UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

ANTÔNIO ITALCY DE OLIVEIRA JÚNIOR

ESTUDO DO COMPORTAMENTO GEOTÉCNICO E BIORREMEDIAÇÃO DE UM SOLO ARENO ARGILOSO CONTAMINADO POR ÓLEO DIESEL

Recife
2024

ANTÔNIO ITALCY DE OLIVEIRA JÚNIOR

ESTUDO DO COMPORTAMENTO GEOTÉCNICO E BIORREMEDIAÇÃO DE UM SOLO ARENO ARGILOSO CONTAMINADO POR ÓLEO DIESEL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de doutor em Engenharia Civil.

Área de concentração: Geotecnia.

Orientador: Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá.

Coorientador: Prof. Dr. Leonardo do Nascimento Guimarães

Recife

2024

.Catalogação de Publicação na Fonte. UFPE - Biblioteca Central

Junior, Antonio Italcy de Oliveira.
Estudo do comportamento geotécnico e biorremediação de um solo areno argiloso contaminado por óleo diesel / Antonio Italcy de Oliveira Junior. - Recife, 2024.
160f.: il.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2024.
Orientação: José Fernando Thomé Jucá.
Coorientação: Leonardo José do Nascimento Guimarães.
Inclui referências.

1. Solo areno-argiloso contaminado por óleo diesel; 2. Comportamento geotécnico; 3. Biorremediação. I. Jucá, José Fernando Thomé. II. Guimarães, Leonardo José do Nascimento. III. Título.

UFPE-Biblioteca Central

ANTÔNIO ITALCY DE OLIVEIRA JÚNIOR

ESTUDO DO COMPORTAMENTO GEOTÉCNICO E BIORREMEDIAÇÃO DE UM SOLO ARENO ARGILOSO CONTAMINADO POR ÓLEO DIESEL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de doutor em Engenharia Civil.

Aprovada em: 22/03/2024 .

BANCA EXAMINADORA

_____

Maurício Alves da Motta Sobrinho (Examinador Interno)

Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

_____

Sandro Machado Lemos (Examinador Externo)

Universidade Federal da Bahia (UFBA)

_____

Katia Vanessa Bicalho (Examinadora Externa)

Universidade Federal do Espírito Santo (UFES)

_____

Karla Salvagni Heineck (Examinadora Externa)

Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)

_____

Antonio Thomé (Examinador Externo)

Universidade de Passo Fundo (UPF)

A toda minha família, em especial à minha mãe Madalena.

AGRADECIMENTOS

À Deus por ser esta força motriz que faz a roda da vida girar, por ter me concedido coragem, determinação e por colocar verdadeiros anjos em meu caminho.

À toda minha família, pelos incentivos e entusiasmos. Em especial, agradeço a minha mãe Madalena que foi a minha maior incentivadora, para além da vida acadêmico, por todo o seu amor a mim dedicado e por sempre me fortalecer nos momentos difíceis.

À Saymo Luna, por ter participado do início dessa trajetória comigo nas coletas e que esteve comigo em Recife no início dessa caminhada do doutorado, em momentos difíceis.

Ao prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá, prof. Dr. Leonardo José do Nascimento Guimarães e a profa. Dra. Maria Odete Holanda Mariano pelas orientações, incentivos e confiança; por todos os ensinamentos, por terem contribuído diretamente para a realização desta pesquisa.

Ao Grupo de Resíduos Sólidos, todo corpo docente e técnico do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da UFPE.

Ao corpo técnico do Laboratório de Solos e Instrumentação da UFPE, em especial a Gutemberg pela amizade e por toda atenção e auxílio dedicado aos meus ensaios e a Antonio de Brito pela condução dos ensaios de condutividade.

Aos amigos e colegas, meu muito obrigado por tudo. Em especial, Alice, Alison, Camila, Wilson, Flávio, Riadny, Ivan, Rafaela e todos que estiveram comigo na jornada do doutorado.

Aos amigos, Janilson, Mari, Grazi e Fernanda, por toda ajuda, pelos momentos de descontração, por dividir comigo tantos momentos de alegria, quanto os momentos difíceis em Recife.

Aos meus amigos da TPF Engenharia, em especial Alison, Isabela e Alexson, que me motivaram, aconselharam e me ouviram bastante a respeito do doutorado. Grato por estarem comigo e por me dar tanta força para seguir a caminhada.

Aos professores Ana Patrícia Bandeira e João Barbosa, por terem aberto as portas do Laboratório de Geotecnia da UFCA durante a pandemia, possibilitando a realização de uma parte do presente trabalho.

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia de Pernambuco pela concessão da bolsa e ao departamento de Química Fundamental da Universidade Federal de Pernambuco pelo apoio na parte da remediação, em especial ao meu amigo Janilson Alves.

RESUMO

A contaminação por combustíveis em solos pode causar modificações nas características físicas, químicas e geotécnicas, necessitando promover a sua remediação. No entanto, poucos estudos foram realizados com solos tropicais do Brasil, sobretudo os solos do interior do Nordeste. O objetivo do trabalho é analisar o comportamento de um solo de Caruaru-PE mediante contaminações por óleo diesel e propor uma biorremediação. Foram analisadas contaminações com 0%, 2%, 4% e 8% de óleo diesel em relação ao peso seco de solo. Foram realizadas a caracterização física (granulometria, densidade real dos grãos e limites de Atterberg), a caracterização química (pH, teor de matéria orgânica e FRX) e a avaliação do comportamento hidromecânico (compactação, cisalhamento direto e compressão edométrica em condições inundadas e não inundadas, condutividade hidráulica saturada, curva de retenção de água em laboratório pela trajetória de secagem e potencial de colapso). Para a biorremediação, foi utilizada a técnica de biopilha, usando 5% e 10% de composto orgânico e biossólido de ETE em peso, isoladamente, como materiais estruturantes. A presença do contaminante proporcionou uma textura mais grossa no solo, redução no índice de plasticidade e no pH, elevação no teor de matéria orgânica, os parâmetros de resistência ao cisalhamento reduziram consideravelmente, a compressibilidade e o potencial de colapso apresentaram elevações, a condutividade hidráulica e a sucção matricial apresentaram reduções. A técnica de biopilhas promoveu a remoção de até 92% de hidrocarbonetos totais de petróleo, utilizando 10% de composto orgânico como material estruturante, em 180 dias de tratamento. Portanto, conclui-se que a contaminação promoveu efeitos adversos ao solo do ponto de vista geotécnico e que a proposta de tratamento utilizando biopilhas mostrou-se uma alternativa viável para remediação do solo.

Palavras-chave: Solo areno-argiloso contaminado por óleo diesel. Comportamento geotécnico. Biorremediação.

ABSTRACT

Fuel contamination in soil can cause changes in physical, chemical and geotechnical characteristics, requiring remediation. However, few studies have been carried out with tropical soils in Brazil, especially soils from the interior of the Northeast. The objective of the work is to analyze the behavior of soil in Caruaru-PE due to contamination by diesel oil and propose bioremediation. Contaminations with 0, 2, 4 and 8% diesel oil were analyzed. Physical characterization (granulometry, real grain density and Atterberg limits), chemical characterization (pH, organic matter content and FRX), and evaluation of hydromechanical behavior (compaction, direct shear and oedometric compression in flooded and non-flooded conditions) were carried out. saturated hydraulic conductivity, characteristic curve and collapse potential). For bioremediation, the biopile technique was used using 5% and 10% of organic compound and biosolids, alone, as structuring materials. The presence of the contaminant made the soil texture coarser, reduced the plasticity index and pH, the organic matter content increased, the shear resistance parameters reduced considerably, the compressibility increased, the collapse potential also increased, the hydraulic conductivity reduced and, the matrix suction reduced. The biopile technique promoted the removal of up to 92% of total petroleum hydrocarbons using 10% organic compound as structuring material, in 180 days of treatment. Therefore, it is concluded that the contamination had adverse effects on the soil from a geotechnical point of view and that the treatment proposal using biopiles proved to be a viable alternative for soil remediation.

Keywords: Sandy-clayey soil contaminated by diesel oil, Geotechnical behavior. Bioremediation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Processo de formação dos solos. 20
Figura 2 – Seção transversal idealizada dos vazios do solo: (a) sistema bifásico e (b) sistema trifásico. 25
Figura 3 - Distribuição diferenciada do NAPL em subsuperfície para (a) LNAPL e (b) DNAPL 27
Figura 4 - Mecanismos de transporte e fases distintas do contaminante orgânico nas zonas não saturada e saturada. 28
Figura 5 - Modelo de agregações das partículas de argila em solos contaminados. 32
Figura 6 - Modelo de rearranjo das ligações entre as partículas que formam flocos em solos contaminados por óleo 32
Figura 7 - Esquemática do efeito do diesel na espessura da camada dupla: em (a) uma partícula de argila em água e (b) partícula de argila em uma mistura de água-diesel 33
Figura 8 - Esquema simplificado da ação de microrganismos em processos de biorremediação 46
Figura 9 - Fatores ambientais que influenciam na biodegradação dos contaminantes em biopilhas. 50
Figura 10 - Mapa pedológico do ponto de coleta da amostra de solo. 53
Figura 11 - Corpo de prova de amostra contaminada compactado de acordo com parâmetros obtidos no ensaio de compactação 56
Figura 12 - Moldagem das amostras para ensaio de cisalhamento direto 59
Figura 13 – Biossólido utilizado como material estruturante da biopilha de bancada. 68
Figura 14 - Composto orgânico utilizado como material estruturante da biopilha de bancada. 69
Figura 15 – Montagem do experimento 71
Figura 16 - Curvas granulométricas do solo natural e contaminado com óleo diesel. Em A curvas com defloculante e em B curvas sem defloculante 77
Figura 17 – Floco formado após o solo entrar em contato com o contaminante 80
Figura 18 – Posicionamento na carta de plasticidade dos solos natural e contaminado com óleo diesel. 85
Figura 19 - Aspecto do solo contaminado antes (foto à esquerda) e após calcinação em mufla (foto à direita) 87

Figura 20 - Curvas de compactação dos solos natural e contaminado com óleo diesel. 90
Figura 21 - Resultado do ensaio de cisalhamento na condição não inundada para contaminação com óleo diesel. Em A) curva tensão cisalhante versus deslocamento horizontal para a tensão normal de 50 kPa e em B) curva deslocamento vertical versus deslocamento horizontal para a tensão normal de 50 kPa. 92
Figura 22 - Resultado do ensaio de cisalhamento na condição não inundada para contaminação com óleo diesel. Em A) curva tensão cisalhante versus deslocamento horizontal para a tensão normal de 100 kPa e em B) curva deslocamento vertical versus deslocamento horizontal para a tensão normal de 100 kPa. 92
Figura 23 - Resultado do ensaio de cisalhamento na condição não inundada para contaminação com óleo diesel. Em A) curva tensão cisalhante versus deslocamento horizontal para a tensão normal de 200 kPa e em B) curva deslocamento vertical versus deslocamento horizontal para a tensão normal de 200 kPa. 93
Figura 24 - Resultado do ensaio de cisalhamento na condição inundada para contaminação com óleo diesel. Em A) curva tensão cisalhante versus deslocamento horizontal para a tensão normal de 50 kPa e em B) curva deslocamento vertical versus deslocamento horizontal para a tensão normal de 50 kPa. 95
Figura 25 - Resultado do ensaio de cisalhamento na condição inundada para contaminação com óleo diesel. Em A) curva tensão cisalhante versus deslocamento horizontal para a tensão normal de 100 kPa e em B) curva deslocamento vertical versus deslocamento horizontal para a tensão normal de 100 kPa. 95
Figura 26 - Resultado do ensaio de cisalhamento na condição inundada para contaminação com óleo diesel. Em A) curva tensão cisalhante versus deslocamento horizontal para a tensão normal de 200 kPa e em B) curva deslocamento vertical versus deslocamento horizontal para a tensão normal de 200 kPa. 96
Figura 27 - Envoltórias de resistência dos solos natural e contaminado com óleo diesel. Em A), na condição não inundada e em B) na condição inundada. 97
Figura 28 - Curva tensão vertical versus índice de vazios do solo natural e contaminado com óleo diesel. Em A) para a condição não inundada e em B) para a condição inundada 102
Figura 29 - Curva tensão versus deformação Volumétrica do solo pelo ensaio edométrico simples com inundação na tensão de 100 kPa dos solos natural e contaminado com óleo diesel. 106
Figura 30 - $K_{água}$ *versus.* porosidade de solo natural e contaminado com óleo diesel. 111

Figura 31 - Curvas características sucção matricial versus umidade dos solos natural e contaminado com óleo diesel. 112
Figura 32 - Ajuste da curva dos solos natural e contaminado com óleo diesel ao modelo de van Genuchten (1980). 114
Figura 33 - Concentração de HTP nas diferentes biopilhas durante 180 dias de biodegradação. 119
Figura 34 – Ajuste da taxa de decaimento pelo modelo cinético de primeira ordem da biopilha com atenuação natural. 122
Figura 35 - Ajuste da taxa de decaimento pelo modelo cinético de primeira ordem da biopilha com 5% de biossólido. 122
Figura 36 - Ajuste da taxa de decaimento pelo modelo cinético de primeira ordem da biopilha com 10% de biossólido. 123
Figura 37 - Ajuste da taxa de decaimento pelo modelo cinético de primeira ordem da biopilha com 5% de composto orgânico. 123
Figura 38 - Ajuste da taxa de decaimento pelo modelo cinético de primeira ordem da biopilha com 10% de composto orgânico. 124
Figura 39 – Teores de carbono das biopilhas ao longo do experimento. 126
Figura 40 - Teores de nitrogênio das biopilhas ao longo do experimento. 128
Figura 41 – Relação C/N das biopilhas ao longo do experimento. 129
Figura 42 – Teores de matéria orgânica das biopilhas ao longo do experimento. 132
Figura 43 - Teores de sólidos voláteis das biopilhas ao longo do experimento. 133
Figura 44 - pH das biopilhas ao longo do experimento. 135
Figura 45 – Condutividade elétrica das biopilhas ao longo do experimento. 136
Figura 46 - Quantificação de bactérias heterotróficas totais (BHT) das biopilhas ao longo do experimento. 139
Figura 47 - Quantificação de fungos totais (FT) das biopilhas ao longo do experimento. 139
Figura 48 - Produção diária de C-CO_2 das biopilhas ao longo do experimento. 141
Figura 49 - Produção acumulada de C-CO_2 das biopilhas ao longo do experimento. 141
Figura 50 - Ajuste da constante de produção(k) de C-CO_2 pelo modelo cinético de primeira ordem da biopilha com atenuação natural. 143
Figura 51 - Ajuste da constante de produção (k) de C-CO_2 pelo modelo cinético de primeira ordem da biopilha com 5% de biossólido. 144
Figura 52 - Ajuste da constante de produção (k) de C-CO_2 pelo modelo cinético de primeira ordem da biopilha com 10% de biossólido. 144

Figura 53 - Ajuste da constante de produção (k) de C-CO_2 pelo modelo cinético de primeira ordem da biopilha com 5% de composto orgânico.....145
Figura 54 - Ajuste da constante de produção (k) de C-CO_2 pelo modelo cinético de primeira ordem da biopilha com 10% de composto orgânico.....145

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Diferentes áreas específicas e respectivas CTCs dos principais argilominerais presentes nos solos. 23
Tabela 2 - Propriedades físicas do solo. 53
Tabela 3 - Composição química do solo. 54
Tabela 4 - Propriedades físico-químicas dos combustíveis. 54
Tabela 5 - Características físicas, químicas e biológica do biossólido utilizado como material estruturante. 69
Tabela 6 - Características físicas e químicas do composto orgânico utilizado como material estruturante 70
Tabela 7 - Frações granulométricas com e sem defloculante do solo natural e contaminado com óleo diesel. 78
Tabela 8 - Resultados dos ensaios de dispersão do solo natural e contaminado. 82
Tabela 9 - Densidade real dos grãos do solo natural e contaminado. 82
Tabela 10 - Limites de Atterberg e índice de plasticidade dos solos natural e contaminado com os diferentes combustíveis. 83
Tabela 11 - Classificação pelo SUCS dos solos natural e contaminado com óleo diesel. 85
Tabela 12 - Propriedades químicas dos solos natural e contaminado com óleo diesel. 86
Tabela 13 – Resultados da análise por fluorescência de raios X para obtenção dos óxidos dos solos natural e contaminado. 89
Tabela 14 - Parâmetros de compactação dos solos natural e contaminado com óleo diesel. 91
Tabela 15 - Parâmetros de cisalhamento em condições não inundadas e inundadas dos solos natural e contaminado com os diferentes combustíveis 98
Tabela 16 - Variação dos valores dos parâmetros de resistência ao cisalhamento dos diferentes solos contaminados em relação aos parâmetros do solo natural. 98
Tabela 17 - Variação do índice de vazios inicial e final do solo natural e contaminado com óleo diesel. 104
Tabela 18 - Parâmetros de compressibilidade nas condições não inundada e inundada dos solos natural e contaminado com os diferentes combustíveis. 105
Tabela 19 - Potencial de colapso dos solos natural e contaminado com óleo diesel na tensão de 100 kPa pelo critério de Jennings e Knight (1975) 107

