorção por carvão ativado, processos de separação por membranas.
Patógenos	Secundário (parcial); Terciário (principal).	Lagoas de maturação, disposição no solo, meios filtrantes, condições adversas, desinfecção com produtos químicos (principalmente por compostos clorados), desinfecção por radiação ultravioleta.
Lodo	Pós tratamento	-Espessamento, flotação, digestão anaeróbia, centrifugação, secagem. -Destinação final no solo, em lagoas, incineração ou em aterros.

Fonte - Adaptado de BRAGA *et al* (2005) e VON SPERLING (2014).

O papel desempenhado pelos microrganismos no tratamento de esgotos depende do processo a ser utilizado. Em lagoas de estabilização, as algas têm função fundamental, devido ao processo de fotossíntese. Nos sistemas anaeróbios de tratamento, as condições são favoráveis, ou mesmo exclusivas, ao desenvolvimento de microrganismos adaptados à ausência

de oxigênio, destacando-se as bactérias acidogênicas e metanogênicas. A massa microbiana envolvida em processos aeróbios é composta por bactérias e protozoários, e a capacidade dos fungos de sobreviver em faixas de pH reduzidas e com pouco nitrogênio faz com que os mesmos sejam importantes no tratamento de despejos industriais (VON SPERLING, 2016).

O tratamento biológico de efluentes, normalmente apresentados como tratamento secundário, está associado a tratamentos primários e terciários, podendo estar combinados com outros tipos de tratamento biológico. Os processos convencionais de tratamento biológico são os filtros biológicos, as lagoas de estabilização, sistema de lodo ativado e processos anaeróbios de tratamento, um método que ganhou espaço entre os métodos convencionais é o uso de wetlands. Suas principais características estão dispostas a seguir.

3.2.2.1 Filtros Biológicos Aeróbios

O processo que envolve filtros biológicos aeróbios consiste, basicamente, no contato do esgoto com a massa biológica contida no filtro biológico, onde ocorre sua oxidação bioquímica. O reator possui um meio suporte, que pode ser formado por pedregulhos, cascalhos, pedras britadas (com diâmetros de 5cm a 10cm), escórias de fornos de fundição ou material plástico, deixando espaços vazios que representam cerca de 90% de seu volume. (VON SPERLING, 2017).

O mecanismo de filtragem biológica funciona através de um dispositivo de alimentação e percolação, que passa continuamente nos interstícios e promove assim o crescimento e a aderência da massa biológica na superfície do meio suporte. Na biofiltração a massa biológica permanece fixa (aderida) e requer ampla ventilação através dos interstícios, natural ou mecânica, para manter o suprimento de oxigênio. Em condições favoráveis a massa biológica agregada ao meio suporte retém a matéria orgânica contida no esgoto, através do fenômeno de adsorção (JORDÃO & PESSOA, 2014).

O excesso de biomassa é carregado periodicamente do crescimento aderido e alguma forma de separação líquido/sólido, onde os sólidos são coletados no fundo do decantador e removidos pelo sistema de processamento de excesso de lodo. É necessária alguma forma de separação líquido/sólido para produzir um efluente com uma concentração de sólidos suspensos aceitável (METCALF & EDDY, 2016).

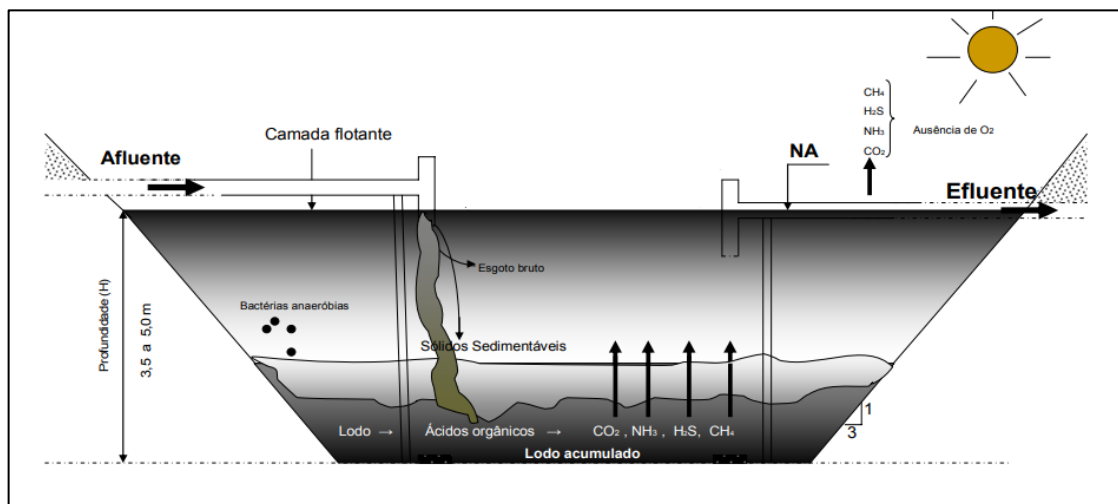
3.2.2.2 Lagoas de Estabilização

Esse sistema tem como finalidade a estabilização da matéria orgânica através da oxidação bacteriológica e/ou redução fotossintética das algas. Atuando em lagoas naturais ou artificiais onde prevalecem condições físicas, químicas e biológicas que caracterizam a autodepuração. O tratamento biológico pode ocorrer em condições anaeróbias, aeróbias ou facultativas, variando de acordo com a disponibilidade de oxigênio dissolvido no meio e da carga de efluente a ser decomposta, além das características físicas do corpo receptor.

As lagoas de estabilização constituem-se na forma mais simples para tratamento de esgotos, há diversas variantes desse sistema, sendo as mais utilizadas as lagoas anaeróbias, lagoas facultativas e lagoas de maturação (sistema australiano). A lagoa de maturação difere das demais por ter como objetivo a remoção de patógenos, enquanto as demais estão focadas na remoção de matéria carbonácea. Lagoas de estabilização são indicadas para regiões de clima quente e países em desenvolvimento, esse sistema requer elevada área disponível para sua operação e clima favorável (temperatura e insolação elevadas), tem operação simples e necessita de poucos ou de nenhum equipamento (VON SPERLING, 2017).

As lagoas anaeróbias são relativamente mais profundas, entre 3,5 m e 5,0 m, (para reduzir a penetração de luz nas camadas inferiores) e de menor volume, é a mais utilizada em casos de alta carga orgânica, podendo remover entre 50% e 70% da DBO. O aporte de carga orgânica supera o de OD, onde o mesmo é totalmente consumido gerando condições de anaerobiose (SILVA FILHO, 2007). A Figura 3 apresenta o desenho esquemático de uma lagoa anaeróbia.

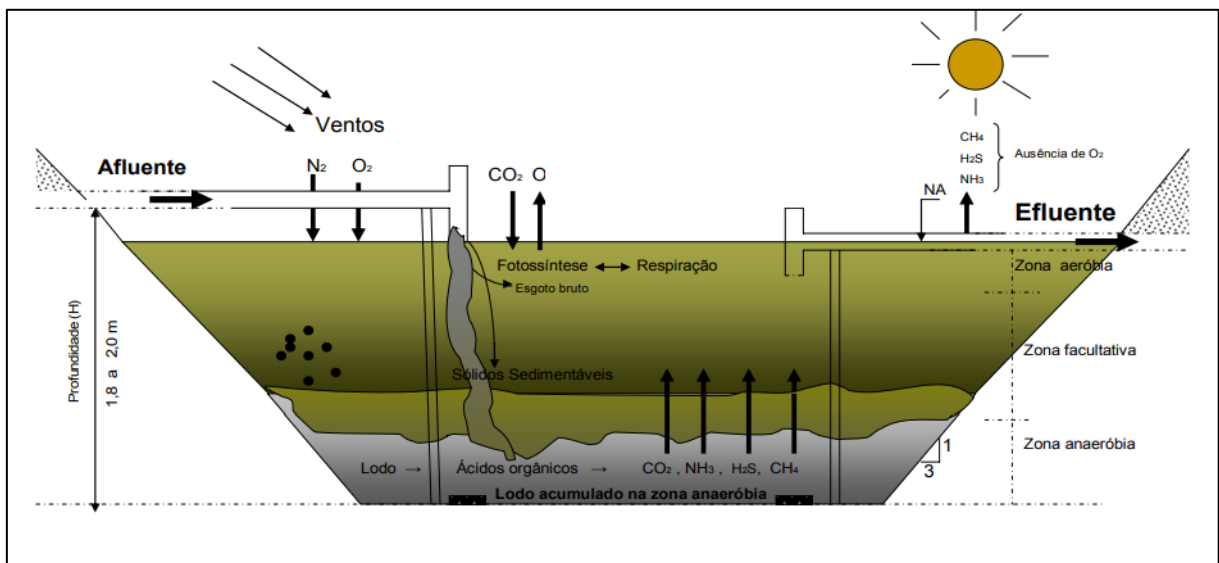
Figura 3 - Desenho esquemático de uma lagoa anaeróbia.



Fonte: Adaptado de Silva Filho (2007).

As lagoas facultativas possuem uma zona aeróbia em toda a sua superfície e condições de anaerobiose no fundo, onde ocorre acúmulo de sedimentos, tornando a interação superfície-fundo uma zona facultativa. Ao longo da decomposição da matéria orgânica por microrganismos anaeróbios a camada de lodo de fundo é convertida em substâncias como o gás carbônico (CO_2), o gás sulfídrico (H_2S) e o gás metano (CH_4). Enquanto a zona aeróbia tem ação das algas e microrganismos aeróbios, em uma relação de equilíbrio, onde as bactérias consomem oxigênio (O_2) e liberam CO_2 através da sua respiração e as algas realizam fotossíntese, produzindo O_2 e consumindo CO_2 . Esse sistema remove entre 75% e 85% de DBO e requer uma profundidade entre 1,8m e 2,0m, permitindo uma maior incidência de fonte luminosa, essencial no processo de fotossíntese das algas (JORDÃO & PÊSSOA, 2014; VON SPERLING, 2017). O desenho esquemático de uma lagoa do tipo facultativa está apresentado na Figura 4.

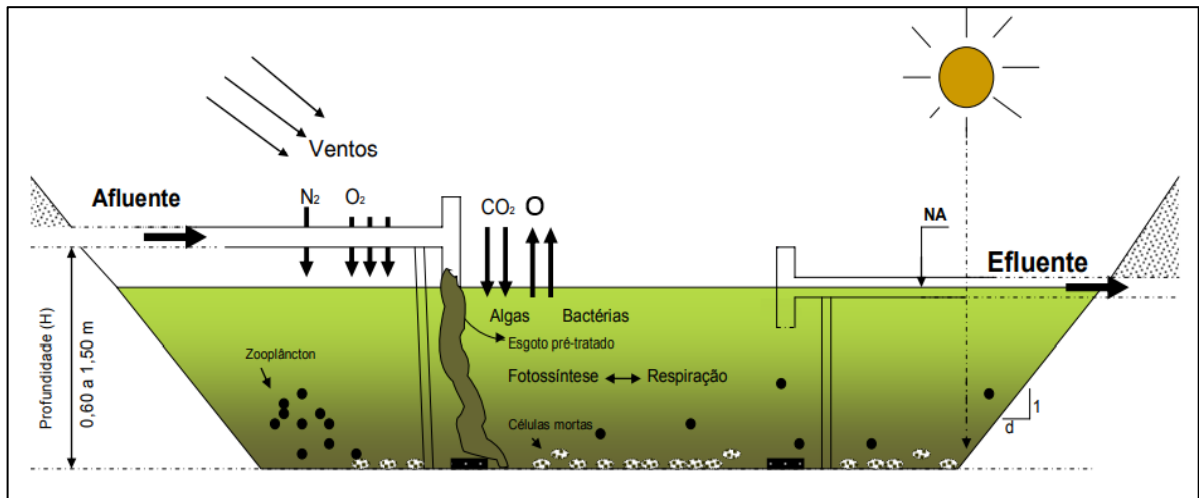
Figura 4 - Desenho esquemático de uma lagoa facultativa.



Fonte: Adaptado de Silva Filho (2007).

Nas lagoas de maturação predominam condições ambientais adversas para bactérias patogênicas, como radiação ultravioleta, elevado pH, elevado OD, temperatura mais baixa que a do corpo humano, falta de nutrientes e predação de outros organismos. Ovos de helmintos e cistos de protozoários tendem a sedimentar. A lagoa de maturação constitui um pós tratamento de processos que objetivam remover DBO, a profundidade dessas lagoas varia de 0,8m a 1,2m (VON SPERLING, 2017). O desenho esquemático de uma lagoa do tipo facultativa está apresentado na Figura 5.

Figura 5 - Desenho esquemático de uma lagoa de maturação.



Fonte: Adaptado de Silva Filho (2007).

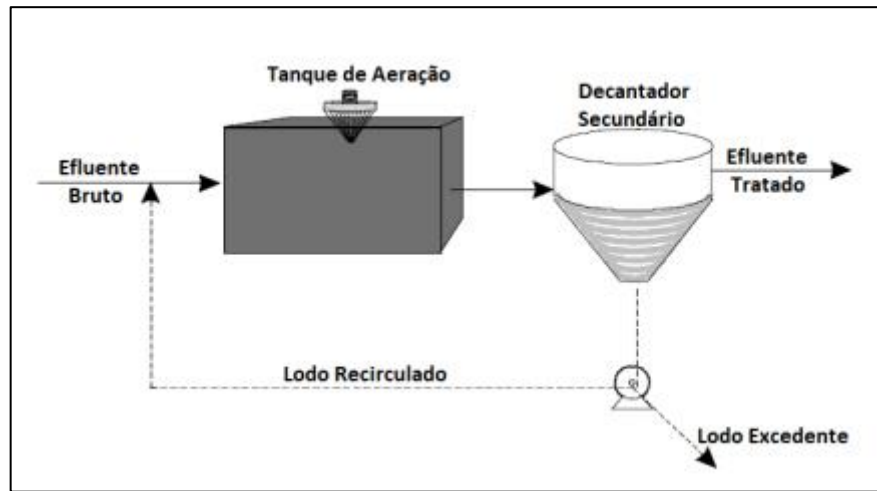
Com relação aos nutrientes, a remoção de nitrogênio nesse tipo de sistema se dá através da volatilização da amônia, assimilação de amônia e nitrato pelas algas, nitrificação/desnitrificação e sedimentação do nitrogênio inorgânico particulado, enquanto o principal mecanismo de remoção de fósforo é a precipitação de fosfatos em condições de elevado pH, mas de maneira geral a remoção de fósforo em lagoas de estabilização não é muito elevada (VON SPERLING, 2017).

3.2.2.3 Lodo Ativado

Lodo ativado é um floco produzido pelo crescimento de organismos na presença de oxigênio dissolvido e acumulado em concentração suficiente devido ao retorno de outros flocos previamente formados (recirculação do decantador). O sistema de lodo ativado é utilizado, frequentemente, quando se exige uma qualidade elevada do efluente final e um baixo requisito de área. Uma desvantagem desse sistema é que ele exige um índice maior de mecanização em relação aos filtros biológicos e lagoas de estabilização, implicando em manutenção mais sofisticada e maiores consumos de energia elétrica (VON SPERLING, 2018).

São partes integrantes desse sistema o tanque de aeração (reator), o tanque de decantação (decantador secundário) e a recirculação do lodo, conforme apresentado na Figura 6.

Figura 6 - Esquema de unidades da etapa biológica do sistema de lodos ativados.



Fonte: Von Sperling (2018).

Os efluentes são misturados, agitados e aerados ao lodo ativado no tanque de aeração, onde ocorrem as reações bioquímicas de remoção de matéria orgânica e, em determinadas condições, de nutrientes (N e P). Existe a necessidade de reaeração constante para manter os sólidos em suspensão e fornecer O_2 para a degradação da matéria orgânica. No decantador secundário ocorre a sedimentação dos sólidos (biomassa), esta, utiliza o substrato presente no esgoto bruto para se desenvolver. Esse processo gera flocos sedimentáveis floculemos, que são removidos por sedimentação gravitacional, a sedimentação dos sólidos permite que o efluente final saia clarificado (cerca de 99% de remoção dos sólidos suspensos são removidos nessa etapa) e esses sólidos sedimentados são recirculados para o reator, aumentando a concentração de biomassa no mesmo, o que é responsável pela alta eficiência do sistema (VON SPERLING, 2018; METCALF & EDDY, 2016).

Em muitos casos o processo de lodo ativado é utilizado em conjunto com processos físicos e químicos para o tratamento preliminar e primário do efluente e um pós tratamento, como a desinfecção. É necessária a retirada periódica do lodo biológico excedente devido ao crescimento da biomassa para não sobrecarregar o decantador (METCALF & EDDY, 2016).

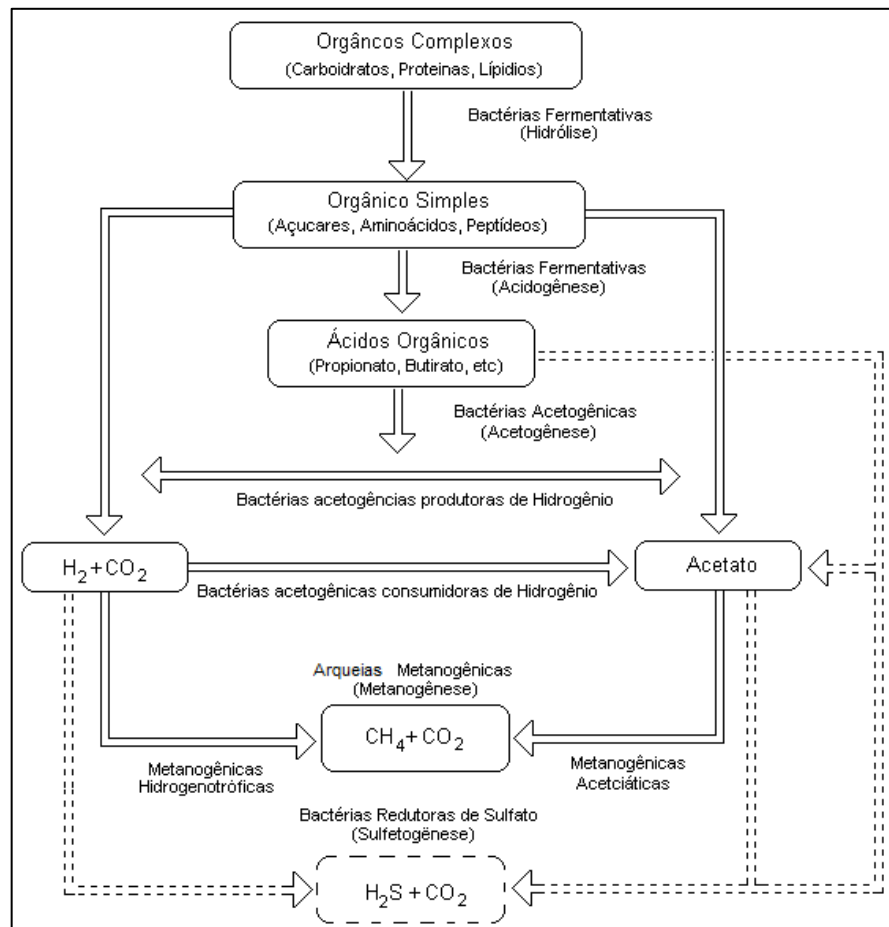
3.2.2.4 Processos Anaeróbios

Todos os compostos orgânicos podem ser degradados pela via anaeróbia, sendo que o processo se mostra mais eficiente e mais econômico quando os dejetos são facilmente biodegradáveis. A digestão anaeróbia tem sido amplamente utilizada no tratamento de efluentes industriais de origem agrícola e alimentícia (GUERI *et al.*, 2018; NADALETIV *et al.*, 2019; LINS *et al.*, 2020).

As principais vantagens desse sistema em relação ao sistema aeróbio provem da baixa produção de sólidos, do baixo consumo de energia e baixa demanda de área, em contrapartida, a remoção de nutrientes e patógenos é insatisfatória, sendo necessária a combinação com outros tratamentos. Como desvantagem os reatores anaeróbios requerem um período de partida para o desenvolvimento da biomassa necessária, são mais sensíveis a presença de substâncias tóxicas e variações significativas das características dos efluentes, e os efluentes produzidos em condições anaeróbias costumam apresentar aspecto desagradável, como maus odores (VON SPERLING, 2014; METCALF & EDDY, 2016).