Tabela 20 - Potencial de colapso dos solos natural e contaminado com óleo diesel na tensão de 100 kPa pelo critério de Lutenegger e Saber (1988). 108
Tabela 21 - Condutividade hidráulica dos solos natural e contaminado com óleo diesel. 109
Tabela 22 - Parâmetros da equação de van Genuchten (1980) e coeficientes de determinação (R^2) obtidos nos ajustes das curvas de retenção de água dos solos natural e contaminado com óleo diesel 114
Tabela 23 - Ajuste da curva dos solos natural e contaminado com óleo diesel ao modelo de van Genuchten (1980). 116
Tabela 24 - Concentração de hidrocarbonetos de petróleo nas diferentes biopilhas durante 180 dias de biodegradação..... 119
Tabela 25 – Constante de biodegradação (k) da concentração de HTP das biopilhas ajustadas pelo modelo cinético de primeira ordem. 124
Tabela 26 - Teores de carbono das biopilhas ao longo do experimento..... 126
Tabela 27 - Teores de nitrogênio das biopilhas ao longo do experimento. 128
Tabela 28 – Relação C/N das biopilhas ao longo do experimento. 130
Tabela 29 - Teores de matéria orgânica das biopilhas ao longo do experimento..... 132
Tabela 30 - Teores de sólidos voláteis das biopilhas ao longo do experimento..... 134
Tabela 31 - pH das biopilhas ao longo do experimento. 135
Tabela 32 - Condutividade elétrica das biopilhas ao longo do experimento..... 136
Tabela 33 – Constante de produção (k) de C-CO_2 das biopilhas ajustadas pelo modelo cinético de primeira ordem..... 146
Tabela 34 - Características geotécnicas e mecânica dos materiais após biorremediação..... 147

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ASTM	American Society for Testing and Materials
Embrapa	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
CL	Argila Inorgânica de Baixa a Média Plasticidade
pH	Potencial Hidrogeniônico
Ca	Cálcio
Mg	Magnésio
Al	Alumínio
K	Potássio
Na	Sódio
P	Fósforo
C.O.	Carbono Orgânico
M.O.	Matéria Orgânica
N	Nitrogênio
Relação C/N	Relação Carbono/Nitrogênio
Fe	Ferro
w_{ot}	Teor de Umidade Ótima (energia de compactação Proctor Normal)
γ_{dmax}	Peso Específico Seco Máximo (energia de compactação Proctor Normal)
c	Intercepto de Coesão
ϕ	Ângulo de Atrito
Cc	Índice de Compressão
Cd	Índice de Descompressão
$\sigma'a$	Tensão de Sobreadensamento
e	Índice de vazios
Δ	Variação
$k_{água}$	Condutividade Hidráulica Saturada
ψ	Sucção
ψ entrada de ar	Sucção Correspondente ao Ponto de Entrada de Ar
θ residual	Teor de Umidade Volumétrica Residual

R^2	Coeficiente de Determinação
C	Capacidade de Sucção ou Capacidade Diferencial de Umidade
θ_{CC}	Teor de Umidade Volumétrica Referente a Capacidade de Campo
$WS_{max.}$	Capacidade de Armazenamento de Água Máxima
$\psi_{\text{ umidade Ótima}}$	Sucção Referente ao Teor de Umidade Ótima
$K_{\text{umidade Ótima}}$	Condutividade Hidráulica Referente ao Teor de Umidade Ótima
HTP	Hidrocarnetos Totais de Petróleo
BHT	Bactérias Heterotróficas Totais
FT	Fungos Totais
UFC	Unidades Formadoras de Colônia
BAN	Bioatenuação Natural
BI5B	Bioestimulação com 5% de Biossólido
BI10B	Bioestimulação com 10% de Biossólido
BI5CO	Bioestimulação com 5% de Composto Orgânico
BI10CO	Bioestimulação com 10% de Composto Orgânico

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 16

1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS E JUSTIFICATIVA DO ESTUDO 16

1.2 HIPÓTESE/PERGUNTA CIENTÍFICA 18

1.3 OBJETIVOS 18

1.3.1 Geral 18

1.3.2 Específicos 18

1.4 ESTRUTURA DA TESE 19

2 REVISÃO DE LITERATURA 20

2.1 O SOLO E SUAS INTERAÇÕES COM OS CONTAMINANTES 20

2.2 COMBUSTÍVEIS DERIVADOS DO PETRÓLEO COMO CONTAMINANTES DO SOLO 24

2.3 COMPORTAMENTO DE SOLOS CONTAMINADOS POR DERIVADOS DE PETRÓLEO 29

2.3.1 Influência nas características físicas 30

2.3.2 Influência na compactação 34

2.3.3 Influência na resistência ao cisalhamento 36

2.3.4 Influência na compressibilidade 38

2.3.5 Influência na condutividade hidráulica e retenção de umidade 39

2.3.6 Influência na curva de retenção de umidade 40

2.4 TÉCNICAS DE REMEDIAÇÃO/TRATAMENTO DE SOLOS CONTAMINADOS 40

2.4.1 Método de contenção 42

2.4.2 Métodos de imobilização 42

2.4.3 Métodos de separação 44

2.4.4 Métodos de degradação 44

2.5 SOLOS CONTAMINADOS TRATADOS POR BIORREMEDIAÇÃO 45

3 MATERIAIS E MÉTODOS 52

3.1 MATERIAIS UTILIZADOS 52

3.2 PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS DE SOLO NATURAL E CONTAMINADO 54
3.3 CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS 56
3.3.1 Análises físicas e químicas 56
3.3.2 Análise da dispersividade 58
3.3.3 Análises dos óxidos 58
3.4 CARACTERIZAÇÃO DO COMPORTAMENTO MECÂNICO 58
3.5 CARACTERIZAÇÃO DA DEFORMABILIDADE 60
3.6 AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE COLAPSO 61
3.7 CARACTERIZAÇÃO DO COMPORTAMENTO HIDRÁULICO 62
3.8 CARACTERIZAÇÃO DO COMPORTAMENTO DE RETENÇÃO DE ÁGUA EM LABORATÓRIO PELA TRAJETÓRIA DE SECAGEM 63
3.9 ANÁLISE DE REMEDIAÇÃO DO SOLO CONTAMINADO 67
3.9.1 Materiais utilizados no experimento 67
3.9.2 Desenvolvimento do experimento em escala de bancada 70
3.9.3 Monitoramento do experimento 72
3.9.4 Análise geotécnica dos materiais resultantes da biorremediação 73
3.9.5 Análise e interpretação dos resultados da biorremediação proposta 74
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES 76
4.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DO SOLO NATURAL E CONTAMINADO 76
4.1.1 Análise granulométrica 76
4.1.2 Porcentagem de dispersão e razão de dispersão 81
4.1.3 Densidade real dos grãos 82
4.1.4 Limites de Atterberg 83
4.1.5 Classificação pela SUCS 84
4.2 CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DOS SOLOS NATURAL E CONTAMINADO 86
4.2.1 Influência no pH e matéria orgânica 86
4.2.1 Composição dos óxidos 88
4.3 CARACTERÍSTICAS GEOTÉCNICAS DOS SOLOS NATURAL E CONTAMINADO 89
4.3.1 Compactação 89
4.3.2 Resistência ao cisalhamento 91
4.3.3 Compressibilidade 101
4.3.4 Potencial de colapso 106

4.3.4 Condutividade hidráulica 109
4.3.5 Curva de retenção de água 111
4.4 EXPERIMENTO PARA REMEDIAÇÃO DO SOLO CONTAMINADO 117
4.4.1 Concentração de HTP 118
4.4.2 Teores de carbono e nitrogênio 125
4.4.3 Teores de matéria orgânica e sólidos voláteis 131
4.4.4 pH e condutividade elétrica 134
4.4.5 Contagem de microrganismos 137
4.4.6 Medidas da atividade microbiana (respirometria) 140
4.4.7 Propriedades geotécnicas dos materiais da biopilha após finalização do experimento 147
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS 149
5.1 CONCLUSÕES 149
5.2 SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS 150
REFERÊNCIAS 152

1 INTRODUÇÃO

1.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS E JUSTIFICATIVA DO ESTUDO

O crescimento dos procedimentos industriais no Brasil e em diversos países tem acarretado impactos ambientais que podem atingir negativamente o meio ambiente. A disposição e o tratamento inadequados dos resíduos sólidos, líquidos e gasosos resultantes durante o processamento das matérias-primas até a obtenção dos produtos industrializados são os principais responsáveis pelo surgimento de áreas contaminadas. Quando ocorrem as degradações do meio ambiente nesse contexto, por diversas vezes o solo e os recursos hídricos superficiais e subterrâneos são os recursos naturais mais contaminados.

Para Andrade, Augusto e Jardim (2010), as contaminações por derivados combustíveis e derivados do petróleo se destacam nesse contexto. Na atualidade, ainda existe certa dependência mundial dos combustíveis, do petróleo e de seus derivados na manutenção de sua atividade industrial e demais atividades econômicas, apesar da crescente utilização de fontes de energia alternativas. Ainda de acordo com Andrade, Augusto e Jardim (2010), no processo de exploração, refino, transporte, armazenamento e revenda do petróleo e de seus derivados, podem ocorrer derramamentos acidentais que geram contaminações de solos e aquíferos. Por essa razão, há diversas pesquisas sendo desenvolvidas para a remediação dessas áreas contaminadas por petróleo e seus derivados (Santos, 2007; Peng *et al*., 2009; Waszak *et al*., 2015; Nasehi *et al*., 2016; Ostovar *et al*., 2021).

Santos, Souza e Holanda (2002) e Rojas (2007) destacam que os resíduos e vazamentos de derivados do petróleo mais abundantes e de maior ocorrência são os materiais de origem oleosa e os combustíveis líquidos que vazam em postos de revenda ou ainda de derramamento em rodovias durante o transporte. Os autores descrevem que esses materiais possuem adesividade e, consequentemente, elevada capacidade de aglomerar finos, areia e pedregulhos, resultando em uma massa residual (resíduo sólido) entre 10-20 vezes maior que a massa inicial do material sem a contaminação. Os autores relatam ainda que o elevado teor de contaminante na massa faz com que esse tipo de resíduo contaminado não possa ser simplesmente depositado em lagos ou diques, formando um cenário problemático de grande relevância do ponto de vista geotécnico e ambiental.

Além disso, do ponto de vista da Engenharia Geotécnica, o contaminante pode apresentar potencial de alterar as características físicas, químicas e estruturais do solo, e isso pode comprometer a estabilidade de obras que estejam assentadas nesses materiais ou que

possam sofrer alterações devido à movimentação da pluma de contaminação no subsolo. Vale destacar que o comportamento geotécnico de solos tropicais contaminados por combustíveis derivados de petróleo ainda é pouco compreendido, sobretudo em solos de regiões semiáridas, tais como o Nordeste do Brasil.

Nos últimos anos, verificou-se o desenvolvimento de diversos procedimentos para o controle e a remediação de solos contaminados, cujas soluções consistem, na maioria das vezes, na remoção do solo contaminado, confinando-o em aterros de resíduos sólidos ou realizando a disposição em *landfarmings* (sistema utilizado para o processo de degradação biológica) (Rojas; Consoli; Heineck, 2008b). No entanto, Schwarz e Krizek (2006) relatam que a remoção completa do solo contaminado ou do contaminante é impossível e/ou de custo excessivamente elevado. Diante disso, há um esforço da comunidade científica em desenvolver métodos de remoção biológica dos contaminantes, tornando-se de fundamental importância conhecer as propriedades geotécnicas que esses solos contaminados podem apresentar mesmo em condições pós remediação. O uso de materiais estruturantes incorporados ao solo surge nesse contexto como uma alternativa de biorremediação (Morais, 2005; Santos 2007).

O conhecimento das propriedades dos solos contaminados e pós-remediados deve ser subsídio para qualquer tomada de decisão, seja no âmbito de buscar uma solução de tratamento/remediação ou no âmbito de descarte final/reutilização desses materiais em obras de Engenharia que visem a sustentabilidade dos processos de solucionar essa problemática da contaminação.

A avaliação das propriedades dos solos contaminados torna-se ainda mais complexa, porém é de fundamental importância o conhecimento, em condições de subsolos não saturados, como o semiárido brasileiro. Os fatores climáticos são intensos nessa região e podem sofrer variações de umidade que condicionam as propriedades dos solos. As contaminações dos solos dessa região podem formar um conjunto instável por processos de saturação do ponto de vista geotécnico. Esse cenário torna-se desafiador inclusive para a remediação biológica, que é de grande dependência da temperatura e da umidade, para que se obtenha sucesso no tratamento.

Nesse contexto, somado a escassez de estudos nessa temática com solos do semiárido brasileiro, justifica-se a realização de uma pesquisa para identificar o comportamento geotécnico desses solos mediante contaminações por substâncias comuns presentes no cotidiano regional, como os combustíveis, bem como a avaliação da utilização de materiais alternativos, de origem nos resíduos sólidos, de fácil acesso, com viabilidade econômica, dentre outros aspectos para biorremediação do solo contaminado.

1.2 HIPÓTESE/PERGUNTA CIENTÍFICA

Quais alterações no comportamento geotécnico um solo oriundo de região semiárida do Nordeste brasileiro pode apresentar ao ser contaminado por combustíveis de comercialização comum, como o óleo diesel? É possível realizar um processo de tratamento/remediação do solo contaminado utilizando métodos biológicos que apliquem materiais alternativos oriundos de resíduos sólidos que não possuem valor de mercado?

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Geral

O objetivo do trabalho é analisar o comportamento de um solo de textura arenosa argilosa presente em grande quantidade no interior da região nordeste do Brasil (Caruaru-PE) mediante contaminações por óleo diesel (0 a 8%) e realizar a sua biorremediação com composto orgânico e biossólido de ETE, utilizados isoladamente, como materiais estruturantes de biopilhas.

1.3.2 Específicos

1. Analisar os efeitos nas propriedades físicas e químicas do solo mediante contaminação do solo por óleo diesel;
2. Investigar as alterações no comportamento hidromecânico em condições inundadas e não inundadas do solo natural e contaminado com óleo diesel;
3. Avaliar a influência da contaminação do solo por óleo diesel na curva de retenção de água e no potencial de colapso;
4. Avaliar e monitorar a biorremediação do solo contaminado utilizando diferentes percentuais de composto orgânico e biossólido, isoladamente, no processo de biodegradação do óleo diesel em biopilhas de bancadas;
5. Avaliar as características geotécnicas do solo remediado.

1.4 ESTRUTURA DA TESE

A presente Tese é organizada em cinco capítulos:

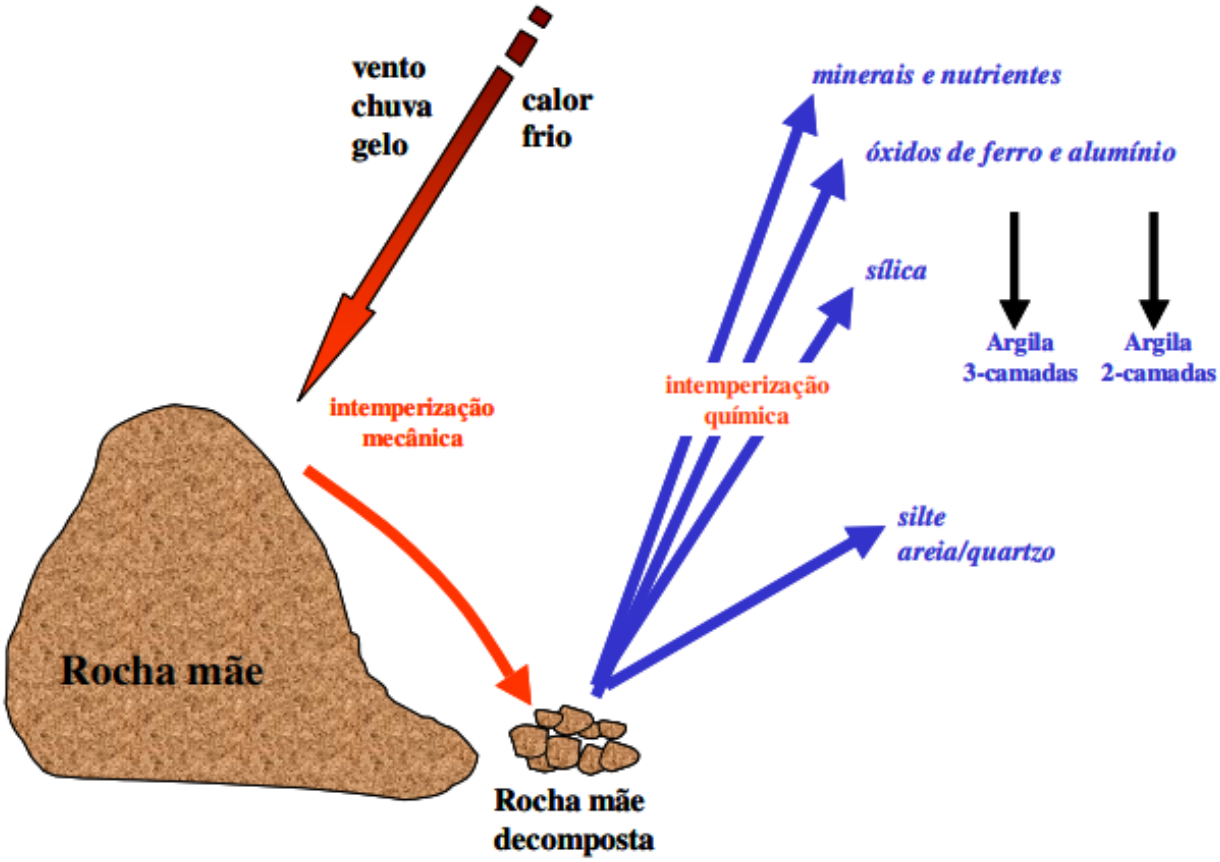
- o primeiro trata da introdução com uma breve contextualização relacionada à temática abordada, seguida de justificativa do estudo, motivação, objetivos e estrutura da Tese;
- o segundo trata da revisão de literatura, que abrange os temas relacionados diretamente com a pesquisa,
- o terceiro descreve os materiais utilizados e as etapas da metodologia realizadas na pesquisa até o presente momento e as demais etapas que ainda serão executadas até o fim da pesquisa;
- o quarto refere-se aos resultados e discussões das análises e ensaios já realizados;
- o quinto refere-se às considerações finais, onde são apresentadas as principais conclusões referentes aos resultados obtidos.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 O SOLO E SUAS INTERAÇÕES COM OS CONTAMINANTES

Os solos são materiais formados a partir do intemperismo, que pode ser químico ou físico, das rochas. Eles são formados por mecanismos de desintegração química, como a dissolução de alguns minerais, bem como por desintegração física, por exemplo a fragmentação mecânica (Press *et al*., 2006). Os principais fatores que influenciam na origem e na formação dos solos são o clima, o material de origem (rocha mãe), os agentes bióticos, o relevo e o tempo. Na Figura 1, é apresentada uma ilustração do processo de formação dos solos.