A maior parte do material orgânico decomposto em sistemas anaeróbios (50% a 70%) é convertida em metano (CH_4) que sai do reator na forma gasosa, uma pequena fração é convertida em biomassa microbiana (5% a 15%) e o material não degradado representa entre 10% a 30% do efluente final (CHERNICHARO, 2016). As rotas metabólicas e os grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia podem ser observados na Figura 7.

Figura 7 - Rotas metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia (com redução de sulfato).



Fonte: Adaptado de Chernicharo (2016).

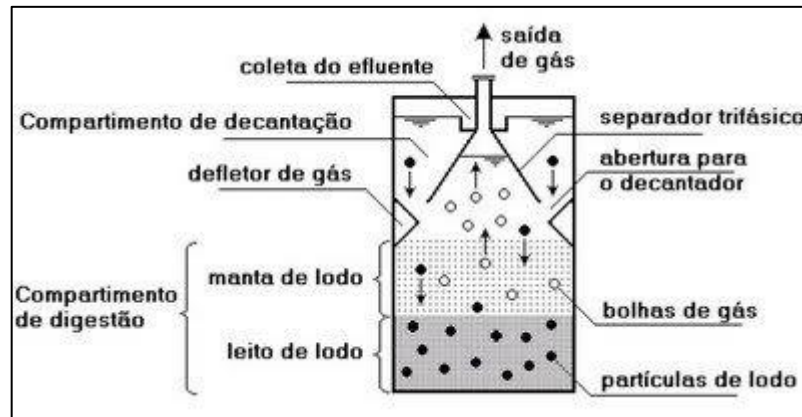
Segundo Cavalero e Alves (2020) um reator anaeróbio opera eficientemente se forem asseguradas as seguintes condições:

- Retenção de uma comunidade microbiana ativa e abundante dentro do reator;
- Contato suficiente entre os microrganismos e o substrato;
- Elevadas taxas de reação e ausência de limitações de transporte;
- Adaptação dos microrganismos ao substrato;
- Existência de condições ambientais favoráveis para todos os microrganismos presentes no reator.

Há uma extensa variedade de reatores anaeróbios, sendo os mais utilizados os reatores do tipo *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) e os filtros anaeróbios, o reator de manta de lodo, de nomenclatura inglesa UASB, é um sistema onde o lodo encontra-se suspenso, agregado sob a forma de floco ou grânulo, enquanto os filtros anaeróbios consistem em um sistema onde

o lodo encontra-se aderido a um material inerte de suporte e os organismos formam um biofilme, esse filtro pode ter fluxo ascendente ou descendente (JORDÃO & PÊSSOA, 2014). A Figura 8 apresenta um desenho esquemático do funcionamento de um reator UASB.

Figura 8 - Desenho esquemático de um reator UASB.



Fonte: CHERNICHARO (2016).

O efluente de um filtro anaeróbico costuma ser bastante clarificado e tem baixa concentração de matéria orgânica, porém é rico em sais minerais. Indica-se a disposição no solo e a irrigação como destinação desse efluente, desde que os organismos patogênicos apresentem valores dentro do permitido, já o efluente de um reator de manta de lodo não se enquadra em padrões estabelecidos, necessitando de pós tratamento (CHERNICHARO, 2016).

3.2.2.5 Wetland construído

Wetland construído é uma das várias denominações utilizadas para designar processos de tratamento de esgoto que consistem de lagoas, tanques ou canais rasos (usualmente com profundidade inferior a (1,0m), que abrigam plantas aquáticas, e que se baseiam em mecanismos biológicos, químicos e físicos para tratar o esgoto. O fluxo de efluentes em wetlands podem ser superficiais ou subsuperficiais, horizontais e/ou verticais. (MOTA & VON SPERLING, 2009). O fundo desses sistemas apresenta uma camada impermeável, seja de argila ou membrana sintética, enquanto estruturas controlam a alimentação, retirada de líquido e nível d'água. Dependendo do sistema, o wetland pode conter um meio suporte poroso e inerte, como brita, cascalho ou areia (VON SPERLING, 2014).

Nos últimos anos os wetlands se tornaram uma opção popular para o tratamento de águas residuais e foram reconhecidos como alternativas atraentes aos métodos convencionais, podendo ser usados em sistemas integrados como pré ou pós-tratamentos. Isso se deve à sua alta eficiência de remoção de poluentes e de nutrientes (P e N), e na diminuição da DQO e da

DBO. Esse sistema utiliza uma tecnologia natural suscetível a condições ambientais, de fácil implantação e operação, sua manutenção consiste na poda e remoção das plantas aquáticas, apresenta baixos requisitos de energia e altas taxas de reciclagem de água (CAI *et al.*, 2013; CUNHA & SEVERIANO JR, 2018; NAGARAJAN *et al.*, 2020).

3.3 Microalgas

As microalgas são um grupo diverso de microrganismos fotossintéticos procarióticos (cianobactérias) e eucarióticos (microalgas no termo biológico mais correto), que podem crescer rapidamente devido à sua estrutura simples (ANDERSEN, 2013). Sua utilização é promissora, principalmente, por necessitar de uma área relativamente menor de cultivo do que as espécies terrestres, ter rápido desenvolvimento, consumir menos água que as culturas terrestres, tolerar alto teor de CO₂ e ter alta capacidade de produzir e armazenar carboidratos e/ou óleos (LI *et al.*, 2008; SARANYA & SHANTHAKUMAR, 2018).

Andrade *et al.* (2019), constataram que as principais limitações do uso de microalgas no Brasil se devem a fatores como o país não possuir associação industrial de empresas do setor e para expandir a prática seria necessária a criação de associações, cooperativas ou agências governamentais compostas por agentes representativos, como pesquisadores, produtores, comerciantes e consumidores. Tal proposição possibilitaria sinergias entre governos, cientistas, indústria, consumidores e tomadores de decisão, promovendo o desenvolvimento de pesquisa, tecnologia e recursos industriais para a utilização em bioprocessos efetivos com as microalgas.

Para entender e aplicar as microalgas em bioprocessos é necessário mencionar principalmente três aspectos: as necessidades nutricionais e ambientais dessa classe de microrganismos, o tipo de cultivo com base nos nutrientes disponíveis, principalmente se carbono orgânico está presente no processo, e a forma de condução do processo a qual influencia diretamente na eficiência e produtividade do sistema.

3.3.1 Condições de Cultivo

Microalgas autotróficas geram sua biomassa através da fotossíntese, um processo onde se obtêm sua energia através da absorção de energia luminosa para a redução de CO₂ pela oxidação de substratos, principalmente água, com a liberação de O₂. Na ausência de luz existem espécies que utilizam fontes de carbono orgânico (glicose, acetato etc.) para o seu crescimento, estas, são ditas heterotróficas. Existem microalgas que podem realizar ambos os processos, são as chamadas mixotróficas (GROBBELAAR, 2013; GUPTA *et al.*, 2019).

É essencial conhecer e entender como se dá o desenvolvimento desses organismos, otimizando o seu processo de cultivo e aplicação. Tal entendimento se dá através do conhecimento de suas necessidades nutricionais, sendo os principais as concentrações de fósforo, nitrogênio e carbono no meio, e dos aspectos ambientais que interferem em seu cultivo, como luz, salinidade, temperatura e pH.

3.3.1.1 Aspectos ambientais

A luminosidade é um parâmetro importante no desenvolvimento das microalgas fototróficas, por interferir diretamente no processo de fotossíntese. Para uma dada intensidade de luz, as microalgas podem maximizar a conversão da energia luminosa absorvida em energia bioquímica armazenada nas formas de carboidratos, proteínas e lipídios (RICHMOND, 2013).

O efeito da luz na composição bioquímica de algas fotossintéticas é amplamente controlado pelo processo de fotoaclimação. Em condições de limitação da luz, o organismo aumenta a pigmentação, ou seja, aumenta o número de unidades fotossintéticas e/ou o tamanho dos complexos de captação de luz, como clorofila b, clorofila c e ficobiliproteínas. Sob irradiância supra-ótima, a pigmentação é reduzida, enquanto os carotenóides secundários (por exemplo, β -caroteno, luteína, astaxantina), que servem como agentes fotoprotetores, aumentam. As mudanças de pigmentação ocorrem em uma escala de dias, portanto, para responder a mudanças rápidas de irradiância, outros mecanismos precisam ser empregados (HU, 2013; MASOJÍDEK *et al.*, 2013).

Izadpanah *et al.* (2018) identificaram que o espectro de luz influencia no tamanho da célula, onde foi analisado o crescimento de microalgas sob luz nas cores azul, vermelha e branca, isoladamente. As microalgas expostas a cor azul apresentaram células de maior tamanho, enquanto a luz vermelha as de menor tamanho. Isso pode ocorrer porque a energia está inversamente relacionada ao comprimento de onda, um fóton de luz azul (cerca de 400nm) é mais energético que o da luz vermelha (cerca de 700nm) (MASOJÍDEK *et al.*, 2013), o que indica que as microalgas iluminadas com fontes mais energéticas, em determinadas condições, absorvem essa energia e a transferem para o centro de reação.

A falta de controle sobre a temperatura é uma das principais questões no cultivo em larga escala de microalgas. A temperatura interfere nas reações químicas e bioquímicas que envolvem o desenvolvimento das microalgas, podendo causar modificações na composição e no conteúdo de lipídeos das células (CHOKSHI *et al.*, 2015). Uma diminuição na temperatura de crescimento abaixo de um nível ótimo geralmente diminui os lipídios totais, mas aumenta o

grau de insaturação dos lipídios nos sistemas de membrana. A mudança nos pigmentos fotossintéticos é outro fenômeno frequentemente observado conforme a temperatura empregada (HU, 2013).

A temperatura ideal para o desenvolvimento da biomassa microalgal varia de acordo com a espécie analisada e as condições a que é submetida. Algas da espécie *A. dimorphus*, por exemplo, crescem melhor a 35°C do que a 25 ou a 38°C, produzindo maiores teores de biomassa, lipídios e carboidratos através do cultivo contínuo (CHOKSHI *et al.*, 2015). Por outro lado, culturas de *N. closterium* e *Isochrysis sp.* crescem muito lentamente a 35 °C, *N. closterium* não cresce a temperaturas superiores a 30°C ou inferiores a 20°C. *N. paleacea* é tolerante a baixas temperaturas, com células crescendo lentamente a 10°C e produzindo maior porcentagem de lipídios, enquanto as outras espécies citadas produziram quantidades máximas de lipídios a 20°C (RENAUD *et al.*, 1995).

As algas são habitantes de biótopos caracterizados por salinidades variadas, o estresse salino apresenta vários efeitos inibitórios nos processos bioenergéticos da fotossíntese, mas o crescimento de biomassa e a síntese lipídica podem sofrer aumento significativo decorrentes desse processo (MOHAN & DEVI, 2014).

Uma ampla variedade de microalgas é capaz de acumular pequenas moléculas como substâncias osmorregulatórias, em resposta a um aumento na salinidade ou pressão osmótica do meio (HU, 2013). A salinidade, pode afetar o crescimento e a composição celular das microalgas. Cada espécie tem uma faixa ótima de salinidade ideal que pode aumentar durante as condições climáticas quentes devido à alta evaporação. As alterações de salinidade podem causar estresse osmótico, estresse de íons e alterações das razões iônicas celulares devido à permeabilidade do íon seletivo da membrana. É possível controlar a salinidade adicionando água fresca ou sal, conforme necessário (MATA *et al.*, 2010). A salinidade também interfere na solubilidade de CO₂, principal agente da fotossíntese, que tende a diminuir com seu aumento (MARKOU *et al.*, 2014).

O potencial hidrogeniônico (pH), é uma das condições ambientais mais críticas no cultivo de microalgas, uma vez que determina a solubilidade e a disponibilidade de CO₂ e nutrientes, e tem uma influência significativa no metabolismo das microalgas. Cada espécie de microalga tem uma faixa de pH ideal para a produção de biomassa e lipídios, o pH das culturas de microalgas aumenta gradualmente durante o dia devido à absorção de carbono inorgânico pelas microalgas. Um pH mais alto limita a disponibilidade de CO₂, inibindo assim o crescimento celular. Por outro lado, o cultivo de algas em pH alto pode suprimir contaminantes

biológicos indesejados (ROSELET *et al.*, 2016; QIU *et al.*, 2017). Geralmente se utilizam pHs levemente alcalinos entre 7-8, mas em alguns casos pode chegar, por exemplo, a 11 sem interferir no cultivo e servindo como fator esterilizante para outros microrganismos.

Mudanças drásticas no pH podem alterar a disponibilidade de amônio e fosfato presentes no meio (CAI *et al.*, 2013), o controle estático do pH via dispersão direta de CO₂ no meio de cultura é o melhor e mais conveniente método de controle de pH e, ao mesmo tempo, fornece CO₂ para alto rendimento em culturas de algas em massa (GROBBELAAR, 2013).

3.3.1.2 Requerimentos Nutricionais

O carbono é o macronutriente mais essencial das microalgas e está presente em todos os principais componentes celulares, como polissacarídeos, aminoácidos, ácidos nucleicos e lipídios e proteínas, sendo o principal elemento de biomassa microalgal e a sua composição diverge tanto entre espécies quanto conforme as condições de cultura a que são submetidas, resultando em grandes variações, entre 17,5 e 65% do peso seco. No entanto, a maioria das espécies contém cerca de 50% de carbono em matéria seca (MARKOU *et al.*, 2014).

Para altas taxas de produção autotrófica, o suprimento de carbono sob as formas de CO₂ e HCO₃⁻ são muito importantes. Ao contrário das plantas terrestres, o CO₂ atmosférico pode não satisfazer os requisitos dos sistemas de produção de algas autotróficas de alto rendimento (GROBBELAAR, 2013). A alta produção de lipídios e biomassa é resultado de aumento do volume de sequestro de CO₂, as principais condições a serem mantidas para maximizar o sequestro de CO₂ e, conseqüentemente, o crescimento de microalgas são temperatura, pH, salinidade, iluminação, mistura, aeração e nutrição adequada para microalgas (VERMA & SRIVASTAVA, 2018).

Fontes de carbono orgânico também podem ser assimiladas por microalgas através do modo de crescimento mixotrófico ou heterotrófico. Os carboidratos produzidos pelas reações em fase escura da fotossíntese nas algas são catabolizados por via metabólica, fornecendo energia e carbono para o crescimento e o acúmulo de biomassa (NAGARAJAN *et al.*, 2020).

O nitrogênio é um nutriente extremamente necessário para o desenvolvimento das microalgas e representa cerca de 7% a 10% do peso seco de suas células, além de ser um constituinte essencial de todas as suas proteínas estruturais e funcionais. Uma grande variedade de fontes de nitrogênio, como nitrato, amônia e uréia, pode ser usada como uma única fonte de nitrogênio para sustentar o crescimento e a reprodução de algas (HU, 2013).

As microalgas desempenham um papel fundamental na conversão de N-inorg. em formas orgânicas, o consumo de nitrogênio é feito, principalmente, na forma inorgânica de nitrato, nitrito e íon amônio, sendo o amônio a forma preferida pelas microalgas, por não envolver reações redox, o que ocasiona um menor gasto de energia. O nitrato costuma ser consumido, em níveis significativos, quando a amônia está quase completamente consumida (CAI *et al.*, 2013). Li *et al.* (2016) constataram que algumas microalgas têm aclimatação preferível ao nitrito em alto nível, passando por um processo de três etapas, sendo elas restrição, aclimatação e prosperidade.

O fósforo é um macronutriente essencial para as microalgas e desempenha um papel importante nos seus processos metabólicos celulares, formando componentes estruturais e funcionais necessários para o crescimento, desenvolvimento e reprodução normais das microalgas, como ácidos nucleicos, lipídeos e proteínas (CAI *et al.*, 2013; HU, 2013). Atua, ainda, em processos celulares, como transferência de energia e biossíntese de ácidos nucléicos. A forma mais assimilada pelas algas é o ortofosfato (PO_4^{2-}) e sua captação depende de energia. Embora a biomassa de algas contenha, geralmente, menos de 1% de P, esse elemento é frequentemente um dos fatores limitantes mais importantes, junto com o nitrogênio, do crescimento da biomassa microalgal (GROBBELAAR, 2013). Podendo chegar a valores de 4% do peso seco celular, dependendo da sua disponibilidade no meio de cultura e das condições ambientais e nutricionais de cultivo (SILVA & SFORZA, 2016).

O crescimento exponencial de microalgas depende de vários outros elementos além de carbono, nitrogênio e fósforo, tem-se uma infinidade de nutrientes essenciais como potássio, manganês, enxofre, cálcio, sódio, cobalto e ferro (a maioria, micronutrientes), influenciando no crescimento e nutrição de sua biomassa. As águas residuais e a água do mar são uma boa fonte para a maioria destes nutrientes (MARKOU *et al.*, 2014). Apesar de apresentar baixas concentrações na composição final das microalgas, esses nutrientes possuem funções diversas no desenvolvimento da biomassa e armazenamento de lipídeos.

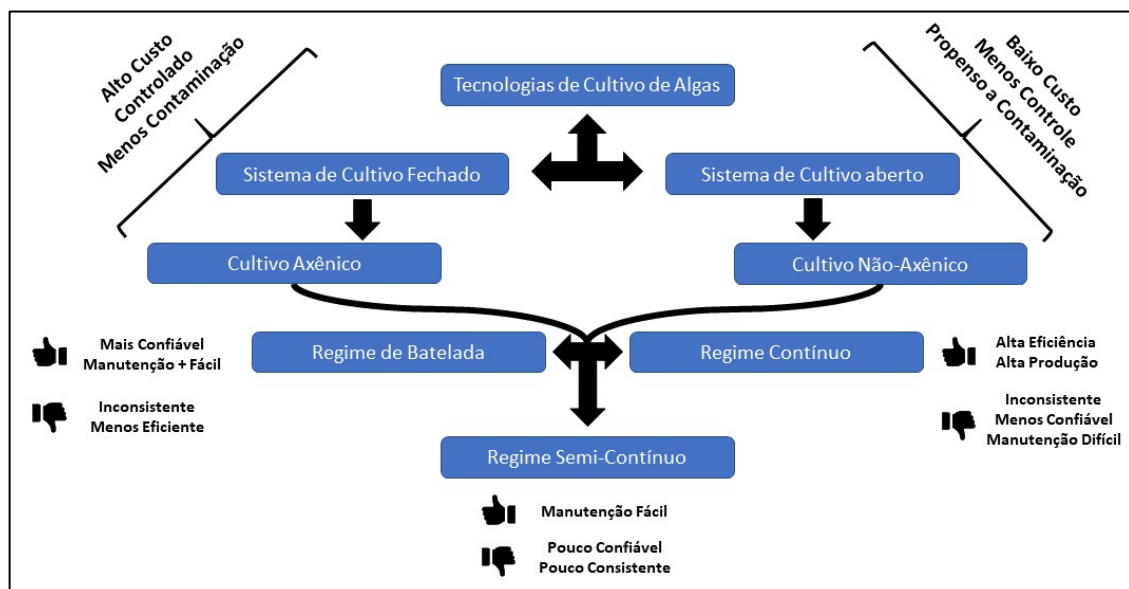
Entre os elementos essenciais, o ferro desempenha um papel importante na composição bioquímica celular porque possui propriedades redox e implicação em processos fundamentais como fotossíntese, respiração, fixação de nitrogênio e síntese de DNA (HU, 2013). O potássio desempenha um papel biologicamente significativo, pois é um ativador de várias enzimas envolvidas na fotossíntese e na respiração, além de regular o potencial osmótico das células, o enxofre, que é absorvido principalmente na forma de SO_4^{2-} , é indispensável para o metabolismo energético, transporte de elétrons, fotoproteção e controle do estado redox (MARKOU *et al.*,

2014). O cobalto, por exemplo, é essencial para a produção da vitamina B₁₂ (GROBBELAAR, 2013).

3.3.2 Formas de cultivo

O principal desafio associado ao cultivo de algas vem da concepção do sistema de cultivo (CAI *et al.*, 2013). Os sistemas de cultivo variam entre sistemas abertos ou fechados, e as formas mais comuns de regimes de cultivo variam entre contínuos, semi-contínuos ou em batelada. A Figura 9 apresenta um esquema com sistema e regimes de cultivo, apresentando suas principais vantagens e desvantagens. Essas especificações serão discutidas adiante.

Figura 9 - Esquema de cultivo das microalgas, conforma sistema e regimes.



Fonte: Adaptado de KIM (2015).