Figura 1 – Processo de formação dos solos.



Fonte: Marinho (2005)

Em sua composição, os solos são constituídos por uma fração sólida, uma fração líquida e uma fração gasosa (Lepsch, 2016). A fração sólida é formada por materiais minerais e orgânicos de modo solto (não consolidado), que se prologam até o embasamento da rocha (Lepsch, 2016). A fração líquida é composta por água e, em caso de solos contaminados, pode

conter líquidos poluentes com elevada carga de contaminantes. E, por fim, a fração gasosa se constitui basicamente de vapor d'água e ar presente nos poros formados pela fração sólida que não estão preenchidos pelos líquidos (Lepsch, 2016). No caso de solos contaminados, pode haver também gases poluentes.

A fase sólida dos solos representa os grãos e partículas que se acomodam para formar a sua estrutura. As fases líquidas e gasosas representam o volume restante entre os grãos e partículas que preenchem os espaços entre os elementos da matriz sólido. A estes espaços é dado o nome de vazios e o volume total do solo é dado pelo somatório do volume preenchido pelos grãos e partículas mais o volume de vazios que a fração líquida e fração gasosa preenchem.

Cabe ressaltar que, do ponto de vista contemporâneo da geotecnia, os solos podem ser classificados em saturados, não saturados e secos. Isto é, os solos saturados são aqueles em que os vazios são preenchidos predominantemente pela fase líquida, os solos não saturados são aqueles em que os vazios são parcialmente preenchidos pela fase líquida e a outra parte pela fase gasosa, e, por fim, os solos secos são aqueles cujos vazios são preenchidos predominantemente pela fase gasosa (Carvalho *et al*., 2012). É importante salientar ainda que, do ponto de vista geotécnico, o comportamento dos solos varia de acordo com a quantidade relativa entre suas fases sólidas, líquidas e gasosas, bem como da interação entre tais fases.

Para Marinho (2005), a pressão hidrostática em solos saturados abaixo do nível da água é um conceito de fácil percepção e já bastante conhecido, assim como o efeito da água de ascender por capilaridade até uma certa altura acima do nível freático onde o solo é saturado. Sabe-se que, abaixo do nível freático, a pressão da água é obtida pela multiplicação da altura da água pelo peso específico da água, sendo essa pressão positiva.

No entanto, para o trecho de ascensão capilar, a pressão é calculada da mesma forma, porém no sentido contrário, obtendo-se uma pressão negativa (Marinho, 2005). Essa altura de ascensão capilar varia de acordo com o tipo de solo e seu estado

Em síntese, solos finos e com menor índice de vazios terão maiores ascensões capilares, enquanto solos mais grossos e com maiores vazios terão menores ascensões capilares (Carvalho *et al*., 2015).

Esse comportamento se relaciona com o conceito do potencial de retenção da água no solo, comumente descrito pela relação característica entre a sucção e a umidade nos solos não saturados (Machado;Vilar, 2015). O entendimento da capacidade de retenção da água dos solos é de suma importância para a engenharia e estruturas geotécnicas, como, por exemplo, taludes, fundações, estradas, meio ambiente, fluxo de água e contaminantes, dentre outras.

É importante salientar que a retenção da água no solo depende de suas características físico-químicas que promovem o efeito de capilaridade e de características químico-mineralógicas que promovem a sucção que está relacionada à adsorção da água pelos argilominerais presentes no solo (Carvalho *et al*., 2015).

A importância do entendimento dessas três classificações de comportamento do solo reside no fato de que a maioria dos solos se encontra no estado não saturado, sobretudo em regiões semiáridas, como o Nordeste brasileiro, e a maioria dos estudos da geotecnia clássica considerava o solo na condição saturada. Além disso, é de extrema necessidade se compreender fenômenos que, na geotecnia clássica, não eram considerados nos projetos e nas análises de engenharia, como a não saturação do solo (Carvalho *et al*., 2012). Esses fenômenos, em sua maioria, estão relacionados com aspectos ambientais, onde o meio cujo solo está inserido é um elemento primordial no seu comportamento, fortalecendo a consideração dos fatores climáticos regionais no entendimento dos fenômenos.

A interação de um solo com uma substância contaminante, diante desse contexto, é função de fatores intrínsecos ao solo, como a natureza dos grãos e o grau de saturação, e de fatores intrínsecos à substância contaminante, como o estado físico e a composição química.

As trocas iônicas são as principais formas de interações entre os solos e as substâncias contaminantes, e tal fato se deve, sobretudo, às frações de argila e silte presentes na fase sólida dos solos (Kampf *et al*., 2009). Os solos argilosos, em sua maioria, apresentam caráter eletronegativo, o que lhes confere capacidade de adsorver as cargas opostas. Essa capacidade dos solos é denominada de capacidade de troca de cátions (CTC), que, em síntese, representa a quantidade de cátions que um solo é capaz de reter em relação a uma unidade de carga elétrica(miliequivalente) (Kampf *et al*., 2009). Os argilominerais em conjunto com a fração orgânica do solo são os fatores mais importantes que regem a troca de cátions do solo. Isso ocorre devido à origem de cargas negativas na superfície das partículas minerais e orgânicas (Kampf; Curi, 2003). Convém ressaltar que um fator de influência direta na CTC do solo é o pH, pois as cargas superficiais oriundas da dissociação de íons H^+ são formados à medida que aumenta a concentração de íons OH^- na solução, provocando a remoção de íons H^+ da superfície dos óxidos, argilominerais e matéria orgânica (Kampf *et al*., 2009). Isso é o mesmo que dizer que a CTC aumenta com o pH. É importante destacar que os solos tropicais possuem, de modo geral, o pH ácido e necessitam de técnicas como a calagem para aumentar a sua CTC (Kampf *et al*., 2009).

Em linhas gerais, a CTC de um solo com predominância da fração areia tende a ser menor que os solos com predominância da fração argila, e por essa razão os solos arenosos têm

menor capacidade de adsorver, ou seja, reter substâncias que possam ser introduzidas em suas matrizes, devido o menor número de trocas iônicas que o material pode fazer. Os solos argilosos, por outro lado, possuem alta capacidade de adsorção, e tal capacidade difere entre os materiais argilosos com relação ao tamanho das áreas específicas dos argilominerais presentes no solo. Isto é, nem toda fração argilosa tem a mesma origem e a mesma CTC. Na Tabela 1, são apresentadas as áreas específicas e CTCs dos principais argilominerais presentes nos solos.

Tabela 1 - Diferentes áreas específicas e respectivas CTCs dos principais argilominerais presentes nos solos.

Argilomineral	**Estrutura**	**Área Específica (m^2/g)**	**Capacidade de Troca de Cátions (meq/100g)**
Caulinita	1:1	10 a 20	3 a 15
Ilita	2:1	70 a 120	10 a 40
Montmorilonita	2:1	700 a 800	60 a 150

Fonte: Resende *et al*. (2007)

Além da natureza mineralógica dos argilominerais, é importante considerar a quantidade de matéria orgânica presente no solo, no tocante sua à interação com substâncias contaminantes. A matéria orgânica do solo apresenta forte relação com a umidade, consequentemente com a capacidade de retenção dos compostos líquidos apolares e/ou pouco polares (Oliveira Júnior *et al*., 2019). É fundamental destacar que se entende por matéria orgânica do solo todas as formas de carbono orgânico presentes na matriz do solo, ou seja, microrganismos vivos e não vivos, resíduos de plantas, animais em decomposição, substâncias orgânicas microbiologicamente e/ou quimicamente alteradas.

Ao ocorrer alguma contaminação, as características do solo, em conjunto com as propriedades físicas e químicas do poluente, vão definir o comportamento do solo contaminado, bem como a sua movimentação através da subsuperfície. Nos casos das contaminações por hidrocarbonetos, as propriedades físicas do solo que mais influenciam e são impactadas no comportamento do solo contaminado por combustíveis líquidos, como, por exemplo, o óleo diesel, são: porosidade, condutividade hidráulica, compactação, granulometria e estrutura do solo, desempenho mecânico e deformabilidade (Rajabi; Sharifipour, 2019). Cada contaminante

vai reagir de forma diferente em termos de comportamento e intensidade mediante os diferentes tipos de solo existentes.

2.2 COMBUSTÍVEIS DERIVADOS DO PETRÓLEO COMO CONTAMINANTES DO SOLO

O petróleo é uma matéria-prima para diversas fontes energéticas e consiste em uma mistura complexa de compostos orgânicos. Os principais constituintes desses compostos orgânicos são os hidrocarbonetos (formados por carbono e hidrogênio), mas outros elementos também ocorrem na mistura, sendo mais comumente identificados o nitrogênio, o enxofre e o oxigênio (Santos *et al*., 2008). Os combustíveis líquidos derivados do petróleo, como o óleo diesel, apresentam forte presença de hidrocarbonetos em sua composição.

No que se refere a toxicidade e potencial de poluição, as frações do petróleo com presença de aromáticos são consideradas as mais tóxicas, sobretudo o benzeno, o tolueno e o xileno, conhecidos tecnicamente como componentes BTEX (Rajabi; Sharifipour, 2019). Esses elementos podem afetar negativamente o sistema nervoso, a medula óssea, provocar dores de cabeça, náusea, anemia e leucemia (Andrade *et al*., 2010).

O entendimento de contaminação neste trabalho fundamenta-se no conceito estabelecido pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb) em seu Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas, que apresenta a seguinte definição: “contaminação consiste na introdução no meio ambiente de organismos patogênicos, substâncias tóxicas ou outros elementos, em concentrações, que possam afetar a saúde humana” (Cetesb, 2001).

As contaminações do solo por hidrocarbonetos ocasionam três principais problemas, que são a existência de riscos à segurança das pessoas e das propriedades, os riscos à saúde pública e dos ecossistemas e, por fim, restrições ao desenvolvimento urbano e imobiliário devido às alterações ocasionadas no comportamento do subsolo (Sanches, 1998). Outro fator eminente é o risco constante de ocorrerem incêndios ou explosões nos locais atingidos.

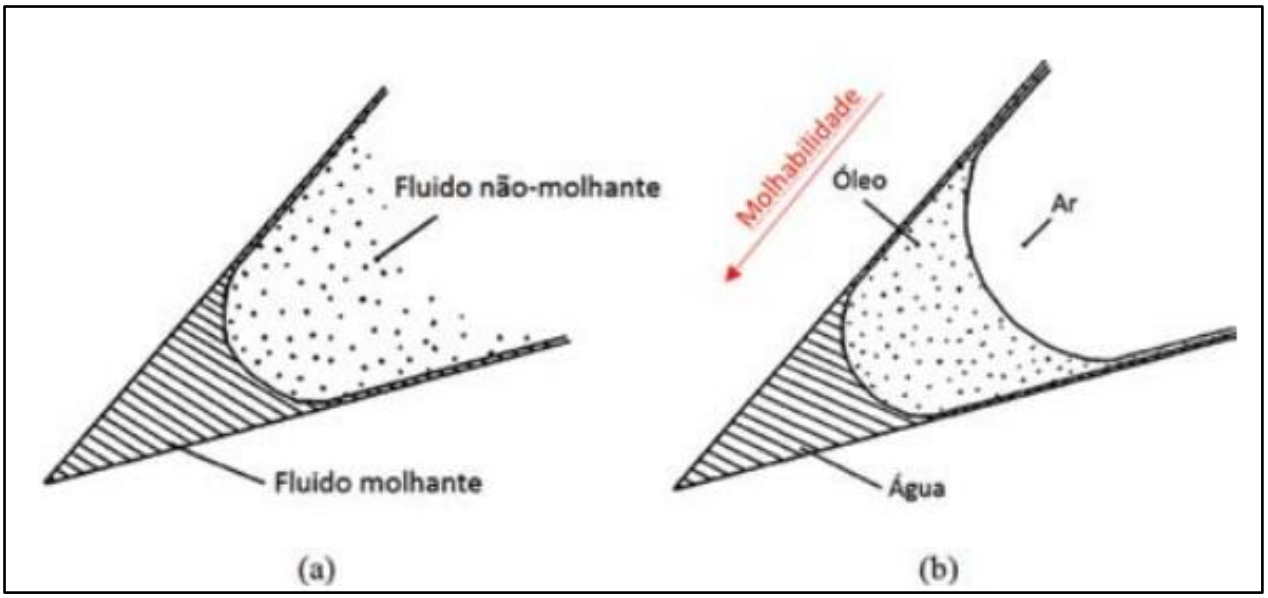
Os hidrocarbonetos de petróleo apresentam elevada complexidade de remediação no solo, em razão de algumas frações apresentarem caráter hidrofóbico, isto é, não apresentam solubilidade em água, o que contribui para maior fixação/retenção desses componentes na matriz do solo, o que por vezes inviabiliza algumas técnicas de tratamento, como a lavagem do solo (Andrade *et al*., 2010).

Diante desse contexto, surge o conceito de molhabilidade. De acordo com Machado e Vilar (2015), quando ocorre o contato de dois fluidos com uma superfície sólida, surge uma

ordem de molhabilidade que leva um líquido a se expandir na superfície sólida em vez do outro. A molhabilidade representa um fator fundamental na maneira como o líquido se dissemina dentro de um meio poroso, e está intimamente ligada à geometria da propagação do líquido nas interfaces. Os autores descrevem ainda que, os meniscos formados em tubos capilares (ou nos poros existentes no solo) são determinados pelas tensões superficiais e interfaciais. Portanto, a molhabilidade está relacionada ao ângulo formado entre os diversos vetores de tensão e a superfície em que o líquido se espalha. O resultado da interação dessas forças determinará qual fluido possui a preferência em se disseminar sobre a superfície.

O conceito de molhabilidade é bem conhecido para os dois fluidos água e ar, cujo fluído líquido é o molhante nos poros do solo em relação ao ar, presente nos poros menores, já o ar ocupa os maiores. Em sistemas trifásicos, convencionalmente é assumido, que a molhabilidade obedece a uma sequência definida de água, óleo e ar (do mais molhante para o menos molhante) (Barbosa *et al*., 2015). Portanto, é possível idealizar que, a água está presente nos vazios menores e em contato com a superfície das partículas sólidas, o óleo está presente nos vazios em contato direto com a água e, por fim, o ar ocupa o espaço remanescente em contato com o óleo (Figura 2).

Figura 2 – Seção transversal idealizada dos vazios do solo: (a) sistema bifásico e (b) sistema trifásico.