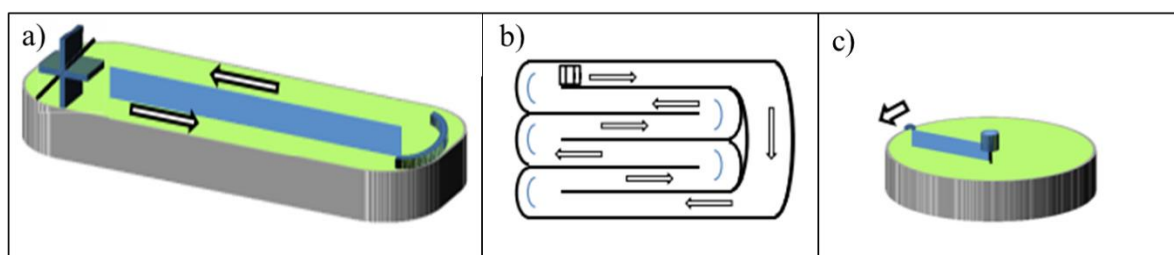
As culturas isoladas de microalgas, as chamadas axênicas, são puras, isto é, unialgal, livres de outros organismos, como bactérias e protozoários (LEE *et al.*, 2013). A forma de cultivo das microalgas depende da sua finalidade, tendo em vista que a atividade em que será empregada requer características diversas.

3.3.2.1 Sistema de Cultivo

Os sistemas de cultivo abertos são utilizados em larga escala em produções com fins comerciais, isso se deve a um menor custo de operação e manutenção (CAI *et al.*, 2013), esses sistemas podem ser classificados em lagoas ou recipientes artificiais, podendo ser circulares, em pista ou inclinados (BRENNAN & OWENDE, 2010) e em águas naturais, como lagos e

lagoas onde ocorrem florações naturais de microalgas específicas (ZITTELLI, *et al.*, 2013). A Figura 10 apresenta alguns desses tipos de reatores.

Figura 10 - Tipos de sistemas abertos: a) tipo canal adutor; b) canal múltiplo; c) tipo circular.



Fonte: Adaptado de KIM (2015).

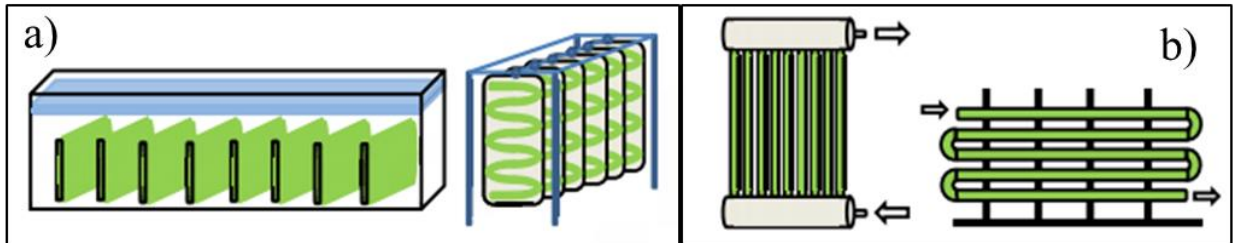
Sistemas abertos, como lavadores, lagoas abertas, tanques e tanques de corrida são amplamente utilizados com a finalidade de remoção de nutrientes, sua construção e operação é mais fácil e menos onerosa, em comparação com o sistema fechado. Enquanto isso, ainda existem algumas desvantagens, como a má utilização da luz e necessidade de grandes áreas de terra, o que dificulta o desenvolvimento do cultivo de microalgas (YIN *et al.*, 2020). Além desses problemas tem-se a possibilidade de contaminação, quando se utiliza as águas residuais como fonte de nutrientes para grandes tanques de algas, a esterilização pode ser necessária para minimizar os efeitos negativos de patógenos e bactérias no crescimento de algas. No entanto, este processo também aumenta o custo de capital do sistema de cultivo de algas. Outra desvantagem é a exposição à atmosfera, o que ocasiona perda de água por evaporação (ZITTELLI, *et al.*, 2013).

A produção de microalgas baseada na tecnologia de fotobiorreator fechado é projetada para superar alguns dos principais problemas associados aos sistemas de produção de lago aberto descritos (BRENNAN & OWENDE, 2010). Várias espécies de algas podem ser cultivadas exclusivamente em substratos orgânicos e isso se tornou uma opção viável em sistemas convencionais de produção de biorreatores fechados para biomassa e biocompostos, produzidos por certas espécies em condições específicas de crescimento (GROBBELAAR, 2013).

Os sistemas fechados oferecem melhor controle das condições de cultivo e parâmetros de crescimento, como pH, temperatura, CO₂ e O₂. A maioria desses sistemas são projetados como reatores tubulares, reatores de placa plana, reatores de coluna bolha, reatores de estrutura macia, e sistemas híbridos (YIN *et al.*, 2020). Os reatores fechados são adequados tanto para algas fotoautotróficas quanto mixotróficas e heterotróficas. Algumas estirpes de algas têm de

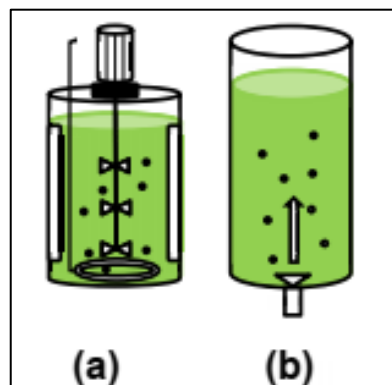
ser cultivadas sem contaminantes em reatores fechados para a produção de produtos de elevado valor para as indústrias alimentar e farmacêutica (CAI *et al.*, 2013). A Figura 11 e a Figura 12 trazem exemplos de configurações de reatores fechados.

Figura 11 - Tipos de reatores fechados (fotobiorreatores): a) em placas; b) tubulares.



Fonte: KIM (2015).

Figura 12 - Tipos de reatores fechados (fotobiorreatores) do tipo fermentativo: (a) tanque com agitador; (b) tanque com coluna de bolhas.



Fonte: KIM (2015).

Para definir as vantagens e desvantagens dos processos abertos e fechados é importante avaliar impactos ambientais, questões biológicas e questões de processo e custos, para que seja viável optar por uma dessas tecnologias. A Tabela 7 tece um comparativo entre os tipos de sistema de cultura e seus principais impactos no crescimento da biomassa microalgal.

Tabela 7 - Comparativo entre sistemas abertos e fechados no cultivo de microalgas.

	Parâmetro	Sistema Aberto	Sistema Fechado
Impactos Ambientais	Uso da Terra	Alto	Baixo
	Uso de água	Alto	Baixo
	Perda de Carbono	Alta	Baixa
Questões Biológicas	Espécies de Algas	Restrita	Flexível
	Contaminação	Alto risco	Baixo risco
	Produtividade de Biomassa	Baixa	Alta
	Composição da Biomassa	Variada	Reprodutível
Questões de Processo	Controle de Temperatura	Não	Sim
	Dependência do Tempo	Alta	Baixa
	Requerimento energético	Baixo	Alto
	Controle do Processo	Difícil	Fácil
	Uso de água residuária	Sim	Sim
	Limpeza do reator	Não há necessidade	Necessidade Periódica
Custos	Investimento	Baixo	Alto
	Operação	Baixo	Alto
	Colheita	Baixo	Alto

Fonte: Adaptado de KIM (2015).

3.3.2.2 Regime de Cultivo

Em um sistema operando em batelada, uma quantidade limitada de meio de cultura e inóculo de algas são colocados em um biorreator e incubados em um ambiente adequado para o seu crescimento. Este é o método mais comum para o cultivo de microalgas. É necessária agitação para garantir a troca de nutrientes e gases na interface célula-água. O recipiente de cultura pode ser um balão cônico simples ou um fermentador controlado pelo ambiente. A cultura pode ser iluminada externamente por fontes de luz naturais ou artificiais. O método em batelada é amplamente utilizado em cultivos para fins comerciais de algas, devido à sua facilidade de operação e por se tratar de um sistema de cultura simples (LEE *et al.*, 2013).

Um processo descontínuo é entendido como um sistema fechado, devido às suas características, um processo contínuo, por outro lado, é o exemplo típico de um sistema aberto. No processo contínuo procura-se estabelecer um fluxo contínuo de líquido através do reator, ou

reatores dispostos em série. A opção pela operação de um sistema contínuo, constituído por vários reatores em série, no qual a alimentação de um dado reator da série é o efluente do reator anterior (SCHMIDELL *et al.*, 2001).

Em processos de fluxo contínuo, um meio de cultura fresco é aplicado a uma cultura homogeneamente mista e a cultura é removida de forma contínua. A abordagem baseia-se nas observações de que os substratos estão esgotados e os produtos se acumulam durante o crescimento. Eventualmente, o crescimento futuro cessa devido à depleção de substrato ou acumulação de um produto que inibe o crescimento. Para sustentar o crescimento celular, o substrato limitador do crescimento precisa ser reabastecido e o produto inibidor de crescimento precisa ser removido ou diluído adicionando meio de cultura fresco (LEE *et al.*, 2013).

Quanto ao cultivo semi-contínuo, a biomassa é colhida de forma intermitente, suplementando o processo com meio de cultura fresco (YIN *et al.*, 2020). Essa operação é baseada em “choques de carga” de substrato, onde uma fração da cultura é colhida periodicamente e a taxa de concentração de substrato não é constante (SCHMIDELL *et al.*, 2001). As culturas semi-contínua e contínua necessitam de alto investimento para operação e apresentam instabilidade para desempenhos de operação a longo prazo (YIN *et al.*, 2020).

3.3.2.3 Remoção de nutrientes por microalgas

Para as algas, a assimilação de qualquer forma de nitrogênio ocorre através da membrana celular, o transporte de nitrato, nitrito e amônio através da membrana celular ocorre através de proteínas transportadoras de nitrato/nitrito e proteína transportadora de amônio. A redução de nitrato e nitrito em amônio ocorre através do nitrato redutase (encontrado no citosol) e enzima nitrito redutase (encontrada no cloroplasto), sequencialmente. A nitrato redutase catalisa a redução de nitrato em nitrito, transferindo dois elétrons usando a coenzima Nicotinamida Adenina Dinucleotídeo (NADH) reduzida (nucleótidos de pirimidina). A enzima nitrito redutase catalisa então a redução de nitrito em amônio em uma reação usando ferredoxina como o único doador de elétrons que transfere um total de 6 elétrons. O amônio é a fonte de nitrogênio preferida e energeticamente favorecida para microalgas porque nenhuma reação redox está associada à sua assimilação (GUPTA *et al.*, 2019).

Abe *et al.* (2002) estudaram a capacidade da microalga *T. aurea* em remover nutrientes da água, entre eles compostos nitrogenados (nitrato e nitrito) e fósforo. Nas condições empregadas, a remoção máxima de nitrito do meio, em uma cultura de 30 dias, atingiu 37% de eficiência a partir de uma concentração de nitrito de $1,70 \text{ mg NO}_2\text{-N L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$.

Em sua pesquisa, Cabanelas *et al.* (2013) concluíram que a microalga *C. vulgaris* é eficiente na remoção de nutrientes (N e P) em diferentes fluxos de estações de tratamento de águas residuárias, chegando a uma remoção de fósforo superior a 92%, além de promover uma produção de biomassa em níveis satisfatórios, que produz subprodutos de interesse para a indústria dos biocombustíveis. Tal resultado foi obtido diretamente na descarga de efluente, sem qualquer alteração importante no desenho das estações de tratamento. O autor afirma que utilizar microalgas como parte do tratamento de águas residuárias pode conectar diferentes indústrias, apoiando atividades naturalmente complementares e mostrando potencial para ganhos econômicos.

Caporgno *et al.* (2015) também utilizaram o efluente de uma ETAR em seu estudo e seus resultados foram considerados interessantes no fornecimento de nutrientes para o cultivo de microalgas. O autor utilizou duas espécies de microalgas de água doce *C. kessleri* e *C. vulgaris*, que removeram N e P quase completamente (N 95%). O experimento aplicado resultou em uma massa biológica com um elevado potencial para a produção de metano e mostrou propriedades interessantes, indicando a possibilidade de produzir biocombustível.

Embora a capacidade das microalgas de assimilar o excesso de nutrientes do meio ambiente, aumentando sua biomassa em níveis satisfatórios, tenha apresentado viabilidade em diversos estudos (CHO *et al.*, 2013; JEBALI *et al.*, 2015; SHEN *et al.*, 2015; CUELLAR-BERMUDEZ *et al.*, 2017; HUSSAIN *et al.*, 2017), seu uso para remover nutrientes em águas residuárias requer mais pesquisas e investimentos (MARKOU *et al.*, 2014), devido às características complexas das águas residuais (CHEAH *et al.*, 2016). Vale ressaltar que os testes de cultivo de algas em águas residuárias são feitos principalmente em escala laboratorial, necessitando de mais estudos em escala real (CAI *et al.*, 2013; GUPTA *et al.*, 2019). A dominação das espécies de microalgas ainda é peça chave na implantação dessa tecnologia em larga escala (CHEN *et al.*, 2015).

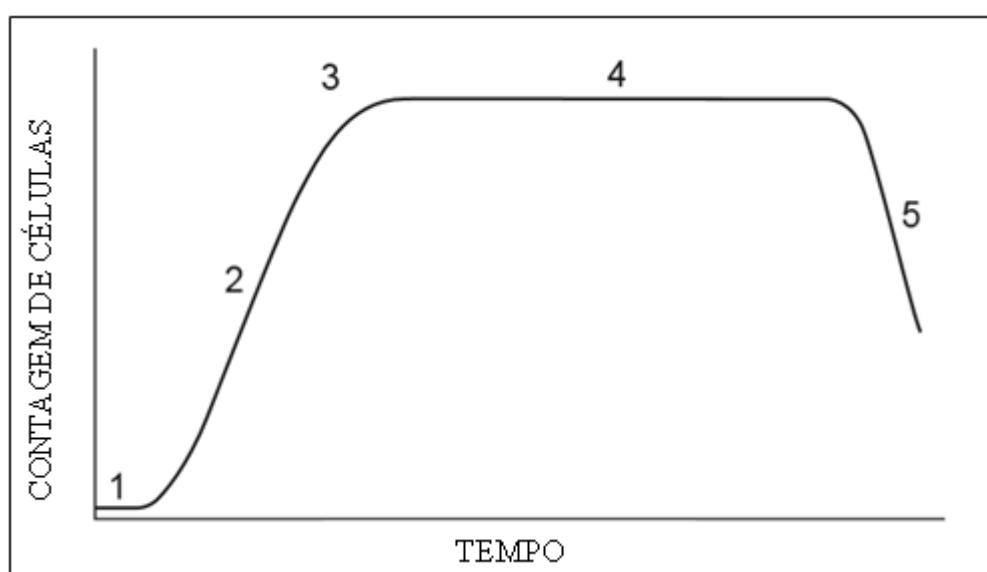
3.4 Modelos cinéticos utilizados para avaliar o tratamento de efluentes por microalgas

Em estudos fitológicos, o número de células é um parâmetro importante para avaliar o crescimento e a produtividade da biomassa de uma cultura de algas. A medição precisa do crescimento de microalgas é uma avaliação de difícil resposta, devido ao tamanho das células, que possuem dimensões muito pequenas. No entanto, várias técnicas estão disponíveis para determinar a cinética do crescimento de microalgas, que é geralmente expresso em termos de biomassa, número de células ou pela determinação de pigmentos e proteínas durante um período

de tempo específico. Alguns destes métodos são de simples utilização, enquanto outros requerem instrumentos sofisticados. Assim, a escolha de uma técnica de medição do crescimento depende da escala e das instalações laboratoriais disponíveis (SINGH, P. *et al.*, 2015).

A taxa de crescimento das microalgas ocorre, basicamente, em 5 fases. Sendo elas a fase lag, a fase exponencial, a fase de crescimento decrescente, a fase estacionária e a fase de morte. Estas fases são representadas, graficamente, conforme a Figura 13.

Figura 13 - Fases de crescimento das culturas de microalgas.



(1) fase de defasagem ou indução (lag); (2) fase exponencial; (3) fase de crescimento decrescente; (4) fase estacionária; e (5) fase de morte.

Fonte: Fonte: Adaptado de Pires (2015).

A fase lag corresponde ao período de adaptação fisiológica do metabolismo celular às novas condições nutricionais ou de cultura. Por exemplo, o retardamento do crescimento é observado quando as células adaptadas à sombra são expostas a intensidades de luz mais elevadas. O atraso de crescimento também pode ocorrer devido à presença de células não viáveis ou esporos no inóculo. Durante esta fase, pode ocorrer um pequeno aumento da densidade celular. Para reduzir o tempo de adaptação, as culturas podem ser inoculadas com algas em crescimento exponencial. No final da fase lag, as células se ajustaram ao novo ambiente e começam a crescer e se multiplicar (fase de crescimento acelerada) e, eventualmente, entram na fase de crescimento exponencial (LEE *et al.*, 2013; PIRES, 2015).

Durante a fase exponencial, as microalgas começam a crescer em função do tempo, de acordo com uma função exponencial (a taxa de crescimento segue uma simples lei de primeira

ordem). A fase de declínio do crescimento é caracterizada pela redução da taxa de divisão celular devido a um fator limitador físico ou químico (nutrientes, luz, pH, dióxido de carbono, e outros). Na quarta fase, o fator limitador e a taxa de crescimento são equilibrados, mantendo uma densidade celular constante. Ao longo da última fase, chamada de fase morte, as condições de cultura (esgotamento de um nutriente, superaquecimento, perturbação do pH ou contaminação) não favorecem o crescimento sustentável, e a densidade celular começa a diminuir (PIRES, 2015).

A aplicação de modelos matemáticos pode ser um método eficaz para ajudar pesquisadores a estudar o processo de crescimento de microalgas em biorreatores (ADESANYA *et al.*, 2014; YUAN *et al.*, 2020). Pesquisadores estabeleceram modelos e submodelos para prever diferentes aspectos do processo de crescimento de microalgas, como crescimento de biomassa, distribuição de luz, disponibilidade de nutrientes no meio e variação de temperatura, utilizando águas residuais como meio de cultura (RUIZ *et al.*, 2012; MENNA *et al.*, 2015; MURWANASHYAKA *et al.*, 2020).

Chang *et al.* (2016) desenvolveram um modelo numérico para investigar o crescimento da microalga *Chlorella vulgaris* em resposta à intensidade da luz e concentração de carbono inorgânico dissolvido, o modelo foi capaz de prever a evolução temporal do crescimento de *C. vulgaris* e as taxas de biofixação de CO₂ das fases lag para estacionárias. Experimentos de verificação confirmaram que as previsões do modelo tiveram resultados satisfatórios quando confrontados com os resultados experimentais.

Bernard & Rémond (2012) desenvolveram um modelo que inclui quatro parâmetros, três dos quais são temperaturas cardinais com um significado biológico, o que o torna bastante simples de calibrar. Segundo os autores o modelo é capaz de prever o efeito combinado da temperatura e da luz no crescimento das microalgas, para uma ampla gama de temperaturas e para várias espécies de fitoplâncton. Os autores concluíram que as mesmas temperaturas cardinais podem ser usadas para representar a resposta do crescimento à temperatura para diferentes condições de luz (BERNARD & RÉMOND, 2012).

Menna *et al.* (2015) avaliaram a capacidade de 7 espécies crescerem em águas residuais urbanas, levando em consideração a cinética de remoção de nutrientes e a colheita de biomassa por meio de centrifugação e coagulação-floculação-sedimentação. Todas as cepas testadas foram capazes de crescer satisfatoriamente em efluentes urbanos pré-tratados e todas apresentaram alto potencial de remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuais urbanas.

Mesmo apresentando resultados satisfatórios, a modelagem cinética de crescimento de biomassa microalgal ainda apresenta diversos pontos a serem analisados. Darvehei *et al.* (2018) apresentaram uma revisão sobre o tema onde indica uma série de deficiências, como a necessidade de considerar a salinidade ao modelar o crescimento de algas marinhas e de validar modelos que considerem condições naturais, fora do ambiente laboratorial, assegurando seu uso em condições reais. Lee *et al.* (2015) reforçaram as necessidades encontradas por Darvehei e frisa a importância de desenvolver um modelo de crescimento generalizado, considerando diversas espécies, o que representará melhor os sistemas reais.

Modelos como o de Monod, Silva e Cerqueira e Verhulst são utilizados para avaliar o crescimento e a produtividade de microalgas em águas residuárias, servindo como base para novos equacionamentos e aplicações. Estes modelos são descritos a seguir.