Fonte: Barbosa *et al.* (2015)

Devido ao efeito imiscível da maioria dos compostos orgânicos com a água e como os solos sempre possuem teor de água, sabe-se que a água tem maior afinidade no contato com a

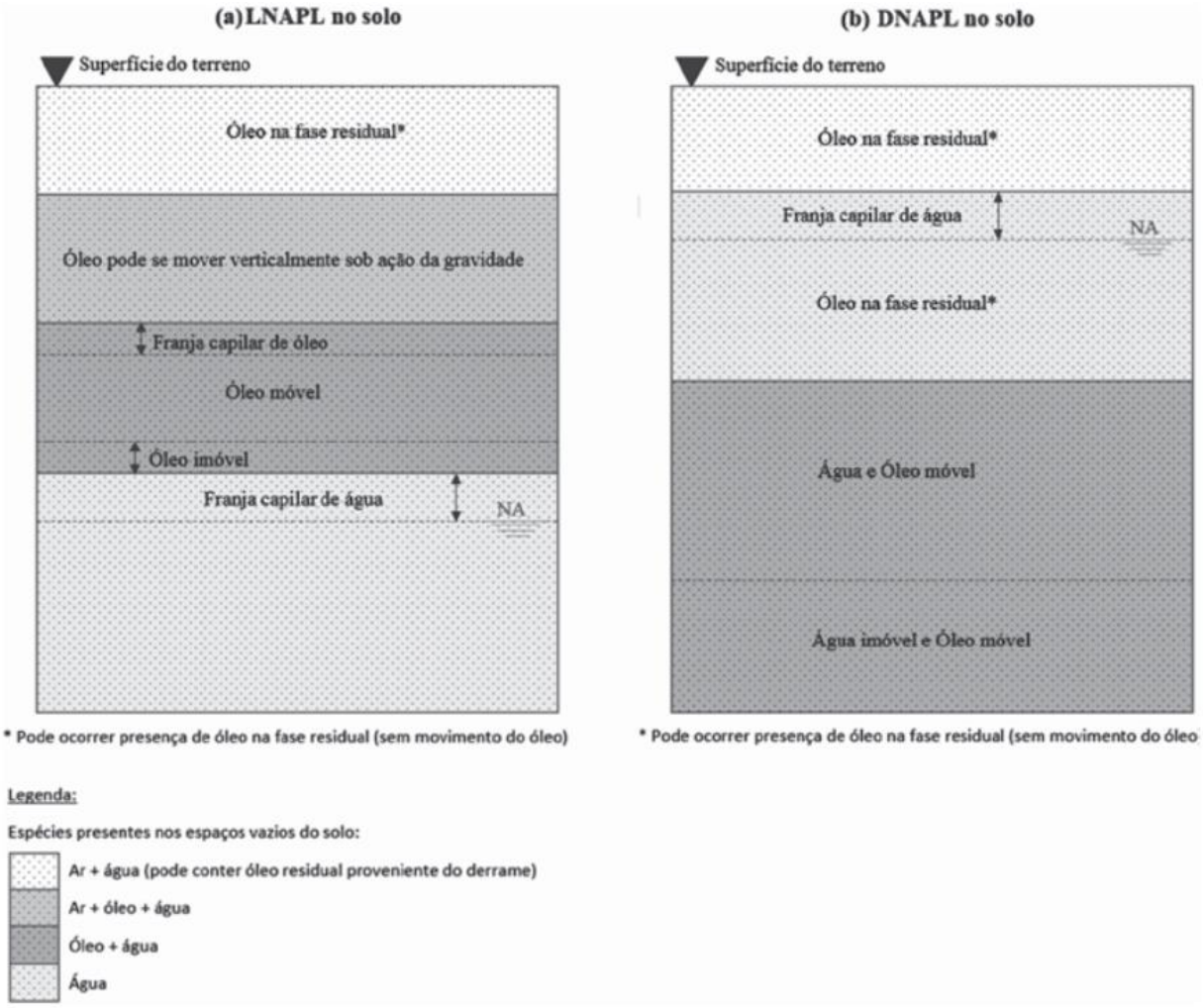
superfície das partículas sólidas; essa característica apresenta forte relevância no comportamento dos compostos em relação ao transporte e à interação pelos grãos do solo (Zogala *et al*., 2009).

Os hidrocarbonetos que são considerados imiscíveis em água podem ser classificados como contaminantes de fase líquida não aquosa (NAPL), que se subdividem em duas fases: a fase líquida não aquosa densa (DNAPL – *dense non-aqueous phase liquids*) e a fase líquida não aquosa leve (LNAPL – *light non-aqueous phase liquids*). Os DNAPLs são os compostos orgânicos que possuem densidade maior que a água e são relacionados com hidrocarbonetos associados às atividades industriais. Já os LNAPLs são os compostos orgânicos que possuem densidade menor que a água e são comumente relacionados com a produção, o refino e a distribuição dos produtos derivados do petróleo, como a gasolina e o óleo diesel (Rajadi; Sharifipour, 2018).

Existem quatro fases nas quais os contaminantes orgânicos podem ser encontrados em meio poroso: livre (líquida imiscível), dissolvida na fase aquosa, adsorvidas as partículas de solo e gasosa. No que se refere à fase livre, está ainda é subdividida em fase livre propriamente dita, que se refere a uma parcela móvel, e fase livre residual, que se refere a uma parcela imóvel que fica aprisionada nos poros do solo em razão do tamanho das moléculas do fluido serem maiores do que o tamanho do poro ou por conta da presença de água nos poros cujos líquidos orgânicos não conseguem se deslocar em alguns dos referidos poros (por exemplo quando já se encontram em forma residual nos poros e a água se apresenta de forma continua no meio poroso) (Zogala *et al*., 2009).

Conforme descrito por Barbosa *et al*., (2015), a presença do NAPL na subsuperfície do solo depende das propriedades do agente contaminante, das pressões de ar e água, e da disposição dos poros do meio. Para os autores, a principal distinção na distribuição se deve à densidade do contaminante (maior ou menor do que a água, LNAPL e DNAPL, respectivamente), para ilustrar esse efeito os autores apresentaram a **Figura 3**.

Figura 3 - Distribuição diferenciada do NAPL em subsuperfície para (a) LNAPL e (b) DNAPL



Fonte: Barbosa *et al.*, (2015).

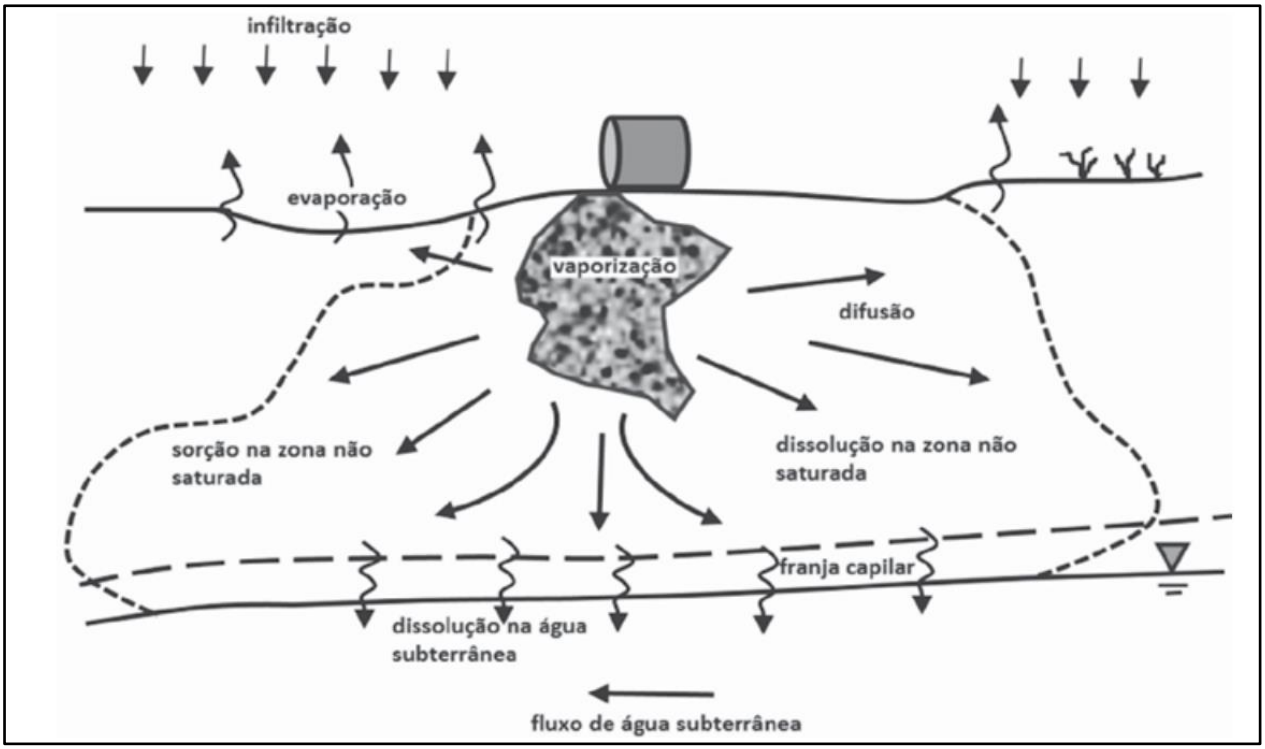
Outro conceito de grande importância é a permeabilidade efetiva relatada por Bicalho; Machado e Gerscovich (2015), como a capacidade que o solo apresenta de movimentar um fluído que ocupa parcialmente o meio poroso, estando os demais vazios do solo ocupados por outros fluídos imiscíveis. A água por atuar normalmente como fluído molhante em um sistema ar-NAPL-água, irá avançar sobre as partículas sólidas. Diante disto, os autores, relatam que em um solo contaminado com óleo, ocorre uma tendência de que a água desloque os meniscos de óleo, causando o seu movimento no meio poroso. Portanto, a ordem de molhabilidade dos fluídos que compõem o sistema irá influenciar no fluxo do contaminante.

A movimentação dos compostos orgânicos a partir da zona não saturada ocorre a partir de mecanismos como advecção, dispersão e difusão nas fases aquosa e gasosa do solo, além do

deslocamento da fase livre devido ao efeito da gravidade, gradientes de pressão e concentração, que se faz necessário deslocamento da água e do ar dos vazios por onde percorre.

Para ilustrar os mecanismos de transporte dos compostos orgânicos no solo, Barbosa *et al*., (2015), apresentaram a Figura 4, onde é possível visualizar os processos relacionados a dissolução do composto na fase aquosa e a volatilização na fase gasosa. Os autores ressaltam que os compostos orgânicos têm uma relação de equilíbrio entre as frações nas três fases, que depende de fatores ambientais, como a temperatura e a pressão.

Figura 4 - Mecanismos de transporte e fases distintas do contaminante orgânico nas zonas não saturada e saturada.



Fonte: Barbosa *et al*., (2015)

Vários estudos comprovam que a contaminação do solo por derivados de petróleo compromete as características físicas, químicas, estruturais e biológicos do solo no seu estado natural, conforme complexidade dos fenômenos geoquímicos e bioquímicos que são catalisados a partir de sua incorporação no subsolo (Marques, 2014).

A movimentação dos compostos orgânicos a partir da zona não saturada ocorre a partir de mecanismos como advecção, dispersão e difusão nas fases aquosa e gasosa do solo. De acordo com Machado e Vilar (2015), a advecção significa o transporte passivo do soluto pela água em movimento; a dispersão mecânica significa o espalhamento do soluto na água em movimento e a difusão molecular significa o avanço da substância no meio aquoso por diferença

de concentração ao longo da trajetória, que pode acontecer mesmo com água não estando em movimento.

Autores, como Oliveira *et al*. (1998), que realizaram a caracterização de solos contaminados com óleo diesel afirmam, que o combustível tende a se comportar de quatro formas no solo: migrando como material dissolvido, deslocando-se na direção do fluxo, se espalhando e se infiltrando no meio aquoso/poroso.

A escala de tempo desses processos é muito variável, pois existem vários fatores que influenciam, como cargas hidráulicas, responsáveis pelo transporte na advecção e as propriedades físico-químicas do solo, as características da contaminante e a vasta composição de produtos com propriedades distintas. Geralmente, quando ocorre o contato de contaminantes no solo, essa substância adentra o meio físico verticalmente pela zona não saturada, até o nível da água; esse fenômeno ocorre por gravidade. Quando ocorre o transporte horizontalmente da substância, significa que existe alguma barreira, como tubulações, ou alguma camada de solo com propriedades hidráulicas diferentes (Marques, 2014).

Por consequência das forças capilares geradas a partir das tensões superficiais, ocorre a apreensão de bolhas do líquido derramado nos poros mais profundos da zona não saturada, gerando com isso uma saturação residual do meio poroso em relação ao contaminante (Barbosa *et al*., 2015). Caso a pressão exercida no poro, consequente do fluxo do contaminante, seja grande o suficiente para empurrar o líquido acumulado, ele migra para outros poros. Portanto, dependendo do volume, da permeabilidade efetiva, da saturação residual, dentre outros fatores do contaminante em contato com o solo (Barbosa, et al. 2015; Bicalho; Machado e Gerscovich, 2015; Marques, 2014), a sua contaminação pode acontecer a uma pequena distância da fonte, até que toda a substância se incorpore aos poros, ou ocorra a migração até longas distâncias. O líquido que se encontra na zona não saturada pode volatizar, partindo para a fase de vaporização (Barbosa *et a*l., 2015).

O comportamento do solo contaminado com derivados de petróleo dependerá da sua densidade, ou seja, compostos que apresentam menor densidade comparados com água formam um sobrenadante quando atingem o lençol freático. Caso contrário, se os compostos apresentarem maiores densidades em relação à água, percorrerão até o fundo do aquífero, acumulando-se em camadas impermeáveis (Marques, 2014).

2.3 COMPORTAMENTO DE SOLOS CONTAMINADOS POR DERIVADOS DE PETRÓLEO

A seguir, são apresentadas algumas experiências realizadas com solos contaminados em campo e misturas compactadas em laboratório de solos contaminados por efluentes industriais de refinaria de petróleo, derivados de petróleo, dentre outros contaminantes. São destacadas as conclusões de alguns pesquisadores em relação às alterações que ocorrem no comportamento mecânico e nas demais propriedades geotécnicas, como, por exemplo, na compactação, na resistência ao cisalhamento, na compressibilidade, na condutividade hidráulica, dentre outros.

2.3.1 Influência nas características físicas

O comportamento de solos contaminados por derivados de petróleo é muito complexo, pois depende de diversas variáveis, tais como tipo de mineral da fração argilosa, propriedades físico-químicas do fluido, conteúdo do fluido nos poros, velocidade de carregamento de tensões, histórico de tensões, tempo de exposição, temperatura e estrutura do solo (Hagsheno; Arabanl, 2022).

A distribuição granulométrica dos solos contaminados por derivados do petróleo foi estudada por alguns autores (Jia *et al*., 2010; Jia *et al*., 2011; Oluremi *et al*., 2015; Karkush; Kareem, 2017, Mustafa *et al*., 2021). Alguns trabalhos, como os de Jia *et al*., (2010) e Jia *et al*., (2011), foram executados com solo siltoso contaminado com óleo de motor relatam que a fração de argila aumenta à medida que se aumenta o conteúdo do contaminante. Os autores justificam que o solo possui colóides, compostos orgânicos e inorgânicos e sais solúveis em sua composição, e, à medida que os contaminantes reagem com a massa de solo, essas partículas são dissolvidas, enfraquecendo ou eliminando as ligações entre os grãos do solo e permitindo que a maioria dos grãos se disperse, aumentando com isso a fração argilosa.

Por outro lado, Oluremi *et al*. (2015) avaliaram o efeito de até 8% de teor de óleo bruto na granulometria de um solo laterítico classificado como SC e observaram reduções da fração de argila à medida que o conteúdo do contaminante aumenta. Comportamento semelhante foi identificado por Mustafa *et al*. (2021), avaliando areia argilosa contaminada com óleo bruto e óleo diesel. Para ambos os contaminantes, os autores relatam que diminuir a constante dielétrica do fluido presente nos poros do solo reduz a repulsão entre as partículas, fazendo com que as partículas de argila coagulem e passem a se comportar como se fossem uma areia fina oriunda de um lodo residual de estação de tratamento.

Karkush e Al-taher (2017) avaliaram amostras coletadas em campo próximo a uma refinaria de petróleo do Iraque e coletaram um solo argiloso sem contaminação e contaminado por águas residuais da refinaria. Os autores classificaram as amostras como alta e baixa

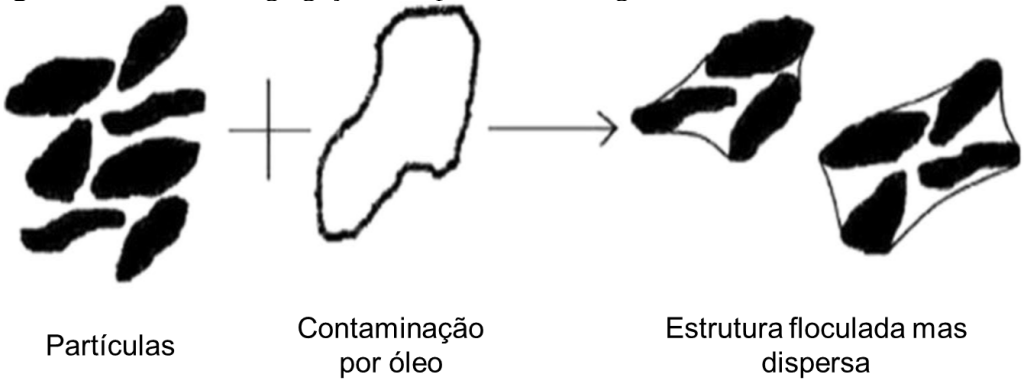
concentração de contaminante e concluíram que a presença dos poluentes no solo tornou a textura mais grossa do que o solo natural e que esse efeito foi mais significativo nas amostras de alta concentração do contaminante. Ainda segundo os autores, a fração argilosa apresentou redução de teor e houve incrimento nas frações mais grossas; tal efeito foi atribuído à tendência de a presença do contaminante formar aglomerados de argilas com tamanhos maiores, justificando esse comportamento.

De acordo com Hagsheno e Arabanl (2022), as partículas de argila são as mais influenciadas por contaminação de derivados de petróleo. Para os autores, contaminantes derivados de petróleo podem modificar significativamente o tamanho de grão, as interações de partículas e a estrutura da fração argilosa. Os solos argilosos são os mais vulneráveis à contaminação por derivados de petróleo no que se refere à distribuição granulométrica (Fang; Chaney 2016). É importante salientar que, geralmente, entre duas partículas de argila, há três tipos de forças interpartículas: a força repulsiva de dupla camada (Verwey; Overbeek, 1955), a força atrativa de van der Waals e a força mecânica – sendo as duas primeiras forças de origem físico-química.

As alterações nas características do solo devido à presença dos contaminantes podem ser atribuídas, dentre outras variáveis, às forças físico-químicas, à estrutura do solo e às condições microestruturais (Izdebska-Mucha *et al*., 2011). Para Hagsheno e Arabanl (2022), os compostos de contaminação por derivados de petróleo que cobrem as superfícies das partículas de argila podem modificar o caráter hidrofílico das partículas sem contaminação para hidrofóbicos após contaminação. Os autores destacam ainda que a poluição por derivados de petróleo pode aumentar a adesão interpartículas e reduzir as forças eletromagnéticas repulsivas entre as partículas de argila. Portanto, a presença dos contaminantes no solo faz com que a estrutura do solo mude de uma forma dispersa para um estado floculado (Izdebska-Mucha *et al*., 2011; Rajabi; Sharifiour 2019).