3.4.1 Modelo de Monod

Em 1942, Jacques Lucien Monod apresentou um modelo que relaciona a taxa de crescimento de microrganismos e as concentrações essenciais de compostos necessários para a reação bioquímica. Este modelo é análogo ao proposto por Henri em 1902 e Michaelis-Menten em 1913 para reações catalisadas por enzimas e ao proposto por Langmuir em 1918 para isoterma de adsorção 1, visto que essas reações bioquímicas são catalisadas por microrganismos (MONOD, 1949). O modelo apresentado tem seu equacionamento descrito conforme a Equação (1), descrita abaixo.

$$\mu = \mu_m \cdot \frac{S}{K_S + S} \quad (1)$$

Onde,

μ = taxa específica de crescimento celular instantânea;

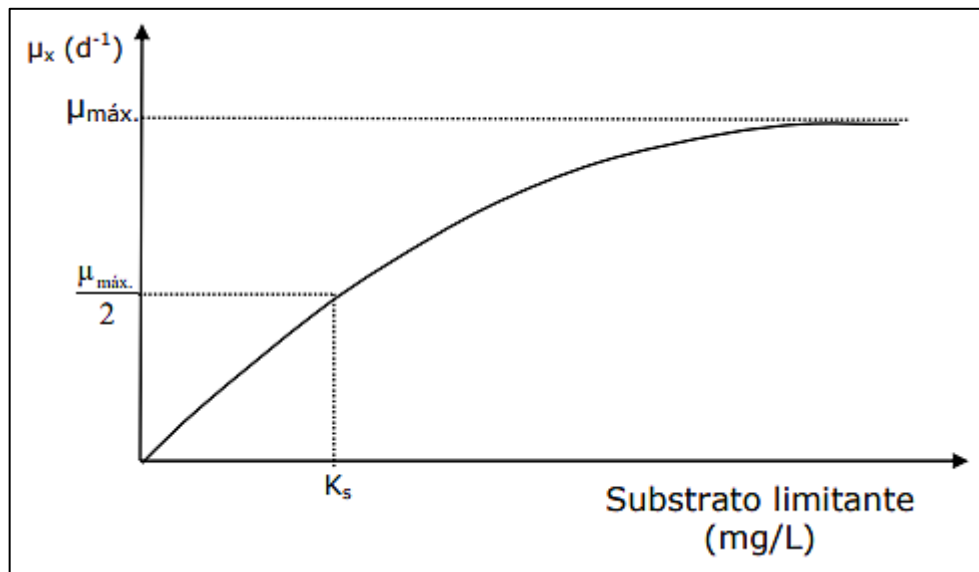
μ_m = máxima taxa de crescimento celular apresentada pelo microrganismo;

S = concentração instantânea de substrato no meio;

K_s = constante de Monod.

A forma dessa relação é mostrada na Figura 14:

Figura 14 - Taxa de crescimento específico versus concentração limitante do substrato de acordo com a Relação Monod.



Fonte: Adaptado de Monod (1949).

Os modelos que consideram diversos fatores, em teoria, são as mais confiáveis formas para se modelar o efeito de substratos no crescimento de microalgas, especialmente quando se considera substratos limitantes simultaneamente, como por exemplo, em tratamento de águas residuais (LEE E., JALALIZADEH M., ZHANG Q., 2015).

3.4.2 Modelo de Silva e Cerqueira

Outros modelos para a representar a cinética do crescimento microbiano foram desenvolvidos a partir da cinética de Monod. Por exemplo, a equação de Silva e Cerqueira, que é descrita pela Equação (2):

$$\mu = \mu_m \cdot \frac{S^m}{(K_{S,app}^m + S^m)} \quad (2)$$

Onde:

μ_m representa a taxa máxima de crescimento do microrganismo;

m representa a ordem do modelo;

$K_{S,app}$ representa a constante de semi-saturação aparente, correlacionado com a constante de meia saturação de Monod, onde $K_{S,app} = K_S^p$, com p representando uma constante de ajuste.

Considerando múltiplos substratos, teremos que a Equação (2) assume a seguinte forma:

$$\mu = \mu_m \cdot \frac{S_1^m}{(K_{S_1}P)^m + S_1^m} \cdot \frac{S_2^m}{(K_{S_2}P)^m + S_2^m} \cdot \dots \cdot \frac{S_i^m}{(K_{S,app}P)^m + S_i^m} \quad (3)$$

Silva *et al.* (2020) empregaram a Equação (3) no estudo das microalgas tratando efluentes agroindustriais, utilizando como substratos a DQO (demanda química de oxigênio), o Nitrogênio e o Fósforo.

3.4.3 Modelo de Verhulst

O modelo cinético logístico de Verhulst foi utilizado para modelar a evolução da concentração de biomassa em um ambiente de recursos limitados. O modelo é uma equação independente do substrato e pode descrever com precisão o crescimento da biomassa nas diferentes condições de cultura que ocorrem em muitos biorreatores em lote (VERHULST, 1838). Sendo eficiente para avaliar o crescimento microalgal devido à sua simplicidade matemática e simples definição biológica (RUIZ *et al.*, 2013). De acordo com o modelo, o crescimento microbiano pode ser expresso como uma curva senoidal, conforme descrito pela Equação (4).

$$\frac{\delta X(t)}{\delta t} = \mu X(t) \left[1 - \frac{X(t)}{X_{m\acute{a}x}} \right] \quad (4)$$

Integrando esta equação, obtemos a Equação (5), em que μ ($\mu_{m\acute{a}x}$) é a taxa de crescimento específica máxima (d^{-1}) e $X_{m\acute{a}x}$, X_0 e X são as concentrações de biomassa (mgL^{-1}) em tempos de operação iguais a infinito, zero e t , respectivamente.

$$X = \frac{X_0 X_{m\acute{a}x} e^{\mu t}}{X_{m\acute{a}x} - X_0 + X_0 e^{\mu t}} \quad (5)$$

Ruiz, em conjunto com outros autores, promoveu uma série de estudos (RUIZ *et al.*, 2011; RUIZ *et al.*, 2012; RUIZ *et al.*, 2013) a partir do modelo de Verhulst, onde desenvolveram modelos a fim de obter parâmetros cinéticos que pudessem avaliar o potencial do uso de microalgas na remoção de nutrientes de efluentes urbanos.

No estudo de 2011, os autores mostraram que as culturas de microalgas do tipo *C. vulgaris* podem crescer em um efluente enriquecido com nutrientes de uma estação de tratamento de águas residuais como meio de cultura, enquanto uma alta quantidade de amônia e fósforo é removida. Neste estudo os autores usaram o modelo de Verhulst como base e definiram os parâmetros cinéticos relacionados ao crescimento (μ , $X_{m\acute{a}x}$ e Produtividade), onde a produtividade é o produto de μ e $X_{m\acute{a}x}$, e mostra a capacidade de um reator de produzir biomassa sob condições específicas de operação (Ruiz *et al.*, 2011).

Em 2012 os autores propuseram um modelo cinético para o fototratamento de águas residuais com microalgas (o modelo PhBT). O modelo PhBT para a absorção de nutrientes, juntamente com o modelo de crescimento Verhulst, mostrou-se uma ferramenta simples e útil para descrever experimentos em lote de remoção de nutrientes por microalgas. O modelo foi validado com experimentos utilizando a microalga *Chlorella vulgaris* (*C. vulgaris*), que foi cultivada em águas residuárias e em diferentes meios sintéticos. O estudo forneceu informações sobre a limitação de nitrogênio e fósforo e apresentou uma produtividade semelhante ao confrontar a produtividade obtida em água residual enriquecida com nutrientes e a produtividade em meio sintético. E mostrou que apesar do baixo teor de fósforo, o efluente das águas residuais pode suportar um crescimento produtivo de algas e remoção eficiente de nutrientes, apoiando a ideia de aplicação de algas na remoção de nutrientes (RUIZ *et al.*, 2012).

No ano posterior, os mesmos autores (RUIZ *et al.*, 2013), avaliaram o crescimento contínuo de *Scenedesmus obliquus* (*S. obliquus*) e consequente remoção de nutrientes em efluentes, tendo como base o modelo de Verhulst. Resultando em um modelo onde as concentrações de biomassa e produtividades em operação contínua podem ser previstas com sucesso em função do tempo de retenção hidráulica, ou seja, utilizando parâmetros cinéticos de crescimento obtidos a partir de um experimento em bateladas mais curtas.

A produtividade é um parâmetro importante a ser considerado na tecnologia de cultivo de microalgas, pois mostra a capacidade de um reator em produzir biomassa sob condições operacionais específicas e definida como a biomassa produzida por volume do reator e por unidade de tempo. Os estudos apresentados por Ruiz *et al.* (2012) e Ruiz *et al.* (2013) forneceram a Equação (6), que calcula a produtividade a partir dos parâmetros cinéticos do modelo de Verhulst, como:

$$Produtividade = \frac{\mu(0,9X_{m\acute{a}x}-1,1X_0)}{\ln\left(\frac{X_{m\acute{a}x}-1,1X_0}{1,1-X_0}\right)} \quad (6)$$

Para descrever a cinética de remoção dos dados experimentais para nitrogênio e fósforo total, os autores chegaram até a Equação (7), descrita a seguir.

$$S = \frac{\left(\frac{X_0}{Y_0}+S_0\right)(S_0-Sna)-Sna\left(S_0-\left(\frac{X_0}{Y_0}+S_0\right)\right)e^{\mu t}}{\left(S_0-Sna\right)-\left(S_0-\left(\frac{X_0}{Y_0}+S_0\right)\right)e^{\mu t}} \quad (7)$$

onde:

X_0 = concentração inicial de biomassa (mg SS L⁻¹);

$1/Y_0$ = teor de nutrientes da biomassa utilizada para inoculação (mg N ou P mg SS⁻¹);

S_0 = concentração inicial de nutrientes dissolvidos (mg N ou P L⁻¹);

S = Concentração de nutrientes dissolvidos em um instante t (mg N ou P L⁻¹);

S_{na} = Concentração de nutrientes dissolvidos não assimilados (mg N ou PL⁻¹);

μ = taxa de crescimento específico máximo ($\mu_{m\acute{a}x}$) da microalga (d⁻¹).

3.5 Python para estimativa de parâmetros cinéticos

Como dissertado na última seção, os modelos matemáticos auxiliam no estudo do crescimento de microalgas. Isso pois, de forma confiável e a partir da matemática, eles permitem explicar situações, também auxiliando em previsões (SCHÖLZEL *et al.*, 2021). O processo de desenvolvimento destes modelos é uma tarefa desafiadora, dificultada, por exemplo, pela limitação de dados fisiológicos e cinéticos que possam ser medidos. Desta forma, tornam-se atrativas ferramentas que auxiliam neste processo de construção, tornando-o mais fácil, compreensível e reprodutível (EBENHOH *et al.*, 2018). No contexto em que, há décadas, a computação tem auxiliado no desenvolvimento de diversas aplicações de ciências biológicas, a linguagem *Python* pode ser uma interface que permite desenvolver este tipo de aplicação (EKMEKCI *et al.*, 2016; EBENHOH *et al.*, 2018).

3.5.1 A linguagem computacional Python

A linguagem Python é uma linguagem de programação que mais cresceu em termos de comunidade nos últimos anos, segundo os dados de usuários do *StackOverflow* (SRINATH *et al.*, 2017), o site mais utilizado pela comunidade de programadores.

Essa crescente utilização do Python proporcionou também uma maior escalada da linguagem em si, como a criação de bibliotecas, ferramentas e *frameworks* que possibilitam rapidez e robustez no desenvolvimento de códigos. EBENHOH *et al.* (2018) enumeraram as vantagens da escolha da linguagem Python como ferramenta de desenvolvimento e solução da estimativa dos parâmetros:

- Licença de Código Aberto (*Open Source License*) – Transparência, confiabilidade, customização do código (HART *et al.*, 2021), além de evitar limitações associadas com o custo comercial de uma licença paga (YURKOVICH *et al.*, 2017).
- Aplicação de Uso Geral (*General-purpose Application*) – Diferente de outras linguagens como o *PHP* e *MATLAB*, o Python pode ser utilizado em várias aplicações, de um serviço web a uma aplicação desktop (BEZANSON *et al.*, 2017).

- Linguagem Interpretada (*interpreted language*) - Por ser uma linguagem interpretada, no Python uma variável pode referenciar qualquer tipo de dado, isso é possível devido ao fato de não existir nenhuma etapa de compilação (GOODMAN *et al.*, 2008).
- Linguagem Intuitiva e de Alto Nível – A estrutura e a sintaxe do Python é intuitiva e de fácil manipulação. O Python ainda automatiza operações de baixo-nível como o gerenciamento da memória, possibilitando que o usuário tenha mais legibilidade do código e redução do tamanho das expressões de código (JAWORSKI *et al.*, 2019).

As vantagens de utilizar a linguagem Python superam as desvantagens, tendo como principais desvantagens:

- Sintaxe – a sintaxe difere sutilmente da maioria das outras linguagens de programação, tornando-a ligeiramente mais complexa de se migrar (GUTTAG *et al.*, 2013).
- Desempenho de Execução – Quando comparado com outras linguagens usadas tradicionalmente na Computação Científica, como Fortran, C e C++, Python possui uma execução mais lenta devido parcialmente à sua implementação (HINSEN, 2002).

3.5.2 O uso de modelos matemáticos para determinação de parâmetros cinéticos

Linguagem simples e intuitiva, Python possui uma grande comunidade ativa, o que permite o uso de muitas bibliotecas de software científico em código aberto. Entre eles, inclui-se um amplo número de pacotes relacionados diretamente com ciências biológicas (MACHADO *et al.*, 2012; HAIMAN *et al.*, 2021). Naturalmente, a combinação de diferentes, versáteis e poderosas ferramentas permitem desenvolvimento de trabalhos científicos avançados (HINSEN, 2002).

Mesmo em cenários desafiadores, os modelos matemáticos baseados em Python se tornam alternativa para desenvolvimento de complexas análises de parâmetros provenientes da cinética química. As condições propostas para o modelo matemático escolhido são fundamentais na avaliação dos parâmetros cinéticos. A determinação destes, a partir de modelos matemáticos implementados em Python, foi parte da metodologia utilizada por HUANG & VINYARD (2016), onde foi desenvolvida uma nova metodologia, que, através de análise numérica e otimização, desenvolve um modelo que descreve o crescimento de *Clostridium perfringens* em carne de peru cozida em condição de resfriamento dinâmico. A validação de parâmetros cinéticos foi feita através do uso de curvas independentes de crescimento sob várias condições de resfriamento.

No Python a formulação e modelagem de ODEs pode ser feita orientada ao objeto, facilitando o design modular, reutilização e extensibilidade. Quando o modelo é implementado, a integração lógica e análise dos dados experimentais é desenvolvida através de vários pacotes do Python que já estão disponíveis na linguagem. (HEMMERICH *et al.*, 2019). Ainda de acordo com os estudos de Hemmerich *et al.* (2019), a metodologia desenvolvida para determinação de parâmetros cinéticos em bioprocessos suporta a modelagem de comportamentos discretos em quantidade de processo, uma importante característica na simulação e otimização em processos de *fed-batch*.

Outra modelagem matemática de bioprocessos pode ser observada no artigo de Rakmak *et al.* (2019), onde se fez uso da linguagem Python com simulação e otimização de processos baseado no Modelo de Monod para determinação de parâmetros cinéticos. Nesse artigo os modelos matemáticos foram implementados com rotinas de otimização que favoreceram a estimativa de parâmetros cinéticos que estão diretamente relacionadas com a projeção de reatores tanto quanto a performance de processos nas escalas piloto e de produção. É através do uso da programação que o autor consegue, de um ponto de vista da modelagem, realizar estudos da complexidade dos processos de digestão anaeróbica através do desenvolvimento e da adequação do modelo matemático ideal para a simulação de processo, estimativa de parâmetros, análise de estabilidade, controle de processos e otimização. (RAKMAK *et al.*, 2019).

3.6 Técnica de Otimização por Enxame de Partículas (PSO)

O método de Enxame de Partículas (PSO - *Particle Swarm Optimization*), introduzido pela primeira vez por Kennedy & Eberhart (1995), é uma técnica de otimização estocástica que procura reproduzir o deslocamento de bando, podendo ser comparada ao comportamento de um bando de pássaros ou ao comportamento sociológico de um grupo de pessoas. O algoritmo explora uma população de indivíduos para sondar regiões promissoras do espaço de busca. (KENNEDY & EBERHART, 1995).

Nesse contexto, a população é chamada de enxame e os indivíduos são chamados de partículas. Ao contrário das outras técnicas de computação evolucionária, cada partícula no PSO também está associada a uma velocidade. As partículas voam pelo espaço de busca com velocidades que são ajustadas dinamicamente e retém em sua memória a melhor posição que já encontrou, de acordo com seus comportamentos históricos (PARSOPOULOS & VRAHATIS, 2004; SHI, 2004; VAN DEN BERGH & ENGELBRECHT, 2004).

Apesar de ser uma técnica de estrutura simples, possuir poucos parâmetros para ajustar, ter fácil implementação e capacidade de computação rápida (SHI, 2004; MIYATAKE *et al.*, 2007), existem muitos fatores que afetam a convergência e o desempenho do algoritmo, como tamanho do enxame, fixação de velocidade, fixação de posição, topologia de vizinhanças e atualizações síncronas ou assíncronas (ZHANG *et al.*, 2014). Estudos foram desenvolvidos visando a melhoria do desempenho do PSO original (COELLO *et al.*, 2004; VAN DEN BERGH & ENGELBRECHT, 2004; ISHAQUE *et al.*, 2012), mas, em alguns casos, a melhora do desempenho do PSO pode aumentar a complexidade algorítmica do mesmo (ZHANG *et al.*, 2014).

A biotecnologia é um dos campos que, nas últimas décadas, teve um desenvolvimento significativo, sua aplicação em setores como agricultura, indústria alimentícia, medicina e em processos farmacêuticos e nos processos de tratamento de resíduos são cada vez mais comuns. Assim surge a necessidade de obter um melhor controle dos bioprocessos industriais, um desafio frequente e importante no controle de tais processos é encontrar um modelo preciso do sistema. Modelos que utilizem PSO como algoritmo para estimativa de parâmetros vêm sendo aplicados com frequência (SENDRESCU, 2013; KHAJEH *et al.*, 2014; YU *et al.*, 2020; MAHAPATRA & SAHU, 2021).

Dhanarajan *et al.* (2014) utilizaram uma modelagem de rede neural artificial acoplada ao algoritmo PSO, para otimizar as variáveis do processo para produção de biossurfactantes lipopeptídeos por *Bacillus megaterium* marinho, usando resíduos de alimentos. Onde foi possível perceber que uma maior taxa de agitação juntamente com uma taxa de aeração moderada, temperatura mais baixa e pH quase neutro favorecem a produção máxima de lipopeptídeos e que os valores otimizados de pH e temperatura podem ter potencializado as atividades das enzimas envolvidas na biossíntese e liberação do lipopeptídeo.

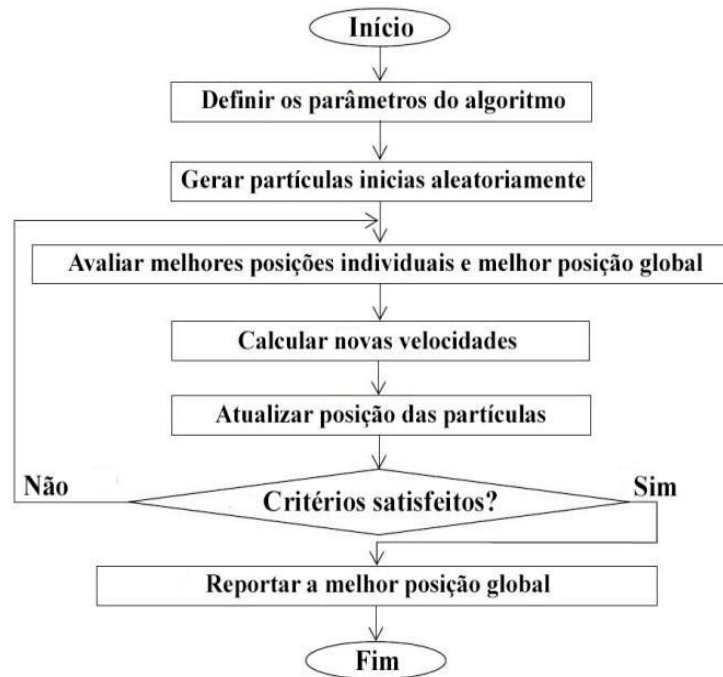
Khoja *et al.* (2018) utilizaram o algoritmo PSO como método de identificação de parâmetros para um modelo representativo de um processo de tratamento de efluentes de lodo ativado com fases alternadas. O modelo de identificação é composto por dois submodelos lineares: um para a fase aeróbia e outro para a fase anóxica, dando uma visão do método proposto e comprovando sua eficácia comparando seu desempenho com as medidas experimentais.

O estudo de Kuyakhi & Boldaji (2021) mostrou bom desempenho ao utilizar um modelo de alta precisão na previsão da quantidade de remoção de Cromo (VI) por nanopartículas de

Óxido de Níquel (NiO), em águas residuais, usando um sistema de inferência neuro-fuzzy adaptativo acoplado ao algoritmo de otimização por enxame de partículas.

De forma geral, o mecanismo do PSO pode ser resumido pela Figura 15.

Figura 15 -Fluxograma da Otimização por Enxame de Partículas.



Fonte: Adaptado de BOZORG-HADDAD *et al.* (2017).

PSO possui alguns parâmetros que influenciam no resultado da otimização, como o peso de inércia (w), o coeficiente cognitivo (c_1), o coeficiente social (c_2) e o número de partículas do enxame.

O Peso de Inércia (w) é empregado para controlar o impacto do histórico anterior de velocidades sobre a velocidade atual. Um peso de inércia maior facilita a exploração global (buscando novas áreas), enquanto um peso de inércia menor tende a facilitar a exploração local para ajustar a área de pesquisa atual. A seleção adequada do peso de inércia w pode fornecer um equilíbrio entre as habilidades de exploração global e local e, portanto, requer menos iterações, em média, para encontrar o valor ideal (SHI & EBERHART, 1998).

O Coeficiente Cognitivo (c_1), explica a tendência das partículas de retornar às suas melhores posições previamente encontradas e Coeficiente Social (c_2) identifica a propensão de uma partícula a se mover para a melhor posição de todo o enxame (ou de uma vizinhança local

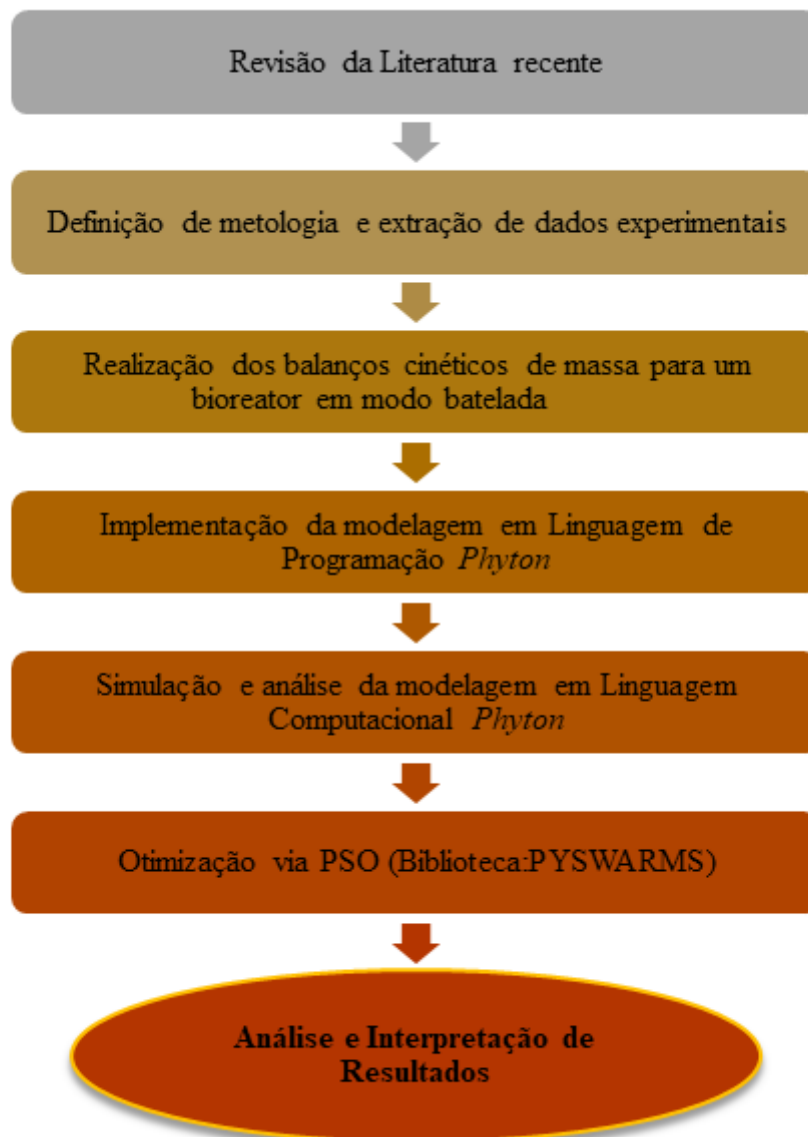
da partícula, dependendo se um PSO global ou parcial for implementado) (MARINI & WALCZAK, 2015).

O Número de partículas está associado ao tamanho do enxame. Segundo He *et al.* (2016), com o aumento do número de partículas a confiabilidade do algoritmo PSO é maior, no entanto, mais partículas requerem mais funções de avaliação, ou seja, aumentam o tempo de execução do algoritmo e, conseqüentemente, a demanda de recursos computacionais.

METODOLOGIA

A metodologia empregada para o desenvolvimento e obtenção dos resultados do presente trabalho teve as seguintes etapas apresentadas em forma de fluxograma na Figura 16, sendo sequencialmente a revisão da literatura e extração dos dados. Realização dos balanços de massa em batelada (maior quantidade de dados em literatura), implementação dos modelos em linguagem Python e otimização via PSO com desenvolvimento de algoritmo.

Figura 16 - Fluxograma geral das etapas desenvolvidas no trabalho.



Fonte: Adaptado de CARNEIRO (2022).

3.7 Extração dos dados experimentais

A modelagem adicional foi realizada a partir de dados encontrados na literatura com o objetivo de investigar a possibilidade de generalização dos modelos cinéticos implementados. Foram utilizados os dados de Cho *et al.* (2013) e de González-Fernández *et al.* (2016), ambos utilizando microalgas para remover nutrientes em águas residuárias provenientes de ETEs, mas apresentando diferentes características de cultivo e espécies de microalgas. A modelagem para o sistema apresentado por também foi estudada.

3.7.1 Dados experimentais – Cho *et al.* (2013)

O estudo realizado por Cho *et al.* (2013) forneceu parte dos dados experimentais que foram utilizados nesse trabalho como base para a modelagem cinética, onde foram analisados os parâmetros Nitrogênio Total e Fósforo Total devido às suas altas variações. No dado estudo, *Chlorella sp.* foi cultivada em um reator de leito empacotado - *Packed Bed Reactor* (PBR), com volume de 1 L, sob intensidade de luz contínua de $200 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ e aeração constante de 1% CO_2 , com fluxo de ar de $0,4 \text{ L min}^{-1}$. O pH e a temperatura iniciais foram ajustados para $7 \pm 0,1$ e $30 \pm 2^\circ\text{C}$, respectivamente. Os autores estudaram a capacidade da microalga em tratar diferentes tipos de efluentes, dentre eles um efluente combinado de um processo de digestão anaeróbica (CAD) e o efluente proveniente da digestão anaeróbica a partir de um tanque de decantação primário (PS).

As águas residuais utilizadas neste estudo foram recolhidas da linha de efluentes de um tanque de decantação primária (PS), da linha de efluentes de um tanque de digestão anaeróbia (CAD), e da linha de confluência das águas residuais (CR) rejeitadas do 1º e 2º tanques de concentração de lodo (77,6%, v/v) e da água de desidratação do lodo de digestão anaeróbia (22,4%, v/v) na ETE de Su-young em Busan, Coreia. O efluente de CAD foi recolhido antes da adição de flocculantes para aumentar a eficiência da desidratação do lodo do digestor anaeróbio. A diluição de dez vezes foi determinada como a razão de diluição adequada da CAD através das experiências anteriores dos autores. As águas residuais foram filtradas usando em um filtro de tamanho de poro de $1,2 \mu\text{m}$. Através do qual a maioria dos eucariotos foi removido, permanecendo uma parte das bactérias e cistos de protozoários, antes de serem aplicados para cultivo de microalgas.

3.7.2 Dados experimentais - González-Fernández *et al.* (2016)

Nesse trabalho, os autores utilizaram uma combinação de microalgas (*Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus obliquus* e *Chlamydomonas reinhardtii*) cultivada em um esgoto de origem urbana proveniente de uma ETE. As microalgas foram cultivadas em um fotobiorreator de 1L com um selo d'água (a uma temperatura correspondente de 23 °C), sob luz de 550 lux e fotoperíodo de 14 h.

As águas residuais urbanas frescas foram recolhidas da estação de tratamento de águas residuais de Valladolid, na Espanha. O efluente bruto foi centrifugado a 4000 rotações por minuto (rpm), e os sobrenadantes usados diretamente como meio de cultivo para microalgas. Neste ponto, deve-se ressaltar que a única fonte de alimentação era a água residual e nenhum suprimento externo de dióxido de carbono foi fornecido. Mais especificamente, a caracterização química deste efluente apresentou uma concentração total de DQO de $259,3 \pm 5,7$ mg L⁻¹ dos quais 61% estavam na forma solúvel. Para nitrogênio e fósforo, a concentração de amônio foi de $80,4 \pm 0,9$ e fosfato foi de $14,5 \pm 0,2$ mg L⁻¹. Nitrato e nitrito não foram detectados.

Com base nos dados apresentados, o trabalho buscou os modelos que melhor se ajustam aos dados do bioprocessamento. Assim, foi realizado um estudo sobre os modelos que melhor descreveram o consumo de nutrientes/contaminantes (DQO, nitrogênio total e fósforo total), que estão mais comumente presentes na caracterização dos vários tipos de efluentes e estudos publicados na literatura (SILVA *et al.*, 2019), bem como na produção de biomassa resultante do processo.

3.8 Balanço de massa em reator em batelada

Para se realizar uma simulação de algum processo inerente, é necessário um modelo matemático que possa reproduzir o seu comportamento o mais próximo possível das diversas condições operacionais. A modelagem fenomenológica do processo se baseia na suposição em que o fermentador se comporta como reator de mistura perfeita operando em batelada.

Partindo de um inóculo (X em $t = 0$) e uma quantidade inicial de limitação substrato (S em $t = 0$), a biomassa crescerá, e consumirá o substrato. À medida que o substrato se esgota, a taxa de crescimento aumenta, diminui e tornar-se zero quando o substrato estiver completamente vazio. Vale ressaltar que a modelagem cinética de n -ésima ordem foi realizada.

O balanço de massa geral para um processo é:

$$\{ENTRA\} - \{SAI\} + \{GERAÇÃO\} = \{ACÚMULO\}$$

Sabendo-se que em batelada não há entrada ou saída de material, o acúmulo é igual ao consumo/geração, e para uma equação de ordem n para o consumo de substrato (contaminante) (principalmente em termos de DQO, nitrogênio e fósforo, principais contaminantes observados na literatura) pode-se obter:

- **Fósforo**

$$\frac{dS_{fósforo}}{dt} = -k_{fósforo} \cdot S_{fósforo}^{n_{fósforo}} \quad (8)$$

- **Nitrogênio**

$$\frac{dS_{nitrogênio}}{dt} = -k_{nitrogênio} \cdot S_{nitrogênio}^{n_{nitrogênio}} \quad (9)$$

- **DQO**

$$\frac{dS_{DQO}}{dt} = -k_{DQO} \cdot S_{DQO}^{n_{DQO}} \quad (10)$$

Considerando a equação de Monod e cinética de primeira ordem para crescimento celular podemos obter para cada contaminante:

- **Fósforo**

$$\frac{dX}{dt} = \mu_m \cdot X \cdot \frac{S_{fósforo}}{K_{S,fósforo} + S_{fósforo}} \quad (11)$$

- **Nitrogênio**

$$\frac{dX}{dt} = \mu_m \cdot X \cdot \frac{S_{nitrogênio}}{K_{S,nitrogênio} + S_{nitrogênio}} \quad (12)$$

- **DQO**

$$\frac{dX}{dt} = \mu_m \cdot X \cdot \frac{S_{DQO}}{K_{S,DQO} + S_{DQO}} \quad (13)$$

De forma similar, mas avaliando a combinação de todos os contaminantes pode-se escrever a diferencial em função do Modelo de Silva e Cerqueira, como segue:

- **Múltiplos substratos**

$$\frac{dX}{dt} = \mu_m \cdot X \cdot \frac{S_{fósforo}^m}{\left(K_{S_{fósforo},app}^m + S_{fósforo}^m\right)} \cdot \frac{S_{nitrogênio}^m}{\left(K_{S_{nitrogênio},app}^m + S_{nitrogênio}^m\right)} \cdot \frac{S_{DQO}^m}{\left(K_{S_{DQO},app}^m + S_{DQO}^m\right)} \quad (14)$$

3.9 Recursos computacionais para solução do problema proposto em linguagem Python

O algoritmo PSO foi implementado no software *Spyder*, que é um ambiente de desenvolvimento integrado (IDE, *Integrated Development Environment*) de código aberto para programação em Python. Além disso, foi utilizado o kit de ferramentas de pesquisa (ou biblioteca) PYSWARMS para a otimização de enxame de partículas.

3.10 Estimação de parâmetros e Otimização

A estimativa de cinética de consumo de contaminantes é algo que ainda se tenta na literatura principalmente porque as tipologias de efluentes, diversidade biológica das microalgas, tipos de sistemas e capacidade mixotrófica (isto é, de realizar autotrofia e heterotrofia) influenciam grandemente na escolha do modelo. Wang *et al.* (2014) utilizaram o modelo de primeira ordem, mais fácil de ser aplicado; mas um modelo associado ao modelo logístico Verhulst (RUIZ *et al.*, 2012; RUIZ *et al.*, 2013; MENNA *et al.*, 2015) e com fatores multiplicativos para temperatura, nitrogênio e fósforo (HAARIO *et al.*, 2009) também foram tentados. Silva *et al.* (2020) aplicaram os modelos de primeira e segunda ordem em três conjuntos de dados experimentais e eles não mostraram resultados satisfatórios. Após aplicar um modelo de ordem n , perceberam que a ordem de remoção dos contaminantes era

intermediária entre primeira e segunda ordem, e por essa razão nesse trabalho, a implementação em Python foi realizada com um modelo de ordem n .

Os parâmetros do modelo foram estimados minimizando a soma dos erros quadrados calculados entre o medido e o modelo previsão de substrato e biomassa. Definido assim a função objetivo (FO), como:

$$FO = \sum (y_{exp} - y_{mod})^2 \quad (15)$$

onde y_{exp} representa os dados experimentais e y_{mod} representa os dados obtidos pela simulação do modelo.

Para avaliar o desvio da curva simulada e dos pontos experimentais utilizou-se o conceito de erro preditivo do modelo (EPMem %) através da Equação (16):

$$MPE(\%) = \frac{100}{n} * \sum_{i=1}^n \left| \frac{x_{ep} - x_{calc}}{x_{calc}} \right| \quad (16)$$

RESULTADOS E DISCUSSÕES

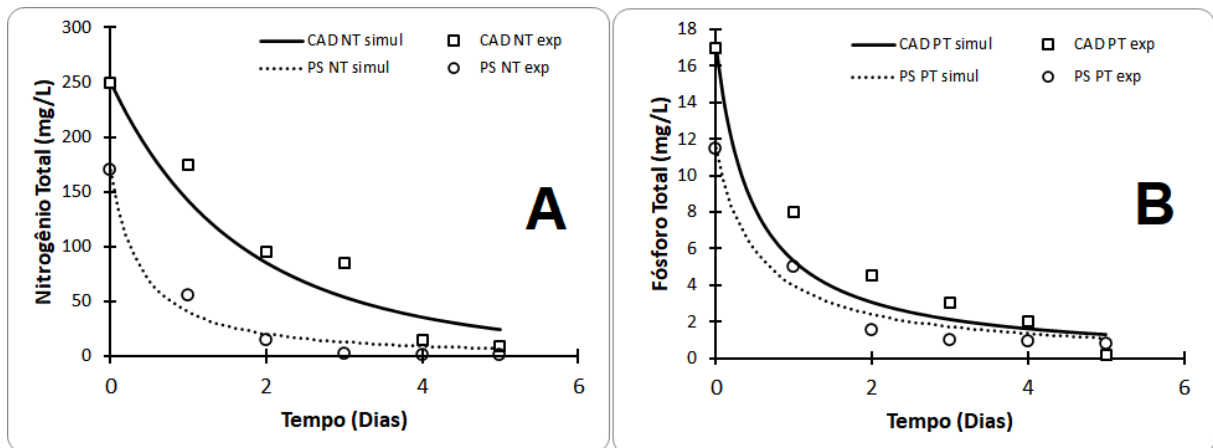
A seguir, serão apresentados os resultados referentes a sequência adotada para que as constantes cinéticas possam ser encontradas e corretamente aplicadas no Modelo de ordem n para consumo de substrato e de Silva e Cerqueira para o crescimento celular. A meta desse trabalho é encontrar um intervalo de ajuste que encontre validade física e possa ser reprodutível em sistemas de tratamento de efluentes por microalgas, principalmente ao considerar os parâmetros DQO, nitrogênio e fósforo, contaminantes que servem como macronutrientes para o crescimento microalgal, (CHO *et al.*, 2013; TERCERO *et al.*, 2014; WANG *et al.*, 2014; GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ *et al.*, 2016) utilizando linguagem Python e otimização via PSO.

3.11 Estimativa dos parâmetros para consumo de substrato

Uma característica do processo de otimização por PSO (*Particle Swarm Optimization*) é a possibilidade de se fazer um truncamento do intervalo no qual as constantes podem se encontrar facilitando encontrá-las com valores fisicamente plausíveis. Uma das características principais desse trabalho é justamente delimitar esses intervalos de forma a facilitar a aplicação do Modelo de Silva e Cerqueira para tratamento de efluentes por microalgas, mostrando sua validade física para o processo.

Inicialmente utilizou-se um conjunto de dados experimentais coletados do trabalho de Cho *et al.* (2013) que estudaram o tratamento de efluente de digestão anaeróbica (CAD) e efluente de digestão anaeróbica do tanque de sedimentação primário (PS) com respeito a dois contaminantes, nitrogênio e fósforo total por *Chlorella vulgaris*. Pela Figura 17 é possível perceber que o modelo de ordem n pôde ser implementado em linguagem Python e obteve-se bons ajustes.

Figura 17 - Modelagem e simulação da remoção dos contaminantes de CAD e PS por microalgas. NT – Nitrogênio Total (A) e PT - Fósforo Total (B).



Fonte: Autor (2022) adaptado em conjunto com CARNEIRO (2022).

Como encontrado por Silva *et al.* (2020) a ordem intermediária entre primeira e segunda foram as mais adequadas para descrever a remoção desses contaminantes dos efluentes. Além disso, Wang *et al.* (2014) encontraram valores entre 0,05 - 0,16 dia⁻¹ para k para a remoção de nitrogênio total a partir de efluente, sendo próximos aos encontrados neste trabalho. O erro preditivo do modelo variou entre 15 - 30%, mas Silva *et al.* (2020) já haviam encontrado valores similares e menciona que isso é inerente à complexidade do processo biológico e quantidade de contaminantes. As constantes cinéticas encontradas estão na Tabela 8.

Tabela 8 - Constantes cinéticas associadas ao modelo de ordem n para consumo de substrato para os dados de Cho et al. (2013).

Efluente	CAD		PS	
Contaminante	Constantes Cinéticas do Modelo de Ordem n			
	n	k	n	k
NT	1,19	0,19	1,73	0,06
EPM (%)	15,69		24,50	
PT	1,93	0,15	2,0	0,165
EPM (%)	22,59		27,51	

n – ordem cinética do modelo (n)

k – constante cinética do modelo expressa em (L mg⁻¹)⁽ⁿ⁻¹⁾ (dia⁻¹)

NT – Nitrogênio Total expresso em (mg NT L⁻¹)

PT – Fósforo Total expresso em (mg PT L⁻¹)

EPM (%) – Erro Preditivo do Modelo

Fonte: Autor (2022) adaptado em conjunto com CARNEIRO (2022).