Hagsheno e Arabanl (2022) descrevem, a partir de micrografias eletrônicas de varredura, que o solo contaminado por óleo apresenta agregações de argilas e que tais flocos formados parecem ser partículas de silte, mesmo tendo tamanho de areia. Os autores descrevem que isso se deve ao revestimento de óleo nas partículas individuais de argila e nos grupos de argila; esse modelo foi desenhado pelos autores conforme demonstrado na Figura 5.

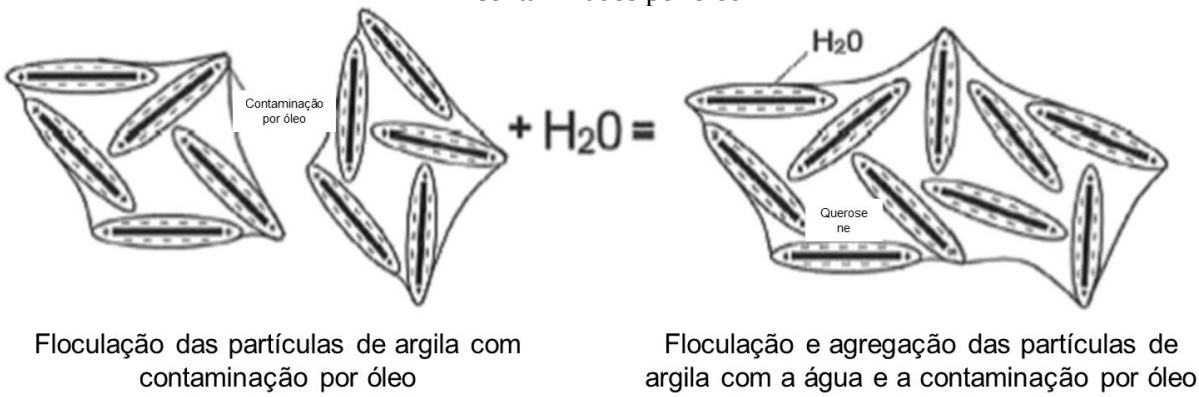
Figura 5 - Modelo de agregações das partículas de argila em solos contaminados.



Fonte: Hagsheno e Arabanl (2022)

Hagsheno e Arabanl (2022) relatam também que a adição de água após agregações do solo contaminado resulta em um agregado de flocos, afetando a distribuição granulométrica. Na Figura 6, é apresentado um esquema do modelo idealizado pelos autores para essa situação. Isso implica dizer que ciclos de secagem e molhagem podem trazer alterações texturais devido aos rearranjos microestrutrais e, consequentemente, alterações nas propriedades de engenharia dos solos contaminados ao longo do tempo.

Figura 6 - Modelo de rearranjo das ligações entre as partículas que formam flocos em solos contaminados por óleo



Fonte: Hagsheno e Arabanl (2022)

Ainda sobre as características físicas, o estudo desenvolvido por Rahman *et al*. (2010) com solos residuais (solos areno siltosos), oriundos de basaltos da Malásia, em condições naturais e contaminadas em laboratório com 4%, 8%, 12% e 16% de óleo derivado de petróleo identificou redução nos limites de liquidez e plasticidade. Quanto aos limites de consistência, Karkush e Al-taher (2017) também observaram uma relação inversamente proporcional entre a

concentração dos contaminantes: quanto maior a concentração do efluente da refinaria de petróleo presente no solo, menor os valores observados nos limites de liquidez e plasticidade.

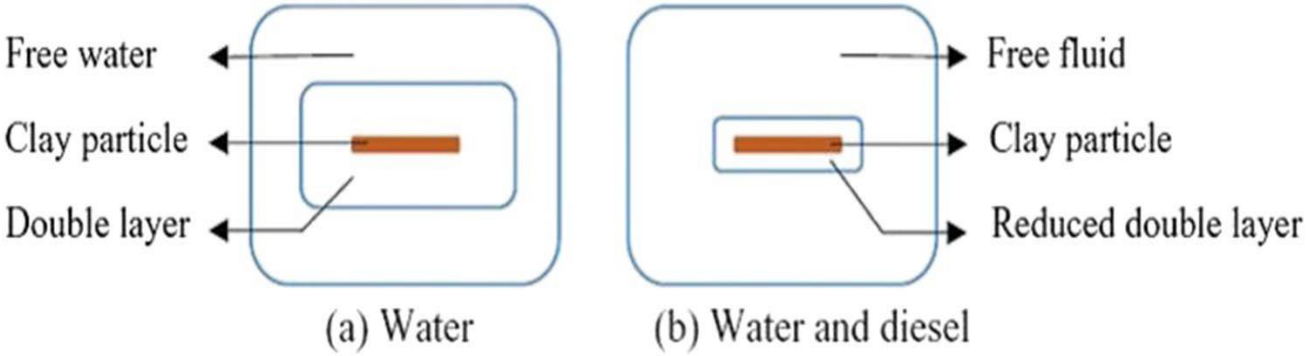
No entanto, Hussain e Al-Khafaji *et al*. (2020), avaliando um solo argiloso orgânico natural e com contaminação de óleo residual derivado de refinaria de petróleo em proporções de 2%, 5% e 10% em relação ao peso seco do solo, observaram aumentos no limite de liquidez diretamente proporcionais ao aumento da contaminação. O limite de plasticidade, por sua vez, apresentou decréscimo para a concentração de 2% de contaminante e acréscimos para as concentrações de 5% e 10% de contaminante em relação ao solo natural.

No que se refere à contaminação por óleo diesel, Khosravi *et al*. (2013) investigaram o efeito desse contaminante nos limites de Atterberg de um solo CL. Os autores descobriram que a adição de até 16% de diesel diminui o limite de plasticidade e que a adição de até 12% de diesel aumentou o limite de liquidez.

No entanto, os autores relatam que, para a concentração de 16%, o limite de liquidez reduziu. A justificativa para esse comportamento foi embasada a partir da observação de o diesel ser imiscível em água e as duas substâncias existirem como uma emulsão de uma fase na outra ou como duas camadas separadas. Além disso, diferente das moléculas de água, as moléculas de diesel não são dipolo e assim não podem criar ligações covalentes polares com as partículas de argila (Haghsheno; Arabani, 2022).

Para Safehian *et al*. (2018), a consequência disso é que as camadas duplas difusas reduzem a interface diesel-argila, e isso diminui o teor de água necessária para o solo atingir a consistência plástica. Na Figura 7, é apresentado um esquema de Haghsheno e Arabani (2022), ilustrando esse efeito descrito por Safehian *et al*. (2018).

Figura 7 - Esquemática do efeito do diesel na espessura da camada dupla: em (a) uma partícula de argila em água e (b) partícula de argila em uma mistura de água-diesel



Fonte: Haghsheno e Arabani (2022).

Com relação ao comportamento do limite liquidez, Khosravi *et al*. (2013) explicam que a adição do diesel proporcionou um aumento de coesão e a formação de uma estrutura floculada das argilas, de modo que mais água era necessário para fluir no solo devido ao seu próprio peso. Os autores descrevem que a camada de diesel que envolve as partículas de argila próximas atua como uma interface viscosa, possibilitando que a argila mantenha sua estrutura e que, para valores superiores a 12% de diesel no solo, deve exceder a espessura dessa camada, fazendo com que as partículas deslizem umas sobre as outras, consequentemente reduzindo o limite de liquidez.

De acordo com George *et al*. (2015), para valores de até 12% de diesel em um solo SC, os limites de liquidez e de plasticidade reduziram. Todavia, Correia *et al*. (2020) relatam que os limites de liquidez e plasticidade de um solo SC aumentaram ao adicionar contaminações de até 16% de diesel. Nasehi *et al*. (2016) avaliaram contaminações de diesel em solos CL e ML e observaram que os limites de liquidez e plasticidade aumentaram até 9% de conteúdo do contaminante. Os autores atribuem esse comportamento à redução da dupla camada e ao aumento da coesão dos solos devido à presença de diesel.

Já com relação à gasolina, Al-Aghbari *et al*. (2011) relatam que os limites de liquidez e plasticidade aumentaram ao serem adicionados até 10% do contaminante em um solo SC. Os autores também atribuem o comportamento observado às propriedades físico-químicas do solo, como a água adsorvida e a espessura de camada dupla.

Haghseno e Arabani (2022) sugerem que, como os limites de Atterberg dependem fortemente das propriedades do solo e da composição química do contaminante, deve ser investigado o efeito de diferentes contaminantes em um tipo específico de solo para contribuir com o entendimento da influência desses contaminantes nos limites de Atterberg. Isso fortalece a necessidade de desenvolver estudos avaliando a influência de diferentes combustíveis no mesmo tipo de solo.

2.3.2 Influência na compactação

No que se refere à compactação, Rahman *et al*. (2010) observaram reduções nos valores de umidade ótima e densidade seca máxima em ambos os solos estudados à medida que foi aumentada a concentração de óleo derivado de petróleo. Karkush e Al-taher (2017) verificaram também uma tendência de que, quanto maior o nível de concentração de efluente oriundo de refinaria de petróleo, menores são os teores de umidade ótima e densidade seca máxima em comparação aos parâmetros de um solo argiloso do Iraque. Esse comportamento também foi

verificado por Hussain e Al-Khafaji *et al*. (2020), que observaram decréscimo nos parâmetros de compactação com o aumento da concentração de óleo residual de refinaria de petróleo.

Avaliando um solo SP-SM contaminado com óleo diesel, Rasheed *et al*. (2014) identificaram reduções na umidade ótima, de 8,3% do solo natural para 5,5% do solo contaminado com 7,5% de diesel. Já no peso específico seco máximo, os autores relataram uma redução de 17,79kN/m³ do solo natural para 15,62kN/m³ do solo contaminado com 7,5% de diesel.

Para Fernandez e Quigley (1985), o óleo diesel diminui a constante dielétrica do fluido adsorvido e, com isso, a espessura da dupla camada difusa ao redor das partículas de argila reduz de tamanho, aumentando assim a agregações e a expansão dos poros. O aumento do nível de agregações resulta em uma estrutura de solo muito porosa com menor peso específico seco máximo (Fernandez; Quigley 1985).

No trabalho de Safehian *et al*. (2018), a contaminação com 20% de óleo bruto reduziu a umidade ótima em 93% (de 13,2% para 1%) e o peso específico seco máximo em 17% (de 18 kN/m³ para 15,4kN/m³) em solo argiloso com predominância do argilomineral ilita. Devido ao caráter dipolar da água e à carga negativa na superfície das partículas de argila, essas partículas são hidrofílicas e têm uma tendência para interagir com as moléculas de água, e as moléculas de óleo diesel são apolares, ou seja, não possuem tendência à adsorção por partículas de argila (Safehian *et al*., 2018).

Nasehi *et al*. (2016) avaliaram o efeito de até 9% de óleo diesel no comportamento de compactação de solos SP, CL e ML e verificaram reduções do peso específico seco máximo em todos os solos, sendo o solo arenoso o que reduziu menos. A menor redução no peso específico seco do solo arenoso foi elucidada pela razão de que os vazios em solos arenosos são maiores, e o diesel pode fluir através das partículas do solo conforme a água e com o mesmo impacto lubrificante. Correia *et al*. (2020) demonstraram que a adição de 16% de diesel ao solo SC reduz em 6,7% a densidade seca e aumenta em 16,4% a umidade ótima.

Al-Aghbari *et al*. (2011) relatam que a adição de gasolina aos solos SP e SP-SM quase não tem efeito sobre a densidade seca, mas reduz significativamente a umidade ótima. Para os autores, os combustíveis derivados de petróleo com alta viscosidade proporcionam lubrificação para superar as forças entre as partículas, possibilitando que as partículas deslizem mais facilmente, e as aproximam, diminuindo o espaço poroso entre as partículas e o volume de poros do solo, obtendo assim uma estrutura de solo mais densa, com menor teor de água. Heris *et al*. (2020) demonstraram que, ao aumentar a gasolina no solo SC de 0% para 9%, a umidade ótima diminui, mas o peso específico seco máximo aumenta. Segundo os autores, a explicação

desse comportamento consiste nas características de lubrificação dos grãos pelo óleo presente na gasolina e na redução dos vazios entre as partículas do solo. Achados semelhantes foram relatados por Askarbioki *et al*. (2019) para solo SW-SC.

Yazdi e Teshnizi (2021) também estudaram a influência da gasolina no solo ML e identificaram que a adição de 12% de gasolina reduz a umidade ótima e o peso específico. Sempre que o solo é contaminado com líquidos orgânicos apolares, as características de compactação melhoram devido à intervenção lubrificante do óleo.

De acordo Meegoda *et al*. (1998), contaminações do solo por líquidos orgânicos apolares sempre melhoram as características de compactação devido à lubrificação das partículas pelas moléculas oleosas, e contaminações por líquidos orgânicos polares dispersam as partículas, resultando em um baixo peso específico seco máximo.

Nesse sentido, fica evidente que, para a maioria dos estudos, a presença de combustíveis reduz a umidade ótima do solo; porém, com relação ao peso específico seco máximo, a sua redução ou o aumento indica depender de diversas variáveis, como tipo de solo, mineralogia, tipo de contaminante, dentre outras coisas.

2.3.3 Influência na resistência ao cisalhamento

Rahman et al. (2010) realizaram ensaios de compressão triaxial em solos residuais, e relatam uma queda significativa do desempenho mecânico do solo contaminado, mesmo com baixas concentrações (especificar valores) e valores de resistência menores ainda, à medida que se aumenta o nível de concentração de óleo derivado de petróleo adicionado aos solos residuais.

Os parâmetros de resistência ao cisalhamento de um solo argiloso do Iraque apresentaram redução com a presença de contaminantes de efluente oriundo de uma refinaria de petróleo, conforme relatado por Karkush e Al-taher (2017). É possível verificar em seus resultados que a coesão entre as partículas do solo apresentou diminuições significativas com o aumento da concentração do efluente nas amostras de solo e que o ângulo de atrito interno apresentou apenas uma pequena diminuição com o aumento do contaminante no solo.

Askarbioki *et al*. (2019) estudaram contaminações em laboratório por gasolina de uma areia argilosa do Irã e observaram reduções pequenas no ângulo de atrito e coesão à medida que aumentou a concentração do contaminante. Vale ressaltar que os autores utilizaram porcentagens pequenas do contaminante (1%, 3% e 5% em peso).

Hussain e Al-Khafaji *et al*. (2020) também identificaram redução do desempenho mecânico de um solo argiloso com a presença de contaminação por óleo residual derivado do

refino do petróleo. Os autores utilizaram ensaios de resistência à compressão não confinada e observaram reduções de até 45% na resistência e de até 50% no módulo de elasticidade em comparação ao solo natural.

Al-Aghbari et al. (2011) avaliaram a influência do óleo diesel nos resultados de ensaios de cisalhamento direto realizados em solos classificados pelo SUC como SP e SP-SM. Os pesquisadores concluíram que, ao aumentarem o teor de óleo diesel em até 10% (em relação ao peso) em solos SP e SP-SM, a coesão aumentou e o ângulo de atrito reduziu em ambos os solos.

Na presença de óleo diesel, a diminuição no ângulo de atrito está relacionada a um aumento na viscosidade do fluido dos poros (Meegoda *et al*., 1998). Além disso, os pequenos valores de aumento na coesão podem ser causados pela viscosidade e pela coesão intrínseca do óleo diesel (Al-Aghbari *et al*., 2011). Os resultados apresentados por Rasheed *et al.* (2014) reforçam essa ideia.

De acordo com Khosravi *et al*. (2013), o uso de óleo diesel reduziu de forma pequena o ângulo de atrito do solo CL e aumentou significativamente a coesão. Os autores defendem a ideia de que a ação lubrificante do óleo diesel pode ser o fator responsável pela redução no ângulo de atrito. Além disso, foi explicado que a baixa constante dielétrica do contaminante impede as forças repulsivas entre as partículas de argila e aumenta a coesão consequentemente.

Safehian *et al*. (2018) identificaram reduções na coesão de um solo CL e explicaram a partir da água em camada dupla. O diesel reduz a água de camada dupla e, consequentemente, diminui a coesão. Nasehi *et al.* (2016) investigaram o efeito do óleo diesel nos parâmetros de cisalhamento dos solos SP, ML e CL e descobriram que, à medida que o teor de óleo diesel aumenta, o ângulo de atrito desses solos diminui devido ao efeito lubrificante, e a coesão aumentou. Os autores justificaram esse resultado pela maior viscosidade do óleo em relação à água e, portanto, sua maior capacidade de suportar a força de cisalhamento do que a água, bem como a participação do óleo com partículas de solo na resistência ao cisalhamento

A partir de ensaios de cisalhamento direto, Al-Aghbari *et al*. (2011) relataram que tanto o ângulo de atrito quanto a coesão dos solos SP e SP-SM diminuem quando a gasolina é adicionada a esses solos. O estudo afirma que o ângulo de atrito é reduzido porque a gasolina lubrifica as partículas do solo, dificultando a interação direta entre elas e permitindo que deslizem umas contra as outras com mais facilidade.

Askarbioki *et al*. (2019) verificaram que a adição de gasolina até 6% (em peso) reduz o ângulo de atrito e a coesão do solo SW-SC. Segundo os autores, um fator que contribui para a coesão da fração argilosa é a tensão superficial das moléculas de água ao redor da dupla camada. Como as moléculas de gasolina têm uma tensão superficial menor do que as moléculas de água,

sua presença ao redor das partículas de argila promove redução da coesão. Heris *et al*. (2020) também detectaram que a adição de 9% (em peso) de gasolina ao solo SC aumenta o ângulo de atrito e diminui a coesão.

Na pesquisa desenvolvida por Almeida (2016), o pesquisador investigou como diferentes fluidos, incluindo combustíveis, afetam a resistência ao cisalhamento de solos não saturados. A pesquisa mostra que a constante dielétrica dos fluidos tem um papel crucial nas interações entre as partículas do solo e da água presente nos poros. Os combustíveis, por sua natureza, tendem a modificar as propriedades físico-químicas do solo, alterando sua estrutura e, consequentemente, sua resistência ao cisalhamento. Os resultados apresentados na tese indicam que a percolação de fluidos com diferentes constantes dielétricas pode levar a uma diminuição significativa na resistência ao cisalhamento do solo. Essa diminuição é atribuída a alterações na tensão interparticular e nas forças de coesão que são essenciais para a estabilidade do solo.

Nesse sentido, fica evidente que, para a maioria dos estudos, a presença de combustíveis reduz o desempenho mecânico. Quanto aos parâmetros de resistência ao cisalhamento, fica evidente que a presença do contaminante resultou em redução do ângulo de atrito na maioria dos trabalhos, porém quanto a coesão não foi possível evidenciar o impacto do contaminante neste parâmetro, sendo observada experiências que relatam reduções e outras que relatam aumento do parâmetro. Portanto, é provável que o impacto que a coesão apresentará mediante a presente do contaminante dependerá de fatores como o tipo de solo, mineralogia, tipo de contaminante, dentre outras coisas.

2.3.4 Influência na compressibilidade

Segundo Karkush e Al-taher (2017), de modo geral, a presença de contaminantes líquidos contendo hidrocarbonetos proporciona aumento da compressibilidade de solos argilosos. Os autores relataram aumento dos índices de compressão e descompressão e diminuição do índice de vazios, índice de expansão, tensão de sobreadensamento e módulo de elasticidade do solo contaminado mediante o aumento do teor do contaminante. Askarbioki *et al*. (2019) estudaram contaminações em laboratório por gasolina em uma areia argilosa do Irã e observaram aumento no índice de compressão. Hussain e Al-Khafaji *et al*. (2020) também identificaram aumento no índice de compressão e redução da tensão de sobreadensamento mediante aumento da concentração de contaminantes no solo.

Khosravi *et al*. (2013) concluíram que, quando a concentração de óleo diesel no solo CL é aumentada, o valor de Cc reduz. Os autores explicaram que a diminuição no valor de Cc pode estar relacionada com a dificuldade que o óleo diesel imprime na drenagem da água durante o processo de adensamento. Estabragh *et al*. (2016) ilustraram que a compressibilidade da argila em fluidos apolares é dependente do valor da constante dielétrica, que, ao diminuir, reduz a espessura da dupla camada difusa e causa a agregações das partículas do solo, consequentemente, reduzindo o valor do Cc.

Safehian *et al*. (2018) relataram que o valor de Cc do solo CH diminuiu em 34% devido ao incremento do teor de diesel até 20% em peso. O aumento do valor de Cc foi explicado a partir da natureza apolar das moléculas do petróleo. Como as partículas de argila têm uma carga superficial negativa, elas atraem moléculas dipolares de água, mas não adsorvem moléculas de diesel, permitindo que as moléculas de diesel drenem mais livremente.

Nesse sentido, nota-se que não um padrão evidente do impacto que a presença de combustíveis pode ocasionar na compressibilidade do solo, sendo possível identificar apenas que a redução ou o aumento da compressibilidade e seus parâmetros mediante a presença do contaminante depende de diversas variáveis, como tipo de solo, mineralogia, tipo de contaminante, dentre outras coisas.

2.3.5 Influência na condutividade hidráulica e retenção de umidade

No trabalho de Rahman *et al*. (2010), foram observadas reduções da condutividade hidráulica à medida que aumentou as concentração de óleo derivado de petróleo; esse comportamento foi observado para os dois solos residuais de basalto utilizados na pesquisa. Akinwumi *et al*. (2014) avaliando contaminações de óleo de motor em uma argila inôrganica da Nigéria, observaram redução da condutividade hidráulica com o aumento da concentração do contaminante. A presença de contaminantes líquidos contendo compostos orgânicos derivados do petróleo causou uma pequena redução na condutividade hidráulica de um solo argiloso do Iraque, não sendo observada mudança na ordem de grandeza (Karkush; Al-Taher, 2017). No entanto, Hussain e Al-Khafaji *et al*. (2020) identificaram em seu trabalho aumentos da condutividade hidráulica com o aumento da contaminação por óleo residual do refino do petróleo adicionado em solo argiloso orgânico.

Al-Aghbari *et al*. (2011) examinaram a permeabilidade de solos arenosos contaminados com óleo diesel (SP e SP-SM) e afirmaram que 10% (em peso) de óleo diesel reduzem em uma

ordem de grandeza o coeficiente de permeabilidade de solos SP e SP-SM. A diminuição foi atribuída pelos autores à melhoria das propriedades de compactação devido à presença de diesel. Comportamento semelhante foi identificado pelos autores para contaminações com gasolina.

A partir de ensaios de permeabilidade, Heris *et al*. (2020) descrevem que, quando o teor de gasolina contendo chumbo no solo SC aumentou de 0% a 9%, o coeficiente de permeabilidade reduziu de 8,93 × 10^{-6} cm/s a 2,78 × 10^{-6}cm/s. Os autores atribuem que há menor porosidade do solo contaminado e por isso a redução na permeabilidade.

Nesse sentido, fica evidente que, para a maioria dos estudos, a presença de combustíveis reduz permeabilidade do solo.

2.3.6 Influência na curva de retenção de umidade

No que se refere ao comportamento não saturado do solo contaminado, analisado através da curva de retenção, é importante ressaltar os relatos de Mendoza *et al*. (2021,) que avaliaram a contaminação em laboratório de um solo argiloso com percentuais de 4% de óleo diesel e verificaram que a sucção matricial do solo contaminado foi inferior à obtida para o solo natural; porém, a sucção osmótica do solo contaminado foi consideravelmente maior. Os autores destacam ainda que, embora muito esforço tenha sido dedicado ao estudo dos efeitos da contaminação do óleo diesel nas propriedades geotécnicas dos solos, ainda há poucas informações disponíveis sobre o assunto, principalmente no contexto não saturado.

No estudo de Wada (2011), foi analisada uma areia média a fina contaminada por óleo de isolamento de transformadores com percentuais de 2%, 5%, 10% e 15% (em peso) do contaminante na matriz do solo. Em sua experiência, foi observado que o teor de umidade residual cresce à medida que o conteúdo do contaminante aumenta. Outro aspecto identificado na referida pesquisa consiste na variabilidade dos parâmetros do modelo Van Genuchten em relação ao conteúdo do contaminante.

No referido trabalho, foi identificado que, para o parâmetro a, existe uma tendência de redução à medida que o teor de óleo é aumentado. Já nos parâmetros n e m, não foi identificado um padrão de comportamento claro em relação ao teor do contaminante.

2.4 TÉCNICAS DE REMEDIAÇÃO/TRATAMENTO DE SOLOS CONTAMINADOS

Devido à complexidade do problema, que é remediar ou tratar um solo contaminado, não existe uma técnica universal de descontaminação desses materiais. A escolha da técnica de remediação ou tratamento depende do tipo de contaminante, dos riscos ambientais envolvidos, das propriedades do solo, do interesse econômico, do destino do solo e da determinação sobre ser necessária a recuperação ou apenas a remediação/estabilização do solo contaminado. Além dos critérios de escolha da técnica a ser usada, citados anteriormente, é importante enfatizar que se deve considerar a localização do solo contaminado, isto é, se o local pode ser escavado ou não, se há construções e edificações próximas que impeçam a remoção do determinado solo (SANTOS *et al*., 2008).

Segundo Koshlaf e Ball (2017), dentre as diversas tecnologias disponíveis para remediação e tratamento de solos contaminados, todas partem fundamentalmente do conhecimento das características físico-químicas do contaminante, do volume vazado, do tempo de vazamento, das caracterizações geológica e hidrogeológica do local, dos meios físicos superficial e subterrâneo e da extensão da pluma contaminante.

A remediação geralmente é feita em quatro fases principais, segundo a Usepa (1991): contenção do produto livre e produto dissolvido; remoção do produto livre; remoção do produto dissolvido; e remoção do produto adsorvido. As técnicas de remediação do solo são realizadas com o intuito de conter, remover, isolar ou reduzir as concentrações de contaminantes presentes no determinado solo contaminado.

É importante salientar que é fundamental a remediação da zona não saturada do solo, pois esta tem potencial de funcionar como uma fonte secundária de contaminação, onde ocorrem processos de infiltração e lixiviação que podem atingir a zona saturada e o transporte de poluentes para os aquíferos, importante fonte de abastecimento hídrico e manutenção hidrogeológica (Perez, 2017).

As técnicas de remediação podem ser divididas de duas formas: no local da contaminação (*in situ*), ou em outro local fora da área de contaminação (*ex situ*). Quando ocorre a remediação do solo contaminado *ex situ*, o tratamento ocorrerá em um menor período, além de proporcionar menores chances de ocorrer falha durante o processo de tratamento, evitando a exposição do solo ao contaminante; a principal desvantagem é a necessidade de escavação, que pode proporcionar maior risco de exposição para os indivíduos envolvidos no processo e pode acarretar maiores custos (Rojas, 2007). Já as técnicas *in situ*, em geral, são mais facilmente implementadas, pois não são necessárias escavações e nem disposição final em aterros e podem acarretar custos mais baixos; porém, há maiores riscos de falhas e de não ser remediada toda a pluma de contaminação.

A variação das propriedades físicas e químicas da subsuperfície, a migração do contaminante até regiões inacessíveis e a sorção do contaminante no solo são razões técnicas que aumentam as dificuldades de remediação. De acordo com Koshlaf e Ball (2017), por exemplo, os hidrocarbonetos possuem maior mobilidade e biodegradação do que contaminantes metálicos. Outro fator decisivo que é importante salientar na tomada de decisão de qual técnica utilizar é a disponibilidade de materiais na região onde se encontra o solo contaminado para viabilizar a execução da técnica.

Por essa razão, estão sendo desenvolvidas diversas tecnologias e aplicação de novos materiais para remediar locais contaminados (Rojas; Consoli; Heineck, 2008a; Peng *et al*., 2009; Waszak *et al*., 2015; Nasehi *et al*., 2016; Ostovar *et al*., 2021). Dentre a variedade de técnicas de descontaminação do solo, destacam-se os seguintes métodos de contenção, imobilização, separação e degradação.

2.4.1 Método de contenção

Esses métodos têm por objetivo o controle das rotas hidrológicas de migração dos contaminantes. Geralmente, esse processo é realizado em conjunto com a remoção da fonte poluidora e outros controles de processos, como desvios das águas por meio de barreiras, recomposição da área contaminada e controle da sedimentação (Knox; Sabatini; Center, 1993).

O principal método de contenção utilizado atualmente é o emprego de barreiras, que podem ser impermeáveis, implantadas no caminho do fluxo da substância contaminante, evitando a migração do fluido, consequentemente isolando a área contaminada. Já as barreiras permeáveis possibilitam a retenção dos poluentes, atuando como filtros, impendido a passagem do contaminante; são utilizadas na descontaminação de solo e água subterrâneas (Marques, 2014).

A retenção da substância contaminante pode ocorrer de várias formas, dentre as quais a substância pode ser removida por meio de processos químicos, físicos ou microbiológicos que dependem das propriedades do contaminante e do tipo de barreira utilizada (Rojas, 2007; Perez, 2017).

2.4.2 Métodos de imobilização

Esses métodos, de modo geral, são de baixo custo (porém a vitrificação, por exemplo, é um processo de alto custo) e apropriados para a descontaminação de grandes volumes de solos

contaminados. Geralmente, essa técnica é utilizada quando a remoção e a destruição do poluente são impraticáveis devido ao alto custo, bem como quando não se tem materiais e infraestrutura básica para execução de outras técnicas.

O método de imobilização é baseado na fixação do contaminante no solo, evitando a lixiviação das substâncias contaminantes para o lençol freático. É importante destacar que esses métodos não eliminam o contaminante, deixam-no apenas inerte, realizando o tratamento do solo somente para determinados usos específicos. Após a realização da imobilização do solo, é imprescindível o monitoramento do local, pois, após algum tempo, pode acontecer a desestabilização do solo com o contaminante imobilizado, provocando, posteriormente, a lixiviação do poluente (Rojas, 2007).

Um dos métodos de imobilização mais utilizado atualmente é o de estabilização/solidificação, que é empregado, geralmente, no tratamento de solos contaminados com resíduo perigosos e com mais de uma fase a ser imobilizada. Geralmente, são utilizadas em conjunto para o tratamento de resíduos industriais antes da realização da disposição final em aterros e no tratamento de grandes volumes de solos contaminados (Lagrega; Bucking; Evans, 2001). Em aterros, os resíduos devem ser estabilizados a partir de ligação química ou física, com os agentes de estabilização, evitando a lixiviação.

A estabilização é um tratamento que proporciona e mantém os constituintes perigosos do contaminante com redução de mobilização no meio ambiente devido reações químicas, sendo que o estado físico do contaminante pode ou não variar durante este processo. Já a solidificação realiza a consolidação do resíduo em uma massa solidificada a partir da adição de material solidificante. A principal finalidade desse processo é o melhoramento da integridade estrutural do material. A efetividade da realização do método é conferida a partir da resistência mecânica do material após o processo (Rojas, 2007).

Esses dois processos, de estabilização e solidificação, podem ser realizados através de encapsulamento, absorção ou precipitação e, em geral, são utilizados em conjunto.

Vários estudos estão sendo realizados a fim do desenvolvimento de novas técnicas para tratamento de solos contaminados com derivados de petróleo com a utilização das técnicas de estabilização/solidificação. A utilização de produtos mais acessíveis de baixo valor comercial, como cinzas de incineração de resíduos sólidos em substituição parcial ao agente estabilizante/solidificante, tendo sido um campo bastante investigado. Isso está associado ao fato de que as técnicas de estabilização/solidificação de solos contaminados se tornem mais economicamente viável, obtendo uma melhor relação custo-benefício, além de possibilitar o

reaproveitamento do solo e melhor destinação final das cinzas de incineração de resíduos sólidos (Shah *et al*., 2003; Mater *et al*., 2006; Mohebbi *et al*., 2013; Estabragh *et al*., 2016).

2.4.3 Métodos de separação

Esses métodos apresentam maior variedade, por se tratar de técnicas mais específicas. A principal finalidade desse método é reduzir a quantidade de solo a ser tratado posteriormente, ocasionando a concentração dos poluentes, tornando viável a utilização de outros métodos de remediação.

Um dos métodos mais utilizados é a segregação física das porções de solos contaminados e dos solos não contaminados, utilizando as propriedades físicas do solo para determinação, como cor, estado físico ou radiação, características que podem ser identificadas facilmente (Bramlitt, 1990).

Outra técnica inserida nos métodos de separação é a de bombeamento e tratamento, técnica utilizada no tratamento de águas subsuperficiais de uma área contaminada tratada em conjunto com o solo, onde acontece o bombeamento da água para um reator; logo após, a água é tratada e reinjetada ao solo (CETESB, 2001).

A execução adequada desse método possibilita o controle da migração da pluma contaminante para regiões mais afastadas, causando a remoção de fontes secundárias de contaminação, além de ser uma técnica necessária antes da implementação das tecnologias de remediação, em porções que apresentam fase livre de agentes contaminantes (Santos *et al*., 2008).

2.4.4 Métodos de degradação

Esses métodos possibilitam o tratamento do solo contaminado a partir do conhecimento de que a maioria dos compostos orgânicos pode ser incinerada, oxidada ou degradada por microrganismos. Dentre os métodos de degradação existentes, o mais viável economicamente é a biorremediação, que possibilita o tratamento de áreas contaminadas a partir de processos biológicos, pela ação de organismos vivos, proporcionando a quebra ou degradação dos compostos orgânicos a partir do metabolismo dos microrganismos (Rojas, 2007; Perez, 2017).

Nessa técnica, geralmente, os microrganismos utilizados são bactérias, consideradas elemento principal na realização da biodegradação de contaminantes. São importantes devido aos efeitos bioquímicos que essas células apresentam e por destruírem as substâncias

contaminantes potencialmente perigosas ao ser humano e ao meio ambiente (Koshlaf; Ball, 2017).

Na biorremediação, os microrganismos agem degradando os compostos orgânicos por meio de reações catabólicas, a partir das quais os compostos complexos são transformados em outros mais simples, podendo chegar até a gás carbônico ou água (Sahm, 1993).

As principais vantagens desses métodos são:

- Técnica aplicada a solos, águas subterrâneas e efluentes;
- Possibilita a degradação de diferentes poluentes misturados ou isolados;
- Baixo consumo de energia e custo;
- Necessita de pouca infraestrutura.

E a principal desvantagem é o alto tempo de duração do tratamento em relação aos outros métodos.