Foi possível perceber uma maior facilidade na convergência do modelo quando as seguintes relações foram utilizadas:

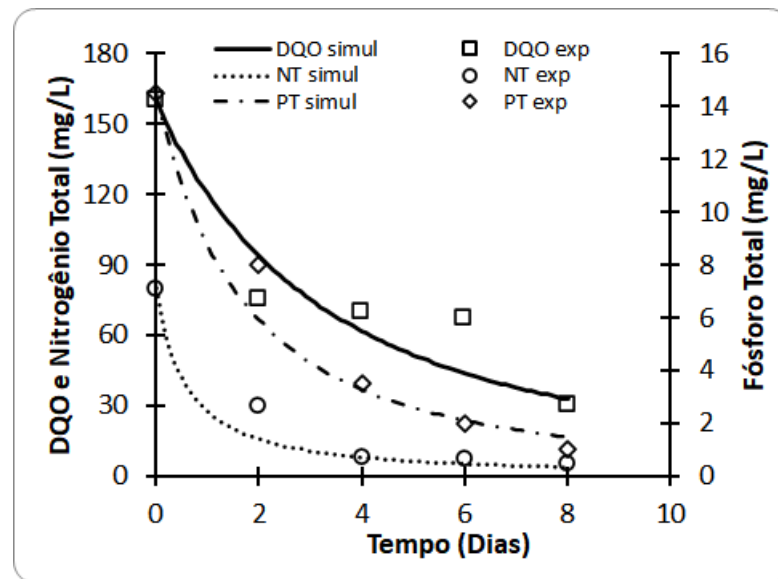
$$0 < k < 0,2, \text{ com intervalos de truncamento de } 0,05$$

$$1 < n < 2, \text{ com intervalos de truncamento de } 0,3$$

Isso significa que dentro do intervalo verificado, se fixa subintervalos de 0,05 e 0,3 para k e n , respectivamente até a convergência ser otimizada.

De forma a validar essa observação fez-se o mesmo procedimento com os dados experimentais de González-Fernández *et al.* (2016) que aplicaram um mix de microalgas (*Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus obliquus* e *Chlamydomonas reinhardtii*) para tratamento de efluente urbano). Os resultados podem ser observados na Figura 18.

Figura 18 - Modelagem e simulação da remoção dos contaminantes de efluente urbano. DQO - Demanda Química de Oxigênio, NT - nitrogênio Total e PT - Fósforo Total.



Fonte: Autor (2022) adaptado em conjunto com CARNEIRO (2022).

Como resultado, é possível perceber que as observações acima mencionadas em relação a k e n puderam também ser comprovadas nesse conjunto de dados enfatizando a aplicabilidade do algoritmo desenvolvido. Abaixo estão as constantes cinéticas associadas (Tabela 9).

Tabela 9 - Constantes cinéticas associadas ao modelo de ordem n para consumo de substrato para os dados de González-Fernández *et al.* (2016).

Efluente	CAD	
Contaminante	Constantes Cinéticas do Modelo de Ordem n	
	n	k
DQO	1,52	0,022
EPM (%)		18,94
NT	1,81	0,049
EPM (%)		27,26
PT	1,56	0,13
EPM (%)		15,72

n – ordem cinética do modelo

k – constante cinética do modelo expressa em $(L\ mg^{-1})^{(n-1)}(dia^{-1})$

DQO – Demanda Química de Oxigênio expresso em $(mg\ DQO\ L^{-1})$

NT – Nitrogênio Total expresso em $(mg\ NT\ L^{-1})$

PT – Fósforo Total expresso em $(mg\ PT\ L^{-1})$

EPM (%) – Erro Preditivo do Modelo

Fonte: Autor (2022) adaptado em conjunto com CARNEIRO (2022).

3.12 Estimativa das constantes do Modelo de Monod

Como demonstrado por vários autores durante o tratamento de efluentes por microalgas é possível correlacionar um substrato limitante ao crescimento (RUIZ *et al.*, 2012; TERCERO *et al.*, 2014; WANG *et al.*, 2014; LEE *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2020). De acordo com o algoritmo deste trabalho, como o modelo de Silva e Cerqueira traz todas as contribuições dos substratos limitantes para modelar o crescimento microalgal, e é um modelo derivado do de Monod, seria muito robusta a convergência se todas as constantes fossem encontradas de uma vez, e talvez não fosse possível. Por essa razão, o algoritmo desenvolvido encontra um $\mu_{m\acute{a}x}$ e K_s para cada substrato limitante, o que ajuda grandemente na implementação do modelo de Silva e Cerqueira, mas em etapa subsequente, serão encontradas apenas as constantes m e p associadas diretamente ao modelo.

Foi verificado que é possível modelar uma curva seguindo a cinética de Monod para cada substrato limitante e os resultados para $\mu_{m\acute{a}x}$ e K_s podem ser visualizados na Tabela 10.

Verifica-se que os erros preditivos do modelo se situaram entre 4 - 25% e estão dentro do esperado como visto por Silva *et al.* (2020).

Em relação as constantes cinéticas encontradas, se sabe que $\mu_{\text{máx}}$ entre 0,1 - 0,35 dia⁻¹ para microalgas são encontrados na literatura (HAARIO *et al.*, 2009; HODAIFA *et al.*, 2012; RUIZ *et al.*, 2013; TERCERO *et al.*, 2014; LEE *et al.*, 2015; MENNA *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2016; MASSA *et al.*, 2017; SILVA *et al.*, 2017), e todos os valores encontrados para os diversos contaminantes nos dois conjuntos de dados se situaram entre eles, com exceção para fósforo total de 5,62 dia⁻¹. Por outro lado, para Ks, Lee *et al.* (2015) em sua compilação de dados da literatura sobre essa constante em cultivo de microalgas mencionam que ela pode variar de μgL^{-1} a gL^{-1} . No entanto, para o tratamento de efluentes por essa classe microbiana, ele é geralmente dado em mgL^{-1} .

Wang *et al.* (2014) encontrou valores de Ks, PT entre 3,01 - 4,20 mgL^{-1} de PT (*Chlorella* e *Microctinium*). Tercero *et al.* (2014) e Sforza *et al.* (2014) encontraram valores de Ks, NT e Ks, PT de 23,4 e 28,2 mg N ou PL^{-1} , respectivamente, tratando efluente urbano. Haario *et al.* (2009) encontraram Ks, NT de 7,9 mgL^{-1} . Esses valores encontrados estão próximos aos verificados pelo algoritmo desenvolvido, favorecendo que constantes com real significado físico sejam encontradas durante o processo de convergência. É importante mencionar que os contaminantes, nitrogênio e fósforo são altamente assimiláveis pelas microalgas e por esse sentido podem ser cultivadas em valores relativamente altos desses contaminantes como 500 mgL^{-1} de NT e 200 mgL^{-1} de PT (SILVA; SFORZA, 2016). Por outro lado, para DQO, devido a concentração de carbono orgânico, valores maiores que 5000 mgL^{-1} não são recomendados por poder exibir toxicidade ao cultivo (SILVA *et al.*, 2019).

Com os resultados obtidos pôde-se inferir para o tratamento de efluentes (agro)(urbano)industriais:

$$0 < \mu_{\text{máx}} < 4 \text{ dia}^{-1} \text{ com intervalo de truncamento de } 0,5$$

$$0 < K_s < 50 \text{ mg L}^{-1} \text{ com intervalo de truncamento de } 5$$

Com isso em mente, verificando que o algoritmo foi eficiente na determinação dos parâmetros k, n, $\mu_{\text{máx}}$ e Ks, importantes para a aplicação do Modelo de Silva e Cerqueira, é necessário ir a parte final para que se encontre as constantes m e p (específicas do modelo).

Tabela 10 - Constantes cinéticas associadas ao modelo de Monod.

Dados de Cho <i>et al.</i> (2013)				
Efluente	CAD		PS	
Contaminante	Constantes Cinéticas associadas ao Modelo de Monod			
	$\mu_{\text{máx}}$ (dia ⁻¹)	Ks (mg L ⁻¹)	$\mu_{\text{máx}}$ (dia ⁻¹)	Ks (mg L ⁻¹)
NT	2,16	46,38	2,44	24,5
EPM(%)	23,32		17,11	
PT	5,62	7,83	3,54	5,95
EPM(%)	22,62		19,59	
Dados de González-Fernández <i>et al.</i> (2016)				
Contaminante	Constantes Cinéticas associadas ao Modelo de Monod			
	$\mu_{\text{máx}}$ (dia ⁻¹)	Ks (mg L ⁻¹)		
DQO	0,15	16,32		
EPM(%)	4,06			
NT	0,51	18,28		
EPM(%)	11,58			
PT	0,7	12,55		
EPM(%)	14,41			

$\mu_{\text{máx}}$ (dia⁻¹) – taxa de crescimento específico máximo

Ks (mgL⁻¹) - constante cinética do Modelo de Monod

DQO – Demanda Química de Oxigênio expresso em (mg DQO L⁻¹)

NT – Nitrogênio Total expresso em (mg NT L⁻¹)

PT – Fósforo Total expresso em (mg PT L⁻¹)

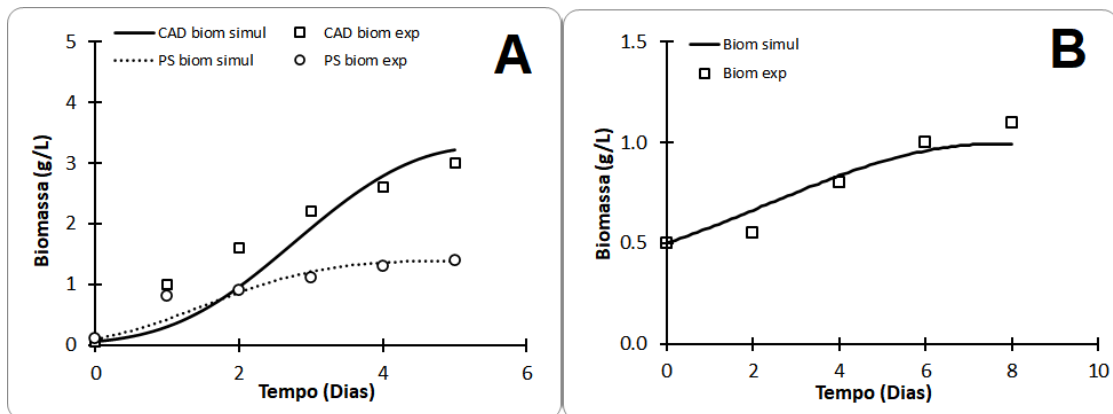
EPM (%) – Erro Preditivo do Modelo

Fonte: Autor (2022) adaptado em conjunto com CARNEIRO (2022).

3.13 Estimativa das constantes do Modelo Silva e Cerqueira (m e p)

A constante m é da ordem exibida para o crescimento celular em respeito aos contaminantes. Enquanto que a constante de ajuste p é da ordem aparente das constantes de semi-saturação ($K_{s,app} = K_s^p$) em respeito ao crescimento celular pelos contaminantes considerados. Apesar de parecerem de pouca influência, como são expoentes da equação, uma mínima variação pode alterar significativamente os resultados e/ou dificultar a convergência dos modelos. Por essa razão, fixa-se às constantes anteriormente encontradas. Como cada contaminante no modelo de Monod está relacionado a uma $\mu_{m\acute{a}x}$ específica, padronizou-se incluir para o modelo de Silva e Cerqueira a menor $\mu_{m\acute{a}x}$ encontrada no conjunto de contaminantes avaliados individualmente (Seção 5.2). Pela Figura 19, percebe-se que houve bom ajuste do crescimento microalgal a partir da junção das contribuições de dois contaminantes (NT e PT - 19A) e de três contaminantes (DQO, NT e PT - 19B).

Figura 19 - Modelagem e simulação do crescimento de biomassa no tempo. A) Efluentes CAD e PS e B) Efluente urbano.



Fonte: Autor (2022) adaptado em conjunto com CARNEIRO (2022).

Pelos resultados dos valores das constantes encontradas (Tabela 11), pôde-se inferir para esses parâmetros do Modelo de Silva e Cerqueira que:

$$0 < p < 0,5 \text{ com intervalos de truncamento de } 0,1$$

$$0 < m < 2 \text{ com intervalos de truncamento de } 0,5$$

Percebeu-se também pela Tabela 11 que os erros preditivos de modelo diminuíram em relação ao Modelo de Monod, mostrando que é possível associar vários contaminantes para modelar o crescimento celular de microalgas obtendo uma melhor correlação do que a obtida

com o clássico Modelo de Monod. Para verificar a sensibilidade da simulação aos valores de p e m , realizou-se uma simulação simbólica com valores de constantes dentro dos intervalos obtidos (Tabela 11).

Tabela 11 - Constantes cinéticas associadas ao modelo de Silva e Cerqueira.

Efluente	Constantes Cinéticas associadas ao Modelo de Silva e Cerqueira	
	m	p
CAD Dados de Cho <i>et al.</i> (2013)	1,4	0,27
EPM (%)	15,87	
PS Dados de Cho <i>et al.</i> (2013)	1,01	0,43
EPM (%)	17,92	
Contaminante	Constantes Cinéticas associadas ao Modelo de Silva e Cerqueira	
	m	p
Dados de González-Fernández <i>et al.</i> (2016)	1,81	0,03
EPM (%)	7,31	

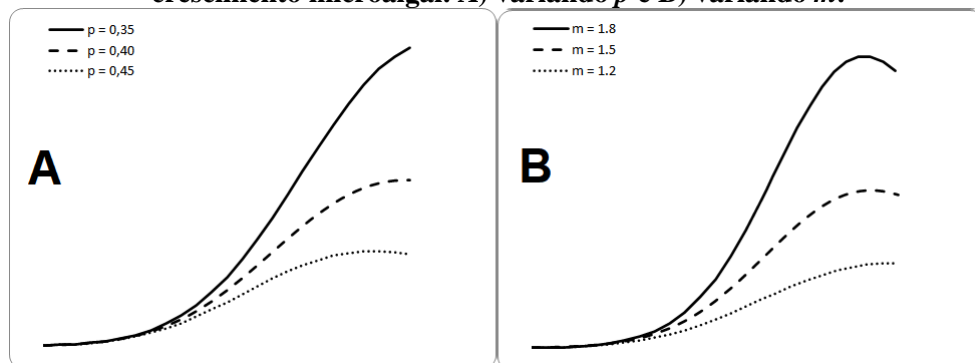
m - ordem exibida para o crescimento celular em respeito aos contaminantes

p - ordem aparente das constantes de semi-saturação

EPM (%) – Erro Preditivo do Modelo

Fonte: Autor (2022) adaptado em conjunto com CARNEIRO (2022).

Figura 20 - Análise de sensibilidade dos parâmetros m e p na modelagem da curva de crescimento microalgal. A) variando p e B) variando m .



Parâmetros utilizados na simulação: foram considerados dois substratos limitantes, $k_1 = 0,1$, $k_2 = 0,05$, $n_1 = 1,5$, $n_2 = 1,2$, $S_{0,1} = 100$ mg/L, $S_{0,2} = 30$ mg/L, $K_{s,1} = 25$ mg/L, $K_{s,2} = 10$ mg/L. Em A) $m = 1,2$ e em B) $p = 0,4$. $X_0 = 50$ mg/L.

Fonte: Autor (2022) adaptado em conjunto com CARNEIRO (2022).

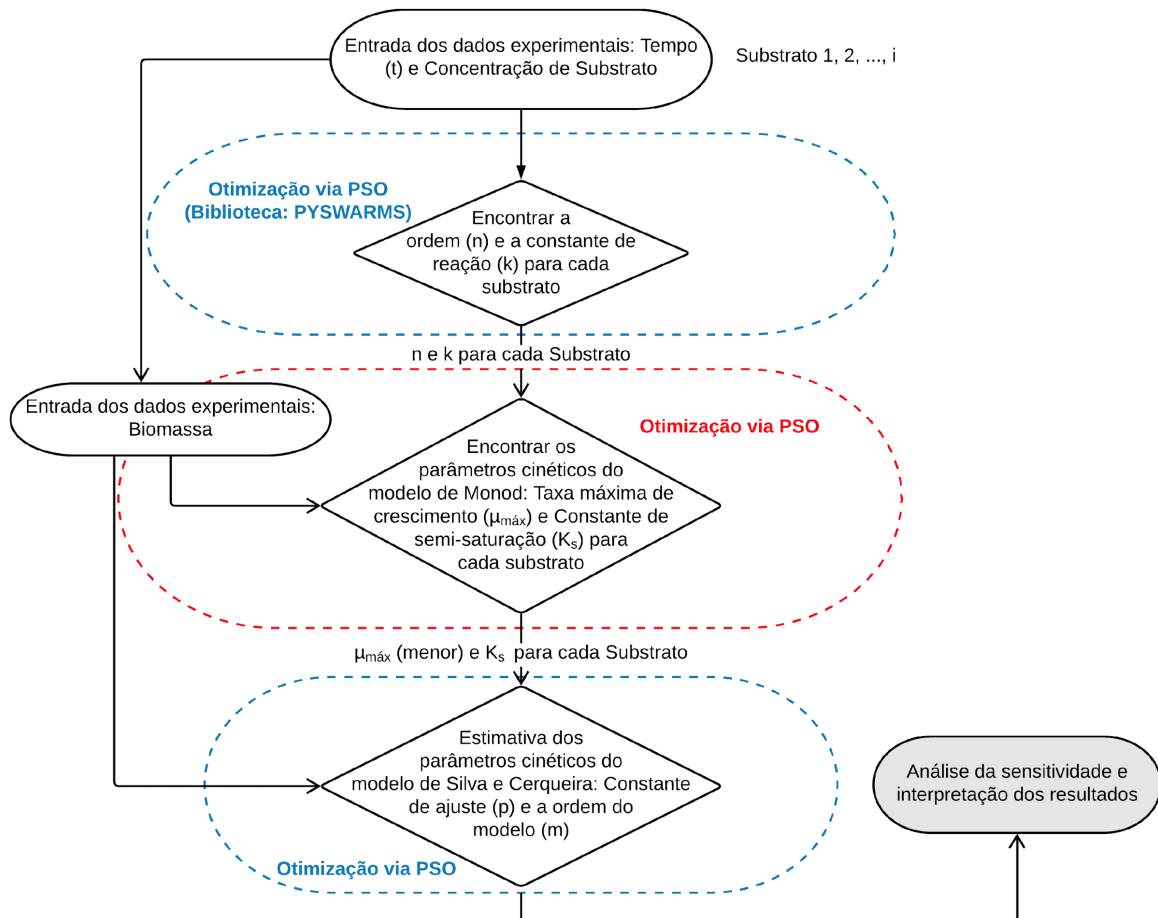
É possível perceber a sensibilidade do Modelo de Silva e Cerqueira para as constantes p e m , pois uma pequena variação pode gerar desvios significativos durante a modelagem cinética e o PSO fornece a opção de truncamento que delimita uma melhor região de otimização, alcançando uma melhor convergência

A constante p é inversamente proporcional a magnitude da curva, pois quanto maior for, maior será o K_{app} , reduzindo o valor de μ . Por outro lado, m é diretamente proporcional a magnitude da curva e também influencia na curvatura de crescimento microbiano.

Verificando-se que o procedimento adotado para a modelagem e simulação foi adequado, foi desenvolvido o algoritmo descrito na

Figura 21 e o programa elaborado se encontra nos anexos.

Figura 21 - Algoritmo aplicado para estimar as constantes cinéticas do processo.



Fonte: Autor, 2022.

CONCLUSÃO

Para o tratamento de efluente de digestão anaeróbica (CAD) e efluente de digestão anaeróbica do tanque de sedimentação primário (PS), considerando os parâmetros de nitrogênio e fósforo total removidos por *Chlorella vulgaris*, o modelo de ordem n pôde ser implementado em linguagem Python e obteve-se bons ajustes. Percebeu-se que a ordem intermediária entre primeira e segunda foram as mais adequadas para descrever a remoção desses contaminantes dos efluentes. Os valores encontrados para a remoção de nitrogênio total a partir desse efluente, foram próximos aos encontrados em literatura. O modelo também apresentou aplicabilidade no tratamento de efluente urbano por um mix de algas (*Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus obliquus* e *Chlamydomonas reinhardtii*).

O algoritmo desenvolvido encontrou um $\mu_{\text{máx}}$ e K_s para cada substrato limitante, sendo possível modelar uma curva para cada um dos substratos limitantes. O algoritmo foi eficiente na determinação dos parâmetros k , n , $\mu_{\text{máx}}$ e K_s , importantes para a aplicação do Modelo de Silva e Cerqueira.