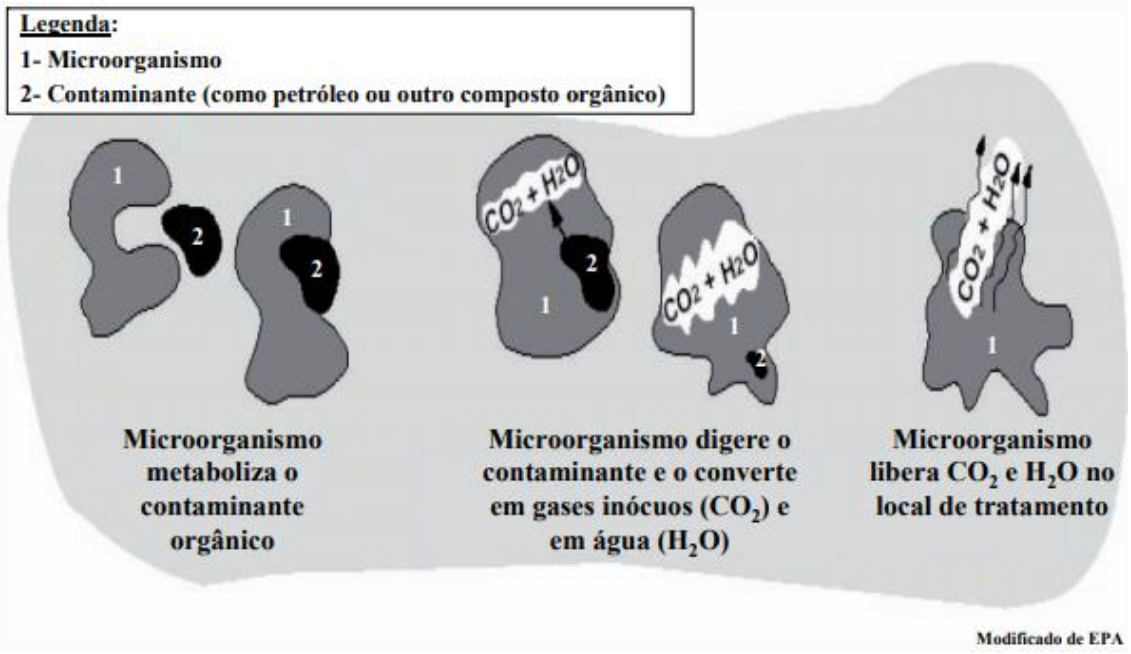
A escolha do método utilizado para descontaminar determinado solo deve considerar os aspectos de ordem prática: disponibilidade de recursos para realização do método em determinada região, mão de obra qualificada, custos, tempo disponível para a realização do procedimento, destinação e uso do solo descontaminado, além da necessidade da recomposição do local se houver necessidade e ordem legal para a realização de algum método (Beck, 1996).

É importante destacar que além das técnicas aqui descritas, ainda existem muitas outras que podem aplicadas na remediação de solos contaminados.

2.5 SOLOS CONTAMINADOS TRATADOS POR BIORREMEDIAÇÃO

A biorremediação é uma abordagem altamente promissora para tratar solos contaminados por derivados de petróleo, tais como óleo diesel, gasolina ou óleos lubrificantes (Guimarães, 2018). O princípio das técnicas de biorremediação consiste na degradação do contaminante pela ação de microrganismos que reduzem o conteúdo do contaminante e produzem substâncias como o CO_2 e a água (Andrade *et al,* 2010). Na Figura 8, é apresentado um esquema do princípio das técnicas de biorremediação.

Figura 8 - Esquema simplificado da ação de microrganismos em processos de biorremediação



Fonte: Adaptado de Andrade *et al*. (2010).

As principais técnicas que têm sido amplamente utilizadas na biorremediação, incluem a bioaumentação e a bioestimulação, além de outras diversas técnicas. A escolha da técnica apropriada depende das características do solo, dos contaminantes envolvidos e das condições ambientais (Guimarães, 2018).

A bioaumentação envolve a introdução deliberada de microrganismos degradadores exógenos no solo contaminado para melhorar a eficiência da degradação. Isso pode ser particularmente eficaz quando os microrganismos nativos não são adequados para a degradação completa dos contaminantes (Morais, 2005). A introdução desses microrganismos exógenos é feita após a avaliação da compatibilidade ecológica e da capacidade dos microrganismos introduzidos para sobreviver e competir no ambiente contaminado.

A técnica de bioestimulação consiste na manipulação das condições ambientais do solo para promover o crescimento e a atividade dos microrganismos degradadores naturais (Santos, 2007). Isso é alcançado fornecendo nutrientes essenciais, como nitrogênio e fósforo, e ajustando as condições de pH e umidade para criar um ambiente mais favorável à atividade microbiana (Guimarães, 2018). A bioestimulação é frequentemente usada em combinação com a bioaumentação para otimizar a degradação de contaminantes (Andrade *et al*,. 2010).

Apesar da fácil aplicação das técnicas de biorremediação, há alguns fatores limitantes e desafios, como a ocorrência de contaminantes persistentes, o tempo de aplicação da técnica, que por vezes ocorre de forma lenta, e a profundidade da pluma de contaminação (Della-Flor,

2022). Além disso, deve ser levado em consideração os resíduos gerados pela biorremediação, problemas potenciais com microrganismos exógenos e por vezes quando necessário utilizar uma outra técnica combinada a biorremediação para alcançar um potencial maior de tratamento perde-se o atrativo financeiro.

Em alguns casos, os contaminantes podem ser persistentes e difíceis de degradar por microrganismos naturais (Andrade *et al.,* 2010). Nesses casos, podem ser necessárias técnicas adicionais, como a oxidação química avançada, para complementar a biorremediação, o que encareceria e perderia o atrativo econômico que as técnicas de biorremediação apresentam.

De acordo com Guimarães (2018), a biorremediação é um processo que muitas vezes requer tempo prolongado para a completa degradação dos contaminantes. Isso pode ser um desafio em locais com necessidade de remediação imediata.

A eficácia da biorremediação pode ser limitada em áreas com contaminação profunda, onde o acesso dos microrganismos às fontes de contaminantes é difícil. Além do que os microrganismos biodegradadores dos combustíveis são aeróbicos, isto é, torna-se necessária e de suma importância a aeração para uma adequada biorremediação (Santos, 2007). Os solos mais profundos tendem a apresentar ambiente anaeróbico, podendo prejudicar o desenvolvimento dos microrganismos.

No entanto, é importante reconhecer que a biorremediação não é uma solução universal para todos os casos de contaminação por derivados de petróleo. Desafios, como a presença de contaminantes persistentes e a necessidade de monitoramento constante, devem ser considerados ao escolher essa abordagem.

As vantagens da biorremediação incluem sua natureza sustentável, a redução de custos em comparação com métodos tradicionais, a minimização de impactos ambientais negativos e a promoção da degradação natural dos contaminantes (Andrade *et al*., 2010). Além disso, a biorremediação pode ser aplicada *in situ*, o que evita a necessidade de escavações extensas e transporte de solo contaminado, e *ex situ*, que, apesar de necessitar de uma escavação, pode ser realizada em local próximo (reduzindo custos de transporte), desde que sejam garantidas as condições de temperatura e umidade favoráveis ao processo de biodegradação (Andrade *et al*., 2010).

Neste contexto, a técnica de biopilhas tem se destacado como uma metodologia eficaz para a biorremediação de solos contaminados por petróleo, combustíveis e seus derivados (MORAIS, 2005). Essa abordagem é baseada na utilização de microrganismos degradadores naturais para eliminar os compostos orgânicos tóxicos presentes nos contaminantes, transformando-os em produtos menos prejudiciais (Andrade *et al*., 2010).

As biopilhas são sistemas de tratamento *ex situ* que proporcionam condições controladas para acelerar a degradação de contaminantes. Esses sistemas consistem em camadas de solo contaminado intercaladas com materiais estruturantes, como composto orgânico, biossólidos de Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs), resíduos vegetais e fertilizantes. Os materiais estruturantes desempenham um papel fundamental ao criar uma matriz porosa que favorece a aeração e a retenção de umidade no solo. Isso proporciona um ambiente propício para o crescimento e para a atividade dos microrganismos degradadores de derivados de petróleo (Sarkar *et al.,* 2014).

Diversos materiais estruturantes têm sido estudados como bioestimulantes fornecedores de nutrientes e energia para o desenvolvimento microbiano. Algumas experiências, como a de Santos (2007), que utilizou o pó da casca do coco e fertilizante agrícola como materiais estruturantes, a de Morais (2005), que utilizou casca de arroz e fertilizantes como materiais estruturantes, e a de Guimarães (2018), que utilizou composto orgânico, apresentaram percentuais consideráveis de remoção de hidrocarbonetos totais de petróleo (HTP).

A eficácia das biopilhas na biorremediação de solos contaminados por combustíveis depende da escolha adequada dos materiais estruturantes e dos microrganismos de degradação (Della-Flora, 2022). Os microrganismos naturais ou introduzidos nas biopilhas incluem bactérias, fungos e actinomicetos especializados na degradação de hidrocarbonetos presentes no óleo diesel. A aeração controlada da pilha é essencial para garantir um suprimento adequado de oxigênio aos microrganismos aeróbicos, que desempenham um papel fundamental na degradação eficaz dos compostos de petróleo (Sarkar *et al.,* 2014).

Além disso, é crucial monitorar e controlar as condições ambientais das biopilhas, como temperatura, umidade e pH, para otimizar o desempenho dos microrganismos (Morais, 2005). A degradação de contaminantes por biorremediação é influenciada por fatores ambientais, como a presença de contaminantes persistentes, a disponibilidade de nutrientes específicos (nitrogênio, potássio e fósforo) para os microrganismos degradadores e a necessidade de tempo prolongado para a completa degradação (Azubuike *et al*., 2016).

As características do solo são um fator que influencia na degradação dos compostos orgânicos em biopilhas. Segundo Santos (2007), a textura do solo, quanto mais fina, proporciona vazios menores que dificultam a aeração da biopilha, além de existir uma forte interação eletrostática entre as partículas finas e a matéria orgânica do solo. Para a autora, solos arenosos promovem maior aeração e são grãos inertes, características consideradas adequadas para obtenção de melhores resultados de biodegradação do contaminante em biopilhas.

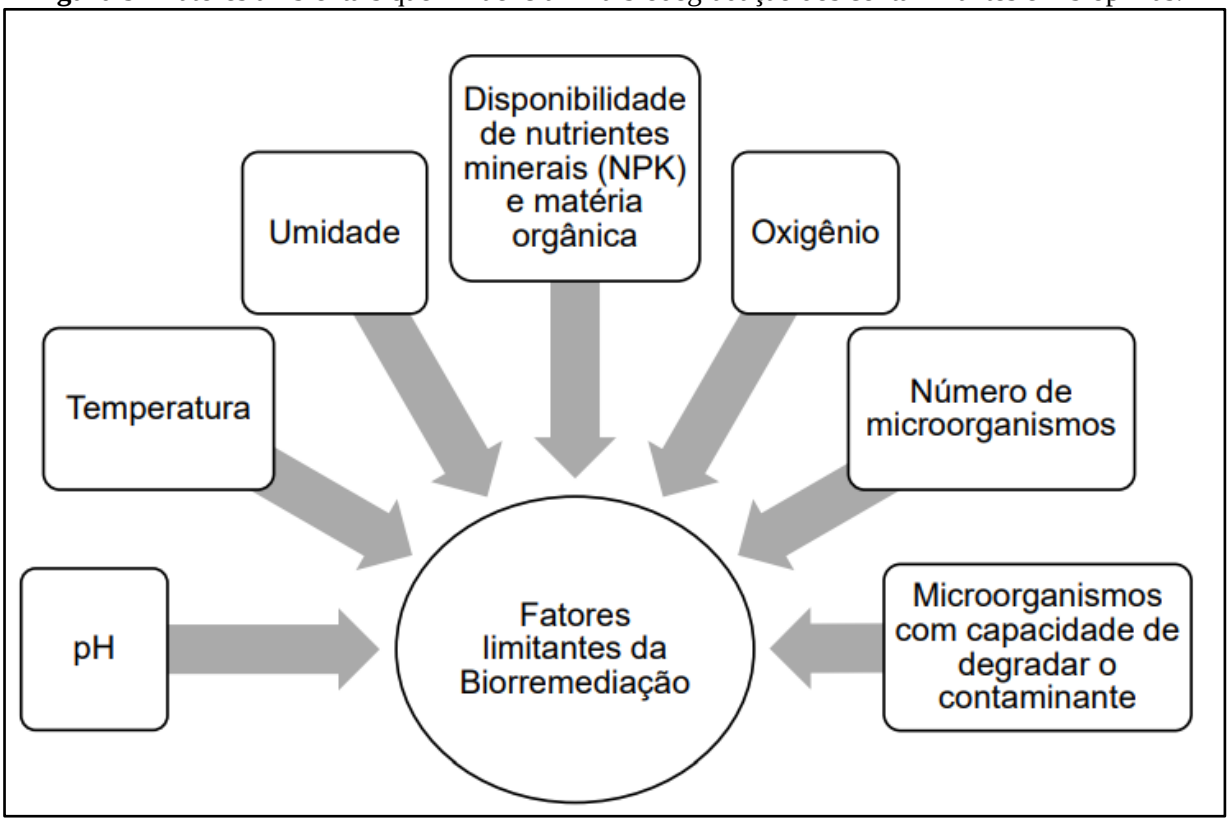
A autora destaca ainda que as características dos contaminantes também impactam no processo de biodegradação em biopilhas. Os óleos e graxas, por exemplo, possuem compostos complexos de serem digeridos pela microbiota, o que acarreta um maior tempo de processo na biopilha para se obter maiores teores removidos de contaminante. Já os combustíveis como a gasolina apresentam compostos orgânicos mais facilmente biodegradáveis, levando menos tempo para se obter níveis de remoções significativos em comparação aos óleos e graxas.

Além das características do solo e do contaminante, Della-Flora (2021) e Santos (2007) destacam os fatores ambientais que influenciam na biodegradação de contaminantes em biopilhas: pH, temperatura, umidade, disponibilidade de nutrientes minerais (NPK) e matéria orgânica, oxigênio, número de microrganismos e microrganismos com capacidade de degradar o contaminante (Figura 9).

De acordo com Andrade *et al.* (2010), a atividade microbiana máxima ocorre em ambientes com pH próximo da neutralidade, no entanto, a faixa de 5,5 a 8,5 é apontada por Santos (2007) como o intervalo ótimo de mineralização de hidrocarbonetos. Quanto à temperatura, Santos (2007) relata que a atividade microbiana de degradação dos hidrocarbonetos pode correr em uma amplitude elevada de temperatura (0°C a 70°C); porém, Morais (2005) descreve que a máxima atividade microbiana de degradação dos hidrocarbonetos ocorre em temperaturas entre 25°C e 40°C.

Para Della-Flor (2021), os macronutrientes do solo (NPK) e a matéria orgânica são fatores que podem limitar a biodegradação caso ocorra esgotamento da fonte, visto que os microrganismos fazem uso de ambos para obtenção de nutrientes e energia durante o processo de biodegradação. Os hidrocarbonetos configuram-se como uma fonte rica em carbono para a microbiota; no entanto, é pobre em nutrientes minerais (NPK). Dessa forma, é possível que haja um desequilíbrio no solo contaminado em relação ao teor de carbono e nutrientes inorgânicos inibindo o processo de biorremediação nas biopilhas. Por isso torna-se fundamental a utilização de materiais estruturantes que sejam uma fonte de nutrientes na biopilha.

Figura 9 - Fatores ambientais que influenciam na biodegradação dos contaminantes em biopilhas.



Fonte: Della-Flora (2021)

Para Morais (2005) e Santos (2007), os níveis de oxigênio e umidade do solo influenciam o processo de biorremediação, pois, em condições aeróbicas, o metabolismo de degradação dos hidrocarbonetos tem maior eficiência. Isso destaca a importância da aeração e correção da umidade das biopilhas ao longo do processo de biodegradação.

Os autores relatam que a taxa ótima de biodegradação e o menor tempo do processo ocorre em ambientes com umidade na faixa de 50% a 75% da capacidade de campo.

No que se refere aos microrganismos, a quantidade e a qualidade, em termos de diversidade microbiana, influenciam no processo de biodegradação dos hidrocarbonetos em biopilhas (Andrade *et al*., 2010; Della-Flora, 2022). Os microrganismos em maior quantidade aceleram o processo de biodegradação e removem uma maior quantidade de hidrocarbonetos do solo; no entanto, é necessário que essa maior quantidade seja também de microrganismos degradadores de óleos. A maior diversidade de microrganismo tende a acelerar e melhorar o processo de biodegradação (Santos, 2007). Uma microbiota formada por bactérias e fungos é mais eficaz e resistente ao meio do que uma microbiota formada com pouca diversidade microbiana (Morais, 2005).

Em termos de vantagens, a biorremediação, especialmente por meio de biopilhas, oferece a vantagem de ser uma abordagem sustentável, minimizando impactos ambientais em comparação com métodos tradicionais de remediação (Andrade *et al*., 2010). Além disso, os custos associados à biorremediação tendem a ser mais baixos, e a técnica promove a degradação natural dos contaminantes. No entanto, há desafios, como a necessidade de monitoramento constante, limitações em relação à profundidade da contaminação e dependência de condições climáticas favoráveis (Azubuike *et al*., 2016; Sarkar *et al*., 2014).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia foi desenvolvida em duas etapas. Inicialmente, foram realizadas caracterizações dos materiais utilizados na pesquisa e ensaios para avaliação do comportamento geotécnico do solo com e sem a presença dos contaminantes. Na segunda etapa da pesquisa, foram realizados tratamentos com biorremediação dos solos contaminados, aplicando a técnica de biopilha e utilizando o composto orgânico e biossólido de ETE, isoladamente como materiais estruturantes das biopilhas.