Houve bom ajuste do crescimento microalgal a partir da junção das contribuições de dois contaminantes (NT e PT) e de três contaminantes (DQO, NT e PT). Os erros preditivos de modelo Silva e Cerqueira diminuíram em relação ao Modelo de Monod, mostrando que é possível associar vários contaminantes para modelar o crescimento celular de microalgas.

O Modelo de Silva e Cerqueira apresentou sensibilidade para as constantes p e m , pois uma pequena variação pôde gerar desvios significativos durante a modelagem cinética e o PSO forneceu a opção de truncamento que delimita uma melhor região de otimização, alcançando uma melhor convergência.

Diante dos resultados obtidos constatou-se que o procedimento adotado para a modelagem e simulação foi adequado e um algoritmo para estimar as constantes cinéticas do processo foi gerado.

Como propostas para trabalhos futuros pode-se tentar utilizar outro método de otimização, além de testar nos mais diversos tipos de efluentes que possam ser tratados com microalgas de forma a validar o modelo em um maior número de sistemas.

REFERÊNCIAS

- ABE, K. IMAMAKI, A. HIRANO, M. **Removal of nitrate, nitrite, ammonium and phosphate ions from water by the aerial microalga *Trentepohlia aurea***. Journal of Applied Phycology, v.14, p.129–134, 2002.
- ABE, K., TAKAHASHI, E., HIRANO, M. **Development of laboratory-scale photobioreactor for water purification by use of a biofilter composed of the aerial microalga *Trentepohlia aurea* (Chlorophyta)**. Journal of Applied Phycology, v.20 (3), p.283–288, 2007. doi: 10.1007 / s10811-007-9245-9.
- ADESANYA, V. O., DAVEY, M. P., SCOTT, S. A., SMITH, A. G. **Kinetic modelling of growth and storage molecule production in microalgae under mixotrophic and autotrophic conditions**. Bioresource Technology, v.157, p.293–304, 2014. doi:10.1016/j.biortech.2014.01.03.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2019: informe anual**. Brasília: ANA, 2019. 96p.: iI. 1. Recursos Hídricos - Gestão. 2. Regiões Hidrográficas – Brasil. 3. Água - Qualidade. II. Título.
- ALENCAR, V. N. S., BATISTA, J. M. S., NASCIMENTO, T. P., CUNHA, M. N. C., LEITE, A. C. L. **Resíduos Agroindustriais: Uma Alternativa Promissora E Sustentável Na Produção De Enzimas Por Microrganismos**. In: NASCIMENTO, A.M.S. Ciência, Tecnologia e Inovação: do campo à mesa. Pernambuco: Ed. IIDV, 2020. p. 482-498. Doi: <https://doi.org/10.31692/978-65-88970-02-7.v.1>.
- ANDERSEN, R.A. **The Microalgal Cell. Handbook of Microalgal Culture**. Wiley Blackwell, 2. ed., p. 3-20, 2013.
- ANDRADE, D.S., TELLES, T.S., CASTRO, G.H.L. **The Brazilian microalgae production chain and alternatives for its consolidation**. Journal of Cleaner Production, 119526, 2019. doi: 10.1016 / j.jclepro.2019.119526.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. **Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater**, 22 Ed.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC,2002.
- ARAÚJO, A. L. P., COSSICH, E. S., TAVARES, C. R. G. **Remoção de DQO de efluente de indústria de celulose e papel empregando reagente fenton**. Scientia Plena, Paraná, v.5, n. 7, 2009.
- BERNARD, O., RÉMOND, B. **Validation of a simple model accounting for light and temperature effect on microalgal growth**. Bioresource Technology, 123 , pp. 520-527,2012.
- BEZANSON, J., EDELMAN, A., KARPINSKI, S., SHAH, V. B. Julia: **A fresh approach to numerical computing**. SIAM review, v.59(1), p.65–98, 2017.
- BORGES, T. N.; COSTA, R. M.; GONTIJO, H. M. Caracterização do efluente de uma indústria de laticínios: proposta de tratamento. Research, Society and Development, 2019, 8, e5081742.
- BOZORG-HADDAD, O., SOLGI, M., LOÁLCIGA, H.A. **Meta-heuristic and evolutionary algorithms for engineering optimisation**, v.294, 2017. Wiley, New York
- BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S.; **Introdução à Engenharia Ambiental**, 2ª ed., Ed. Prentice Hall: São Paulo, 2005.

BRASIL. Ministério Da Saúde. Fundação Nacional De Saúde. **Manual de Saneamento**. – 5.ed. Brasília: Funasa, 2019. 545 p.: il. ISBN 978-85-7346-060-5 1. Saneamento básico. 2. Saneamento ambiental. I. Título.

BRENNAN, L., OWENDE, P. **Biofuels from microalgae—A review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products**. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v.14(2), p.557–577, 2010. doi:10.1016/j.rser.2009.10.009

BUNDÓ, M.S., GARFÍ, M., MATAMOROS, V., FERRER, I. **Co-digestion of microalgae and primary sludge: Effect on biogás production and microcontaminants removal**. Science of the Total Environment. v.660, p.974–981, 2019.

CABANELAS, I. T., RUIZ, J., ARBIB, Z., CHINALIA, F. A., GARRIDO-PEREZ, C., ROGALLA, F., NASCIMENTO, I.A., PERALES, J.A. **Comparing the use of different domestic wastewaters for coupling microalgal production and nutrient removal**. Bioresour. Technol. v.131, p.429–436, 2013. doi:10.1016/j.biortech.2012.12.152.

CAI, T., PARK, S. Y., LI, Y. **Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects**. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v.19, p.360–369, 2013. doi:10.1016/j.rser.2012.11.030.

CANCELA, Á., ÁLVAREZ, X., SÁNCHEZ, Á., ORTIZ, L., SOMOZA, L. **Microalgae cultivation and harvesting for bioenergy production**. Bioresource Technology Reports, 100333, 2019. doi:10.1016/j.biteb.2019.100333.

CAPORGNO MP, TALEB A, OLKIEWICZ M, FONT J, PRUVOST J, LEGRAND J, BENGGOA, C. **Microalgae cultivation in urban wastewater: nutrient removal and biomass production for biodiesel and methane**. Algal Res. Elsevier. v.10, p.232–9, 2015.

CARNEIRO, WS. **Modelagem cinética do modelo de Silva e Cerqueira (múltiplos substratos) utilizando a técnica de otimização meta-heurística Particle Swarm Optimization (PSO) em linguagem Python**. Trabalho de Conclusão de Curso do Curso de Engenharia Química da Universidade Federal de Alagoas, 2022.

CAVALERO, A. J., ALVES, M. M., **Digestão anaeróbia**. Revista. Ciência Elementar. v.8(1), p.009, 2020. DOI: <http://doi.org/10.24927/rce2020.009>.

CERRI, B.C., BORELLI, L.M., STELUTTI, I.M., SOARES, M.R., SILVA, M.A. **Evaluation of new environmental friendly particulate soil fertilizers based on agroindustry wastes biopolymers and sugarcane vinasse**. Waste Manag.v.108, p.144–53, 2020. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.04.038>.

CHANG, H.-X., HUANG, Y., FU, Q., LIAO, Q., ZHU, X. **Kinetic characteristics and modeling of microalgae *Chlorella vulgaris* growth and CO₂ biofixation considering the coupled effects of light intensity and dissolved inorganic carbon**. Bioresource Technology, v.206, p.231–238, 2016. doi:10.1016/j.biortech.2016.01.08

CHEAH, W. Y., LING, T. C., SHOW, P. L., JUAN, J. C., CHANG, J.-S., LEE, D.-J. **Cultivation in wastewaters for energy: A microalgae platform**. Applied Energy, v.179, p.609–625, 2016. doi:10.1016/j.apenergy.2016.07.01.

CHEN, G., ZHAO, L., QI, Y. **Enhancing the productivity of microalgae cultivated in wastewater toward biofuel production: A critical review**. Applied Energy, v.137, p.282–291, 2015. doi:10.1016/j.apenergy.2014.10.03.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**, v. 5, 2ª ed. Belo Horizonte, editora UFMG, 2016.

- CHO, S., LEE, N., PARK, S., YU, J., LUONG, T. T., OH, Y.-K., LEE, T. **Microalgae cultivation for bioenergy production using wastewaters from a municipal WWTP as nutritional sources.** *Bioresource Technology*, v. 131, p.515-520, 2013. doi:10.1016/j.biortech.2012.12.176.
- CHOKSHI, K., PANCHA, I., TRIVEDI, K., GEORGE, B., MAURYA, R., GHOSH, A., MISHRA, S. **Biofuel potential of the newly isolated microalgae *Acutodesmus dimorphus* under temperature induced oxidative stress conditions.** *Bioresource Technology*, v.180, p.162–171, 2015. doi:10.1016/j.biortech.2014.12.102.
- CHOU, W.L., WANG, C.T., HSU, C.W., HUANG, K.Y., LIU, T.C. **Removal of total organic carbon from aqueous solution containing polyvinyl alcohol by electrocoagulation technology.** *Desalination*. v.259, p.103-110, 2010.
- COELLO, C. A. C., PULIDO, G. T., LECHUGA, M. S. **Handling multiple objectives with particle swarm optimization.** *IEEE Transactions on Evolutionary Computation*, v.8(3), p.256–279, 2004. doi:10.1109/tevc.2004.826067.
- CUELLAR-BERMUDEZ, S. P., ALEMAN-NAVA, G. S., CHANDRA, R., GARCIA-PEREZ, J. S., CONTRERAS-ANGULO, J. R., MARKOU, G., MUYLAERT, K., RITTMANN, B.E., PARRA-SALDIVAR, R. **Nutrients utilization and contaminants removal. A review of two approaches of algae and cyanobacteria in wastewater.** *Algal Research*, v. 24, p. 438–449, 2017. doi:10.1016/j.algal.2016.08.018.
- CUNHA, D. O.; SEVERIANO JUNIOR, E. **O Uso do Tratamento de Esgoto Sustentável: O Estado da Arte das Wetlands.** *Revista de Tecnologia Aplicada*, v.7, n.3, p.20-35, 2018.
- DARVEHEI, P., BAHRI, P. A., & MOHEIMANI, N. R. **Model development for the growth of microalgae: A review.** *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.97, p.233–258, 2018. doi:10.1016/j.rser.2018.08.027.
- DISTEFANO, T., KELLY, S. **Are we in deep water? Water scarcity and its limits to economic growth.** *Ecological Economics*, v. 142, p. 130–147, 2017. doi:10.1016/j.ecolecon.2017.06.019.
- EBENHOH, O., VAN AALST, M., SAADAT, N.P., NIES, T., MATUSZYNSKA, A. **Building mathematical models of biological systems with modelbase.** *J Open Res Softw* 6: 24, 2018. <http://doi.org/10.5334/jors.236>.
- EKMEKCI, B., MCANANY, C. E., MURA, C. **An Introduction to Programming for Bioscientists: A Python-Based Primer.** *PLOS Computational Biology*, v.12(6), p.e1004867, 2016. doi:10.1371/journal.pcbi.1004867.
- FERNANDES, T. V., SHRESTHA, R., SUI, Y., PAPINI, G., ZEEMAN, G., VET, L. E. M., LAMERS, P. **Closing Domestic Nutrient Cycles Using Microalgae.** *Environmental Science & Technology*, v.49(20), p.12450–12456, 2015. doi:10.1021/acs.est.5b02858.
- GARRONE, P., GRILLI, L., MARZANO, R. **Price elasticity of water demand considering scarcity and attitudes.** *Utilities Policy*, v.59, p.100927, 2019. doi:10.1016/j.jup.2019.100927.
- GONZÁLEZ-FERNÁNDEZ, C., MAHDY, A., BALLESTEROS, I., BALLESTEROS, M. **Impact of temperature and photoperiod on anaerobic biodegradability of microalgae grown in urban wastewater.** *International Biodeterioration & Biodegradation*, v.106, p.16–23, 2016. doi:10.1016/j.ibiod.2015.09.016.
- GOODMAN, D. **Brian: a simulator for spiking neural networks in Python.** *Frontiers in Neuroinformatics*, v.2, p.5, 2008. doi:10.3389/neuro.11.005.2008.

- GROBBELAAR, J. U. **Inorganic Algal Nutrition. Handbook of Microalgal Culture.** Wiley Blackwell, 2nd ed., p.123-133, 2013.
- GUERI, M. V. D., SOUZA, S. N. M., de KUCZMAN, O., SCHIRMER, W. N., BURATTO, W. G., RIBEIRO, C. B., BESINELLA, G. B. **Digestão anaeróbia de resíduos alimentares utilizando ensaios BMP.** Biofix Scientific Journal, v.3, n.1, p.08-16, 2018. <http://dx.doi.org/10.5380/biofix.v3i1.5583>.
- GUPTA, S., PAWAR, S. B., PANDEY, R. A. **Current practices and challenges in using microalgae for treatment of nutrient rich wastewater from agro-based industries.** Science of The Total Environment, 2019. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.06.115.
- GUTTAG, J.V. **Introduction to Computation and Programming in Python**, MIT Press, 2013.
- HAARIO, H., KALACHEV, L., LAINE, M. **Reduced Models of Algae Growth.** Bulletin of Mathematical Biology, v.71(7), p.1626–1648, 2009. doi:10.1007/s11538-009-9417-7.
- HAIMAN, Z. B., ZIELINSKI, D. C., KOIKE, Y., YURKOVICH, J. T., PALSSON, B. O. **MASSpy: Building, simulating, and visualizing dynamic biological models in Python using mass action kinetics.** PLoS computational biology, v. 17, n. 1, p.e1008208, 2021.
- HART, W. E., WATSON, J.-P., WOODRUFF, D. L. **Pyomo: modeling and solving mathematical programs in Python.** Mathematical Programming Computation, v.3(3), p.219–260, 2011. doi:10.1007/s12532-011-0026-8.
- HE, Y., MA, W. J., ZHANG, J. P. **The Parameters Selection of PSO Algorithm influencing On performance of Fault Diagnosis.** MATEC Web of Conferences, v.63, p.02019, 2016. doi:10.1051/mateconf/20166302019
- HEALTH CANADA. **Guidelines for Canadian Drinking Water Quality -Summary Table.** Water and Air Quality Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada, Ottawa, Ontario, 2017.
- HEMMERICH, J., LABIB, M., STEFFENS, C., REICH, S.J., WEISKE, M., BAUMGART, M., RÜCKERT, C., RUWE, M., SIEBERT, D., WENDISCH, V.F., KALINOWSKI, J., WIECHERT, W., OLDIGES, M. **Screening of a genome-reduced *Corynebacterium glutamicum* strain library for improved heterologous cutinase secretion.** Microbial Biotechnology, v.13, p.2020 – 2031, 2019. <https://doi.org/10.1111/1751-7915.13660>.
- HINSEN, K. **High-Level Scientific Programming with Python.** Computational Science - ICCS, p.691–700,2002. doi:10.1007/3-540-47789-6_72.
- HODAIFA G., MARTINEZ, M.E., ORPEZ, R., SANCHEZ, S. **Inhibitory effects of industrial olive-oil mill wastewater on biomass production of *Scenedesmus obliquus*.** Ecological Engineering. v.42, p.30–34, 2012.
- HU, Q. **Environmental Effects on Cell Composition.** Handbook of Microalgal Culture. Wiley Blackwell, 2nd ed., p.114-122, 2013.
- HUANG, L., VINYARD, B. T. **Direct Dynamic Kinetic Analysis and Computer Simulation of Growth of *Clostridium perfringens* Cooked Turkey during Cooling.** Journal of Food Science, v.81(3), p.M692–M701, 2016. doi:10.1111/1750-3841.13202.
- HUSSAIN, F.; SHAH, SZ; ZHOU, W.; IQBAL, M. **Microalgae screening under CO2 stress: Growth and micro-nutrients removal efficiency.** Journal of Photochemistry & Photobiology, B: Biology, v.170, p.91–98, 2017.

- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Censo Demográfico 2010 – Características Gerais da População**. Resultados da Amostra. IBGE, 2010. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv49230.pdf>> Acesso em: 29/02/2020.
- ISHAQUE, K., SALAM, Z., AMJAD, M., MEKHILEF, S. **An Improved Particle Swarm Optimization (PSO)–Based MPPT for PV With Reduced Steady-State Oscillation**. IEEE Transactions on Power Electronics, v.27(8), p.3627–3638. 2012. doi:10.1109/tpel.2012.2185713
- IZADPANAHI, M., GHESHLAGHI, R., MAHDAVI, M. A., ELKAMEL, A. **Effect of light spectrum on isolation of microalgae from urban wastewater and growth characteristics of subsequent cultivation of the isolated species**. Algal Research, v.29, p.154-158, 2018. doi: 10.1016 / j.algal.2017.11.029.
- JAWORSKI M., ZIADÉ T. **Expert Python Programming: Become a Master in Python by Learning Coding Best Practices and Advanced Programming Concepts in Python 3.7**. Packt Publ., 2019, p.629.
- JEBALI, A., ACIÉN, F. G., GÓMEZ, C., FERNÁNDEZ-SEVILLA, J. M., MHIRI, N., KARRAY, F., DHOUIB, A., MOLINA-GRIMA, E. SAYADI, S. **Selection of native Tunisian microalgae for simultaneous wastewater treatment and biofuel production**. Bioresource Technology, v.198, p.424–430, 2015. doi:10.1016/j.biortech.2015.09.03.
- JORDÃO, E.P., PESSÔA, C.A. – **Tratamento de Esgotos Domésticos**, ABES, 7ª Ed., 2014.
- KHAJEH, M., KAYKHAI, M., HASHEMI, S. H., SHAKERI, M. **Particle swarm optimization–artificial neural network modeling and optimization of leachable zinc from flour samples by miniaturized homogenous liquid–liquid microextraction**. Journal of Food Composition and Analysis, v.33(1), p.32–38, 2014. doi:10.1016/j.jfca.2013.11.002.
- KENNEDY, J. EBERHART, R. **Particle Swarm Optimization**. Proceedings of the IEEE International Conference on Neural Networks, v.4, p.1942-1948, 1995. <http://dx.doi.org/10.1109/ICNN.1995.488968>
- KHAN, F. A., ANSARI, A. A. **Eutrophication: an ecological vision**. The Botanical Review, 71(4),449+, 2005. <<https://link.gale.com/apps/doc/A140709660/AONE?u=capes&sid=bookmark-AONE&xid=3053045a>>
- KHOJA, I., LADHARI, T., SAKLY, A., M'SAHLI, F. **Parameter Identification of an Activated Sludge Wastewater Treatment Process Based on Particle Swarm Optimization Method**. Mathematical Problems in Engineering, p.1–11, 2018. doi:10.1155/2018/7823930.
- KIM, S.K. **Handbook of Marine Microalgae: Biotechnology Advances Retrieved**. Boston Academic press, 2015.
- KUYAKHI, H. R., BOLDAJI, R. T. **Developing an adaptive neuro-fuzzy inference system based on particle swarm optimization model for forecasting Cr (VI) removal by NiO nanoparticles**. Environmental Progress & Sustainable Energy, 40(4), 2021. doi:10.1002/ep.13597
- LEE, Y. K., CHEN, W., SHEN, H., HAN, D., LI, Y., JONES, H. D. T., TIMLIN, J. A., HU, Q. **Handbook of Microalgal Culture**. Wiley Blackwell, 2nd ed., p. 37-68, 2013.

- LEE, E., JALALIZADEH, M., ZHANG, Q. **Growth kinetic models for microalgae cultivation: A review.** *Algal Research*, v.12, p.497–512, 2015. doi:10.1016/j.algal.2015.10.004.
- LI, Y., HORSMAN, M., WU, N. LAN, C.Q., DUBOIS-CALERO, N. **Biofuels from microalgae.** *Biotechnology Progress*, v.24 p.815-820, 2008.
- LINS, M. A., BERGER, J. S., GONÇALVES, M. P., ZENATTI, D. C., HERMES, E. **Efeito da adição de glicerol residual na digestão anaeróbia de efluentes de fecularia e abatedouro.** *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente. Maringá (PR)*, v.14, n.2, p.407-415, 2021. Doi:10.17765/2176-9168.2021v14n2e6149.
- MACHADO, D., COSTA, R. S., FERREIRA, E. C., ROCHA, I., TIDOR, B. **Exploring the gap between dynamic and constraint-based models of metabolism.** *Metabolic Engineering*, v.14(2), p.112–119, 2012. doi:10.1016/j.ymben.2012.01.003.
- MAHAPATRA, S., SAHU, S. S. **ANOVA-PSO based feature selection and gradient boosting machine classifier for improved protein-protein interaction prediction.** *Proteins: Structure. Function, and Bioinformatics.* 2021. doi:10.1002/prot.26236.
- MARINI, F., WALCZAK, B. **Particle swarm optimization (PSO). A tutorial.** *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, v.149, p.153-165, 2015.
- MARKOU, G., VANDAMME, D., MUYLEAERT, K. **Microalgal and cyanobacterial cultivation: The supply of nutrients.** *Water Research*, v.65, p.186–202, 2014. doi:10.1016/j.watres.2014.07.025.
- MASSA, M., BUONO, S., LANGELLOTTI, A.L., CASTALDO, L., MARTELLO, A., PADUANO, A., SACCHI, R., FOGLIANO, V. **Evaluation of anaerobic digestates from different feedstocks as growth media for *Tetrademus obliquus*, *Botryococcus braunii*, *Phaeodactylum tricorntutum* and *Arthrospira maxima*.** *New Biotechnol.* v.36, p.8–16, 2017.
- MASOJÍDEK, J., TORZILLO, G., KOBLÍZEK, M. **Handbook of Microalgal Culture.** Wiley Blackwell, 2nd ed., p. 21-36, 2013.
- MATA, T. M., MARTINS, A. A., CAETANO, N. S. **Microalgae for biodiesel production and other applications: A review.** *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v.14(1), p.217-232, 2010. doi:10.1016/j.rser.2009.07.020.
- MCCRACKIN, M. L., JONES, H. P., JONES, P. C., MORENO-MATEOS, D. **Recovery of lakes and coastal marine ecosystems from eutrophication: A global meta-analysis.** *Limnology and Oceanography*, v.62(2), p.507–518, 2016. doi:10.1002/lno.10441.
- MENNAA, F. Z., ARBIB, Z., PERALES, J. A. **Urban wastewater treatment by seven species of microalgae and an algal bloom: Biomass production, N and P removal kinetics and harvestability.** *Water Research*, v.83, p.42–51, 2015. doi:10.1016/j.watres.2015.06.007.
- METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos.** Tradução de Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. 5. ed, Nova Iorque: McGraw-Hill; Porto Alegre: AMGH. 2016.
- MIYATAKE, M., VEERACHARY, M., TORIUMI, F., FUJII, N., KO, H. **Maximum Power Point Tracking of Multiple Photovoltaic Arrays: A PSO Approach.** *IEEE Transactions on Aerospace and Electronic Systems*, v.47(1), p.367–380, 2011. doi:10.1109/taes.2011.5705681.

- MO, J., YANG, Q., ZHANG, N., ZHANG, W., ZHENG, Y., ZHANG, Z. **A review on agro-industrial waste (AIW) derived adsorbents for water and wastewater treatment.** Journal of Environmental Management, v.227, p.395–405, 2018. doi:10.1016/j.jenvman.2018.08.069.
- MOHAN, S. V., DEVI, M. P. **Salinity stress induced lipid synthesis to harness biodiesel during dual mode cultivation of mixotrophic microalgae.** Bioresource Technology, v.165, p.288–294, 2014. doi:10.1016/j.biortech.2014.02.103.
- MONOD, J. **The Growth of Bacterial Cultures.** Annual Reviews of Microbiology, v.3, p.371 – 394, 1949.
- MOOK, W.T., CHAKRABARTI, M.H., AROUA, M.K., KHAN, M.A., ALI, B.S., ISLAM, M.S., HASSAN, M.A. **A. Removal of total ammonia nitrogen (TAN), nitrate and total organic carbon (TOC) from aquaculture wastewater using electrochemical technology: A review.** Desalination. v.285(3), p.1–13, 2012.
- MOTA, F. S. B., VON SPERLING, M., **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção.** Rio de Janeiro: ABES, 2009 428p.: il Projeto PROSAB.
- MURWANASHYAKA, T., SHEN, L., YANG, Z., CHANG, J.-S., MANIRAFASHA, E., NDIKUBWIMANA, T., CHEN, C., LU, Y. **Kinetic modelling of heterotrophic microalgae culture in wastewater: storage molecule generation and pollutants mitigation.** Biochemical Engineering Journal, 107523, 2020. doi:10.1016/j.bej.2020.107523
- NADALETIV, W. C., LOURENÇO, V. A., SCHOELER, G. P., LEANDRO, D., QUADRO, M. S. **Efluente da parboilização de arroz como co-substrato em biodigestão anaeróbia de efluente de laticínios.** Revista Brasileira de Engenharia e Sustentabilidade. Pelotas (RS), v.6, n.2, p.10-16, dez. 2019. Disponível em: <<https://periodicos.ufpel.edu.br/ojs2/index.php/RBES/index>> Acesso em: 07/01/2022.
- NAGARAJAN, D., LEE, D. J., CHEN, C.Y., CHANG, J. S. **Resource recovery from wastewaters using microalgae-based approaches: A circular bioeconomy perspective.** Bioresource Technology, 122817, 2020. doi:10.1016/j.biortech.2020.122817.
- PARSOPOULOS, K. E., VRAHATIS, M. N. **On the Computation of All Global Minimizers Through Particle Swarm Optimization.** IEEE Transactions on Evolutionary Computation, v.8(3), p.211–224, 2004. doi:10.1109/tevc.2004.826076
- PIRES, J. C. M. **Mass Production of Microalgae.** In Handbook of Marine Microalgae, editado por Se-Kwon Kim, 55-68. Países Baixos: Elsevier, 2015. Publicado • 10.1016/b978-0-12-800776-1.00005-4.
- POSTEL, S. L. **Entering An Era Of Water Scarcity: The Challenges Ahead.** Ecological Applications, v.10(4), p.941–948, 2000. doi:10.1890/1051-0761(2000)010[0941:aeows]2.0.co;2.
- QIE, F., ZHU, J., RONG, J., ZONG, B. **Biological removal of nitrogen oxides by microalgae, a promising strategy from nitrogen oxides to protein production.** Bioresource Technology, 122037, 2019. doi: 10.1016 / j.biortech.2019.122037.
- QIU, R., GAO, S., LOPEZ, P. A., OGDEN, K. L. **Effects of pH on cell growth, lipid production and CO₂ addition of microalgae *Chlorella sorokiniana*.** Algal Research. v.28, p.192–199, 2017. doi:10.1016/j.algal.2017.11.004.
- RAKMAK, N., NOYNOO, L., JIJAI, S., SIRIPATANA, C. **Monod-Type Two-Substrate Models for Batch Anaerobic Co-Digestion. In: Lecture Notes in Applied Mathematics and Applied Science in Engineering.** Technical Scientist Association, Melaka, Malaysia, p.11–20, 2019.

- RAMPRAKASH, B., MUTHUKUMAR, K. **Biohydrogen production from rice mill wastewater using mutated *Enterobacter aerogenes***. *Engineering in Agriculture, Environment and Food*, v.9(1), p.109–115, 2016. doi:10.1016/j.eaef.2015.07.002.
- RENAUD, S. M., ZHOU, H. C., PARRY, D. L., THINH, L.-V., WOO, K. C. **Effect of temperature on the growth, total lipid content and fatty acid composition of recently isolated tropical microalgae *Isochrysis sp.*, *Nitzschia closterium*, *Nitzschia paleacea*, and commercial species *Isochrysis sp.* (clone T.ISO)**. *Journal of Applied Phycology*, v.7(6), p.595–602, 1995. doi:10.1007/bf00003948.
- RICHMOND, A. **The Microalgal Cell. Handbook of Microalgal Culture**. Wiley Blackwell, 2nd ed., p. 171-204, 2015.
- ROSELET, F., VANDAMME, D., ROSELET, M., MUYLAERT, K., ABREU, P. C. **Effects of pH, Salinity, Biomass Concentration, and Algal Organic Matter on Flocculant Efficiency of Synthetic Versus Natural Polymers for Harvesting Microalgae Biomass**. *BioEnergy Research*, v.10(2), p.427–437, 2016. doi:10.1007/s12155-016-9806-3.
- RUIZ, J., ÁLVAREZ, P., ARBIB, Z., GARRIDO, C., BARRAGÁN, J., PERALES, J. A. **Effect of Nitrogen and Phosphorus Concentration on Their Removal Kinetic in Treated Urban Wastewater by *Chlorella vulgaris***. *International Journal of Phytoremediation*, v.13(9), p.884–896, 2011. doi:10.1080/15226514.2011.573823.
- RUIZ, J., ARBIB, Z., ÁLVAREZ-DÍAZ, P. D., GARRIDO-PÉREZ, C., BARRAGÁN, J., PERALES, J. A. **Photobiotreatment model (PhBT): a kinetic model for microalgae biomass growth and nutrient removal in wastewater**. *Environmental Technology*, v.34(8), p.979–991, 2012. doi:10.1080/09593330.2012.724451.
- RUIZ, J., ÁLVAREZ-DÍAZ, P. D., ARBIB, Z., GARRIDO-PÉREZ, C., BARRAGÁN, J., PERALES, J. A. **Performance of a flat panel reactor in the continuous culture of microalgae in urban wastewater: Prediction from a batch experiment**. *Bioresource Technology*, v.127, p.456–463, 2013. doi:10.1016/j.biortech.2012.09.10.
- SARANYA, D. SHANTHAKUMAR, S. **Green microalgae for combined sewage and tannery effluent treatment: Performance and lipid accumulation potential**. *Journal of Environmental Management*, v.241, p.167-178, 2019. doi: 10.1016 / j.jenvman.2019.04.031.
- SCHMIDELL, W.; LIMA, U.A.; AQUARONE, E.; BORZANI, W. **Biotechnologia industrial**. v.2 – Engenharia Bioquímica. Edgard Blucher, 2001.
- SCHMITZ, C., LOTZE-CAMPEN, H., GERTEN, D., DIETRICH, J. P., BODIRSKY, B., BIEWALD, A., POPP, A. **Blue water scarcity and the economic impacts of future agricultural trade and demand**. *Water Resources Research*, v.49(6), p.3601–3617, 2013. doi:10.1002/wrcr.20188.
- SCHÖLZEL, C., BLESIOUS V. ERNST G. DOMINIK, A. **Characteristics of mathematical modeling languages that facilitate model reuse in systems biology: a software engineering perspective**. *NPJ Syst. Biol. Appl.* v.7, p.27, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41540-021-00182-w>.
- SENDRESCU, D. **Parameter Identification of Anaerobic Wastewater Treatment Bioprocesses Using Particle Swarm Optimization**. *Mathematical Problems in Engineering*, 2013, 1–8. doi:10.1155/2013/103748.
- SFORZA E, TERCERO, E.A.R., GRIS, B., BETTIN, F., MILANI, A., BERTUCCO, A. **Integration of *Chlorella protothecoides* production in wastewater treatment plant: from**

lab measurements to process design. Algal Research. v.6B, p.223–233, 2014.
doi:10.1016/j.algal.2014.06.002.

SHEN, Q.-H., JIANG, J.-W., CHEN, L.-P., CHENG, L.-H., XU, X.-H., CHEN, H.-L. **Effect of carbon source on biomass growth and nutrients removal of *Scenedesmus obliquus* for wastewater advanced treatment and lipid production.** Bioresource Technology, v. 190, p. 257–263, 2015. doi:10.1016/j.biortech.2015.04.05.

SHI, Y. **Particle swarm optimization.** IEEE Connections, v.2, nº1, p. 8-13, 2004.

SHI, Y., EBERHART, R. C. **Parameter selection in particle swarm optimization.** In: Evolutionary Programming VII, p.591-600, 1998.

SILVA FILHO, P.A., **Diagnóstico Operacional de Lagoas de Estabilização.** Dissertação (Mestrado) – Programa Regional de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, p. 169. 2007.

SILVA, C.E.F.; SFORZA, E. **Carbohydrate productivity in continuous reactor under nitrogen limitation: Effect of light and residence time on nutrient uptake in *Chlorella vulgaris*.** Process Biochemistry, Volume 51, Issue 12, Pages 2112-2118, 2016.

SILVA, C.E.F., GRIS, B., SFORZA, E., LA ROCCA, N., BERTUCCO, A. **Effects of sodium bicarbonate on biomass and carbohydrate production in *Synechococcus* PCC 7002,** Chemical Engineering Transactions. v.49, p. 241–246, 2016.

SILVA, C.E.F., SFORZA, E., BERTUCCO, A. **Effects of pH and carbon source on *Synechococcus* PCC 7002 cultivation: biomass and carbohydrate production with different strategies for pH control,** Appl. Biochem. Biotechnol. v.181, p. 682–698, 2017.

SILVA, C.E.F., CERQUEIRA, R. B.O., CARVALHO, C.M., CARVALHO, F.O., TONHOLO, J. **Microalgae and Wastewaters: From Ecotoxicological Interactions to Produce a Carbohydrate-Rich Biomass Towards Biofuel Application.** In: Gupta S., Bux F. (eds) Application of Microalgae in Wastewater Treatment. Springer, Cham. p.495-529, 2019. https://doi.org/10.1007/978-3-030-13909-4_21.

SILVA, C.E.F., CERQUEIRA, R. B.O., NETO, C. F.L., DE ANDRADE, F. P., CARVALHO, F.O., TONHOLO, J. **Developing a kinetic model to describe wastewater treatment by microalgae based on simultaneous carbon, nitrogen and phosphorous removal.** Journal of Environmental Chemical Engineering, pages 103792 1–36, 2020. 103792. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.103792>.

SINGH, P., GUPTA, S. K., GULDHE, A., RAWAT, I., BUX, F. **Microalgae Isolation and Basic Culturing Techniques.** In Handbook of Marine Microalgae, editado por Se-Kwon Kim, 55-68. Países Baixos: Elsevier, 2015. Publicado • 10.1016/b978-0-12-800776-1.00005-4.

SMITH, V. H., JOYE, S. B., HOWARTH, R. W. **Eutrophication of freshwater and marine ecosystems.** Limnology and Oceanography, 51(1part2), 351-355, 2006. doi:10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0351.

SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. **Eutrophication science: Where do we go from here?** Trends Ecol. v.24 (4), p.201–207, 2009.

SRINATH, K. R. **Python—the fastest growing programming language.** International Research Journal of Engineering and Technology (IRJET), v.4, n.12, p. 354-357, 2017. e-ISSN: 2395-0056.

- SUN, S., FU, G., CHAO, B., FANG, C. **Identifying hydro-climatic and socioeconomic forces of water scarcity through structural decomposition analysis: A case study of Beijing.** *Science of The Total Environment*. 2019. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.06.143.
- SOUZA, J.S., PEDROSA, P., GATTS, P.V., GRAVINA, G.A. **Aplicação das concentrações e proporções de nutrientes no diagnóstico da eutrofização.** *Vértices*. v.16(1), p.203-22, 2014.
- TAPIA, C., FERMOSE, F. G., SERRANO, A., TORRES, Á., JEISON, D., RIVAS, M., CUARESMA, M. **Potential of a local microalgal strain isolated from anaerobic digester effluents for nutrient removal.** *Journal of Applied Phycology*. 2018. doi:10.1007/s10811-018-1546-7.
- TERCERO, E. A. R., SFORZA, E., MORANDINI, M., BERTUCCO, A. **Cultivation of *Chlorella protothecoides* with Urban Wastewater in Continuous Photobioreactor: Biomass Productivity and Nutrient Removal.** *Applied Biochemistry and Biotechnology*, v.172(3), p.1470–1485, 2014. doi:10.1007/s12010-013-0629-9
- UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION - UNESCO. **The United Nations World Water Development Report, 2021.** Valuing Water. Place de Fontenoy, 75352 Paris 07 SP, France, 2021.
- UNVER, O., BHADURI, A., HOOGEVEEN, J. **Water-use efficiency and productivity improvements towards a sustainable pathway for meeting future water demand.** *Water Security*, v.1, p.21–27, 2017. doi:10.1016/j.wasec.2017.05.001.
- VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. **Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no Ribeirão Lavapés/Botucatu-SP.** *Eclética Química*, v. 22, p. 49-66, 1997.
- VAN DEN BERGH, F., ENGELBRECHT, A. P. **A Cooperative Approach to Particle Swarm Optimization.** *IEEE Transactions on Evolutionary Computation*, v.8(3), p.225–239, 2004. doi:10.1109/tevc.2004.826069.
- VERHULST, P.F. **Notice sur la loi que la population suit dans son accroissement.** *Correspondence Math Phys*, v. 10, p. 113-121, 1838.
- VERMA, R., SRIVASTAVA, A. **Carbon dioxide sequestration and its enhanced utilization by photoautotroph microalgae.** *Environmental Development*. 2018. doi:10.1016/j.envdev.2018.07.004.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** v. 1. 4ª edição. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. 2014.
- VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos.** v. 2. 2ª edição. Belo Horizonte: Editora UFMG. 2016.
- VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização.** v. 3. 3ª edição. Belo Horizonte: Editora UFMG. 2017.
- VON SPERLING, M. **Lodos Ativados.** v. 4. 4ª edição. Belo Horizonte: Editora UFMG. 2018.
- WANG, M., KUO-DAHAB, W. C., DOLAN, S., PARK, C. **Kinetics of nutrient removal and expression of extracellular polymeric substances of the microalgae, *Chlorella sp.* and *Micractinium sp.*, in wastewater treatment.** *Bioresource Technology*, v.154, p.131–137, 2014. doi:10.1016/j.biortech.2013.12.04

- WANG, J., LI, Y., HUANG, J., YAN, T., SUN, T. **Growing water scarcity, food security and government responses in China.** *Global Food Security*, v.14, p.9–17, 2017. doi:10.1016/j.gfs.2017.01.003.
- WEI, W., ZHOU, X., WANG, D., SUN, J., WANG, Q. **Free ammonia pre-treatment of secondary sludge significantly increases anaerobic methane production.** *Water Research*, v.118, p.12–19, 2017. doi:10.1016/j.watres.2017.04.015.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION -WHO. **Guidelines for drinking-water quality.** 4a. ed. Geneva: WHO. 564 p, 2017.
- XU, Y., QIN, X. S. **Agricultural effluent control under uncertainty: An inexact double-sided fuzzy chance-constrained model.** *Advances in Water Resources*, v.33(9), p.997 – 1014,2010.
- YANG, Z., GUO, R., XU, X., FAN, X., LUO, S. **Fermentative hydrogen production from lipid-extracted microalgal biomass residues.** *Applied Energy*, v.88(10), p.3468 –3472, 2012. doi:10.1016/j.apenergy.2010.09.009.
- YIN, Z., ZHU, L., LI, S., HU, T., CHU, R., MO, F., HU, D., LIU, C. LI, B. **A comprehensive review on cultivation and harvesting of microalgae for biodiesel production: environmental pollution control and future directions.** *Bioresource Technology*, 122804, 2020.
- YU, Z., YOUSAF, K., AHMAD, M., YOUSAF METHODS, M., GAO, Q., CHEN, K. **Efficient Pyrolysis of Ginkgo Biloba Leaf Residue and Pharmaceutical Sludge (mixture) with High production of Clean Energy: Process Optimization by Particle Swarm Optimization and Gradient Boosting Decision Tree Algorithm.** *Bioresource Technology*, 123020, 2020. doi:10.1016/j.biortech.2020.12302.
- YUAN, S., HU, J., LIU, Z., HONG, Y. WANG, X. **Modeling microalgae growth in continuous culture: Parameters analysis and temperature dependence.** *Energy* 195, 116961, 2020.
- YURKOVICH, J. T., YURKOVICH, B. J., DRÄGER, A., PALSSON, B. O., KING, Z. A. **A Padawan Programmer’s Guide to Developing Software Libraries.** *Cell Systems*, v.5(5), p.431–437, 2017. doi:10.1016/j.cels.2017.08.003.
- ZHANG, W., MA, D., WEI, J., LIANG, H. **A parameter selection strategy for particle swarm optimization based on particle positions.** *Expert Systems with Applications*, v.41(7), p.3576–3584, 2014. doi:10.1016/j.eswa.2013.10.061.
- ZITTELLI, G. C., BIONDI, N., RODOLFI, L., TREDICI, M. R. **Photobioreactors for Mass Production of Microalgae.** *Handbook of Microalgal Culture.* Wiley Blackwell, 2nd ed., p. 225-266, 2013.