3.1 MATERIAIS UTILIZADOS

Para o desenvolvimento da pesquisa, foi utilizado um solo de textura arenosa siltoso, que foi coletado de um perfil em região semiárida próximo a um posto de combustível situado no município de Caruaru, estado de Pernambuco, Brasil. Na Figura 10, é apresentado um mapa pedológico do ponto de coleta, onde é possível verificar que a jazida está localizada em uma mancha de solo classificado como Planossolo Háplico, que é um solo presente em grande quantidade no interior da região Nordeste.

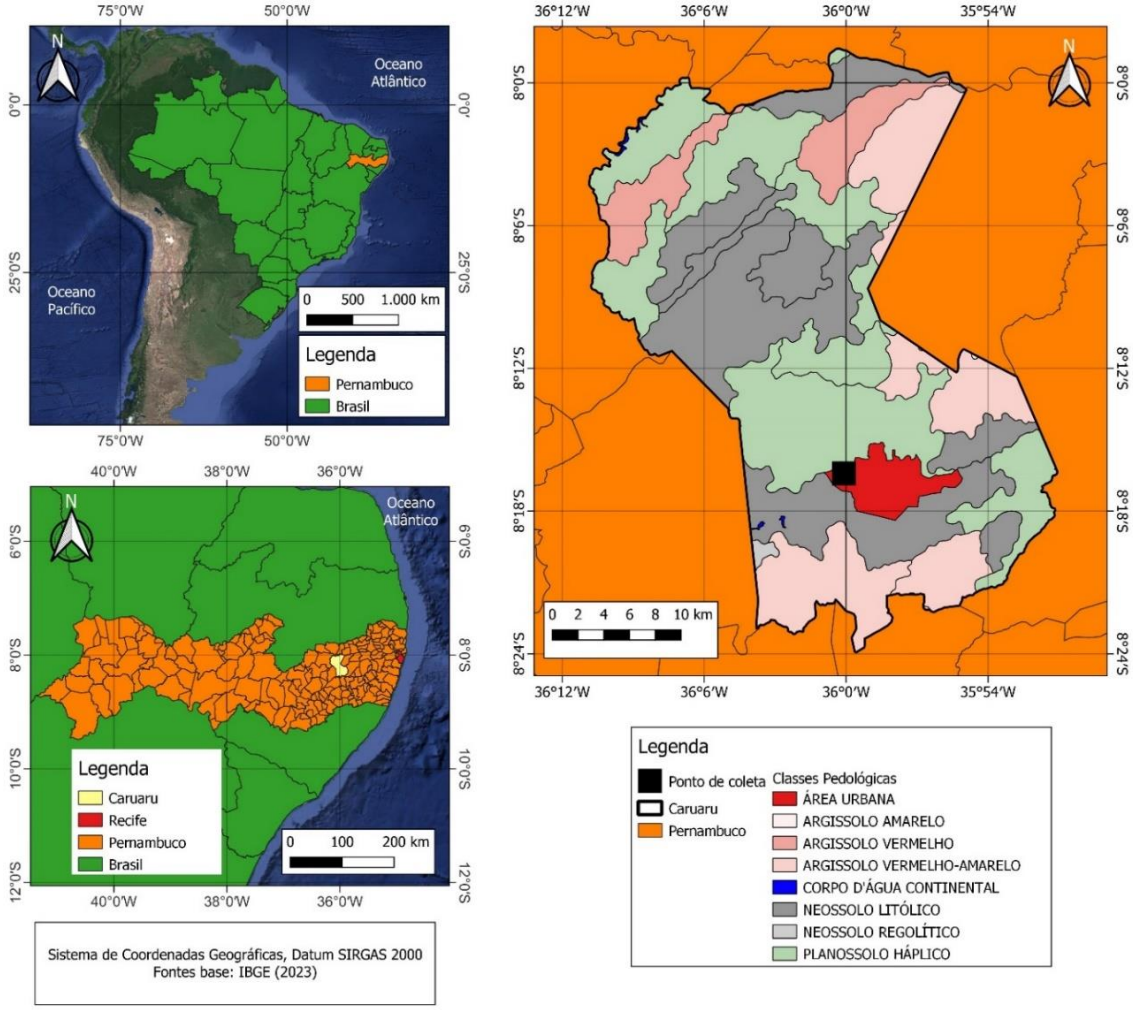
O solo foi coletado a partir de amostras deformadas da jazida. As amostras de solo após coleta foram encaminhadas ao Laboratório de Solos e Instrumentação na UFPE, onde foram armazenadas em recipientes plásticos para as devidas análises de caracterização e ensaios.

Todos os procedimentos adotados após a chegada das amostras em laboratório foram baseados na NBR – 6487 (ABNT, 1986), intitulada por “Amostras de solo – preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização”.

Em laboratório, o solo foi posto para secagem ao ar e, posteriormente, foi destorroado e estocado para preparação das amostras de solo natural e contaminado.

O solo utilizado na pesquisa possui características de areia fina argilosa e plasticidade alta (LL = 43,03% e IP = 18,82%), com aproximadamente 53% das partículas passando na peneira 200 (< 0,074mm), densidade real dos grãos de 2,681g/cm³ e atividade equivalente a 0,9, sendo considerado como uma argila normal. Pelo Sistema Unificado de Classificação de Solos (SUCS), o material foi classificado como SC, isto é, como uma areia argilosa.

Figura 10 - Mapa pedológico do ponto de coleta da amostra de solo.



Fonte: O autor (2023)

As propriedades físicas do solo são listadas na Tabela 2, e na Tabela 3 é apresentada a composição química do solo. As análises químicas foram realizadas no Departamento de Química Fundamental da Universidade Federal de Pernambuco.

Tabela 2 - Propriedades físicas do solo.

Propriedades do Solo	Valor
Massa Específica dos Grãos (g/cm³)	2,681
Limite de Liquidez (%)	43,03
Limite de Plasticidade (%)	24,21
Índice de Plasticidade (%)	19,35
Classificação SUCS	SC
Pedregulho (%)	1
Areia (%)	59
Silte (%)	19
Argila (%)	21
Índice de atividade	0,9

Fonte: O autor (2023)

Tabela 3 - Composição química do solo.

Componente	Valor
pH em H_2O	6,3
Ca ($cmol_c/dm^3$)	2,7
Mg ($cmol_c/dm^3$)	1,4
Al ($cmol_c/dm^3$)	0,1
K ($cmol_c/dm^3$)	0,5
Na ($cmol_c/dm^3$)	0,2
P ($cmol_c/dm^3$)	0,07
Carbono Orgânico (C.O.) (g/kg)	1,67
Matéria Orgânica (M.O.) (g/kg)	2,99
Carbono/Nitrogênio (C/N)	8,95
Fe (g/kg)	1,29

Fonte: O autor (2023)

O combustível utilizado na pesquisa para contaminação do solo em laboratório foi o óleo diesel comercial S - 10.

O combustível foi adquirido no comércio local de Pernambuco, no posto de revenda próximo a área onde o solo foi coletado, e suas principais características são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Propriedades físico-químicas dos combustíveis.

Propriedades	Óleo Diesel
Fórmula	~C_8 a C_{25}
Peso Molecular (g mol^{-1})	211,047
Densidade Relativa a 20 ºC (g/cm^3)	0,85
Viscosidade Cinemática a 40° C (cSt)	3,42
Pressão de Vapor a 21,1 °C (mmHg)	2,17
Ponto Inicial de Ebulição (°C)	137,98
Ponto de Fulgor (°C)	70,93

Fonte: ANP (2022)

3.2 PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS DE SOLO NATURAL E CONTAMINADO

Foram estudadas amostras de solos livres de qualquer contaminação e amostras contaminadas em laboratório a partir da mistura do solo com diferentes teores de óleo diesel em relação ao peso seco de solo.

As dosagens selecionadas dos contaminantes foram os percentuais de 2%, 4% e 8%, em peso do contaminante em relação ao peso de solo seco, totalizando três misturas de solos contaminados e um de solo livre de contaminação, conforme expressado a seguir:

- Solo natural livre de contaminação;
- Solo contaminado com 2% de óleo diesel;
- Solo contaminado com 4% de óleo diesel;
- Solo contaminado com 8% de óleo diesel.

Os teores foram selecionados visando avaliar o efeito de percentuais dobrados do contaminante presente nas misturas.

Além disso, esses teores foram definidos com base em experiências de diversos trabalhos em relação a solos contaminados (Rojas *et al*., 2008; Rahman *et al*., 2010; Correia *et al*., 2020; Mendoza *et al*., 2021; Portelinha *et al*., 2021). Os autores relatam que estes teores são os possíveis de serem totalmente retidos por uma matriz de solo, valores maiores que 8%, podem ocorrer deslocamento do contaminante por falta de capacidade de retenção da matriz de solo. Importante destacar que o percentual máximo, vai depender muito das características do solo também, para solos areno argilosos, o teor de 8% é sugerido como um valor limite pela literatura.

As misturas foram realizadas em uma bandeja metálica, sendo os contaminantes adicionadas ao solo em pequenas parcelas.

A cada estágio de adição dos contaminantes, as misturas foram revolvidas utilizando uma espátula com o intuito de homogeneizar o material.

Esses processos foram repetidos até que todo o conteúdo dos combustíveis fosse incorporado ao solo.

As amostras foram compactadas de acordo com seus respectivos teores de umidade ótima e densidade seca máxima obtidos via ensaio de compactação; o procedimento adotado será descrito na próxima seção.

A moldagem dos corpos de prova foi realizada somente após 48 horas de repouso das misturas do solo com o contaminante e foram mantidas em recipiente hermeticamente fechado durante esse período para garantir que houvesse interação entre o solo e o contaminante.

Foram moldados corpos de prova cilíndricos com área de 78,54cm² e altura de 12,7cm. Na Figura 11, é apresentado o aspecto de uma amostra contaminada após moldagem.

Figura 11 - Corpo de prova de amostra contaminada compactado de acordo com parâmetros obtidos no ensaio de compactação

Fonte: O autor (2021)

3.3 CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS

Para a caracterização física, foram realizadas as misturas do combustível em seus respectivos teores com o solo previamente seco ao ar e destorrado. Em seguida, as amostras foram acondicionadas em recipientes plásticos de polietileno e permaneceram em repouso durante 48 horas. Após o encerramento do período de repouso, as amostras foram secadas ao ar e, em seguida, foram iniciados os ensaios de caracterização de cada mistura contaminada.

3.3.1 Análises físicas e químicas

As amostras de solo sem contaminação e contaminadas com óleo diesel foram caracterizadas com relação às propriedades físicas e químicas para possibilitar a comparação das características do solo natural e contaminado. Todos os ensaios de caracterização física das amostras foram executados no laboratório de geotecnia da Universidade Federal do Cariri (UFCA).

Com relação às propriedades físicas, foram realizados os seguintes ensaios:

- Granulometria com e sem defloculante – ensaio realizado conforme NBR 7181 (ABNT, 1988);
- Densidade real dos grãos – ensaio realizado conforme NBR 6508 (ABNT, 1984);
- Limites de consistência (LL e LP) – ensaios realizados conforme NBR 6459 (ABNT, 1984) e NBR 7180 (ABNT, 1988);
- Compactação (energia de compactação Proctor Normal) – ensaio realizado conforme NBR 7182 (ABNT, 1988).

Com os resultados das análises granulométricas com e sem defloculante, bem como utilizando os limites de consistências, o solo natural e contaminado pelos diferentes combustíveis foi submetido a classificação pelo Sistema Unificado de Classificação de Solos (SUCS).

Para análise dos parâmetros de compactação do solo natural e das misturas de solos contaminados, foi utilizado um total de 3,0kg de massa para cada teor ensaiado. O ensaio de compactação foi realizado utilizando como energia de compactação Proctor normal, conforme metodologia descrita na norma NBR 7182 (ABNT, 1988), adotando-se o reuso do material. O ensaio teve o intuito de determinar a influência do incremento de contaminantes na curva e nos parâmetros de compactação, umidade ótima (w_{ot}) e peso específico aparente seco máximo (γ_{dmax}), em comparação ao solo natural.

Para as análises de alterações no pH dos solos após a contaminação com combustíveis, foram utilizados também os procedimentos do Manual de Método de Análise de Solo (Embrapa, 2011). As análises de pH foram realizadas utilizando água destilada e KCl com concentração de 74,5g/L.

Foram realizadas também aferições do teor de matéria orgânica e carbono orgânico total do solo com e sem a presença dos contaminantes. Foi utilizado o método analítico de Walkey-Black modificado para determinação do carbono orgânico total e o método por ignição em mufla a 550°C

para determinação da matéria orgânica, conforme descrito no Manual de Método de Análise de Solo (Embrapa, 2011).

3.3.2 Análise da dispersividade

O potencial de erodibilidade do solo natural e contaminado pelos diferentes combustíveis foi avaliado inicialmente pelo potencial de dispersão. A análise do potencial de dispersão foi realizada utilizando os resultados dos ensaios granulométricos descritos no item 3.3.1: "Análises físicas e químicas" da presente metodologia.

Para tal, foi utilizado o ensaio de granulometria completa (que tem como objetivo determinar a textura do solo), com a finalidade de analisar a suscetibilidade do solo à erosão, tomando como base uma comparação entre os resultados do ensaio, com e sem o uso de defloculante para dispersão do solo. Portanto, a dispersão do solo foi avaliada a partir do cálculo do potencial de dispersão (PD) e da razão de dispersão (RD). O PD foi calculado com base na Equação (1), e a RD foi calculada a partir da Equação (2), abaixo.

$$PD = \frac{\%\ de\ grãos\ com\ diâmetro\ menor\ que\ 0{,}005mm,\ \ sem\ o\ uso\ do\ defloculante}{\%\ de\ grãos\ com\ diâmetro\ menor\ que\ 0{,}005mm,\ \ com\ o\ uso\ do\ defloculante} \qquad \text{Equação (1)}$$

$$RD = \frac{\%\ de\ grãos\ com\ diâmetro\ menor\ que\ 0{,}05mm,\ \ sem\ o\ uso\ do\ defloculante}{\%\ de\ grãos\ com\ diâmetro\ menor\ que\ 0{,}05mm,\ \ com\ o\ uso\ do\ defloculante} \qquad \text{Equação (2)}$$

3.3.3 Análises dos óxidos

Para determinação da composição dos óxidos dos materiais, foi utilizada a técnica de espectrometria de fluorescência de Raios X (FRX). A execução das determinações dos óxidos foi realizada utilizando um equipamento EDX 720 da Shimadzu.

A técnica é baseada no princípio da absorção de raios-X em que o material provoca a ionização interna dos átomos, gerando uma radiação característica conhecida como "fluorescência". As análises foram realizadas no Centro de Apoio à Pesquisa da Universidade Federal Rural de Pernambuco.

3.4 CARACTERIZAÇÃO DO COMPORTAMENTO MECÂNICO

O solo natural e misturado com os contaminantes foi caracterizado mecanicamente para efeito de comparação e entendimento das alterações impostas por cada tipo de contaminante. Nessa etapa, foram realizados ensaios de cisalhamento direto, e as amostras ensaiadas foram obtidas de corpos de prova compactados conforme descrito no item 3.3.

Os parâmetros de resistência ao cisalhamento para os diferentes teores de contaminantes analisados foram obtidos por meio do ensaio de cisalhamento direto, conforme descrito na norma ASTM D3080 (ASTM, 2004). O ensaio teve o intuito de determinar a influência da presença dos contaminantes nas curvas "tensão cisalhante *versus* deslocamento horizontal", "deslocamento vertical *versus* deslocamento horizontal" e nos parâmetros de resistência ao cisalhamento, intercepto de coesão (c) e no ângulo de atrito (ϕ), em relação ao solo natural. Na Figura 12, é apresentada imagem ilustrando esse procedimento.

Figura 12 - Moldagem das amostras para ensaio de cisalhamento direto

Fonte: O autor

O equipamento utilizado para o cisalhamento das amostras foi uma prensa eletrônica modelo MS101. Os ensaios foram conduzidos em condições não inundadas e inundadas. Esse procedimento teve o intuito de avaliar o comportamento da resistência ao cisalhamento das misturas não só no teor de umidade ótima, mas também em relação à condição mais elevada do teor de umidade (simulando, por exemplo, a infiltração de águas pluviais). Na condição não inundada, as etapas de confecção dos corpos de provas, moldagens e cisalhamento direto das amostras foram realizadas no mesmo dia, tendo em vista que, com o passar do tempo, as amostras perdem umidade para o meio. Na condição inundada, tão logo as amostras terem sido inseridas no equipamento de cisalhamento direto, foi adicionada água de modo a preencher completamente o suporte da caixa de cisalhamento e somente após 24 horas foram cisalhadas. Ressalta-se que foi verificado a presença de óleo diesel sobrenadante com a inundação.

Em ambas as condições, foram aplicadas tensões normais de 50kPa, 100kPa e 200kPa. Estas foram mantidas até a estabilização dos deslocamentos verticais. Com o intuito de padronizar os ensaios, a compressão foi mantida até ser verificada uma leitura constante do valor de deslocamento vertical. O cisalhamento dos corpos de prova para cada tensão normal aplicada foi realizado com velocidade constante de 0,483mm/min.

3.5 CARACTERIZAÇÃO DA DEFORMABILIDADE

Os parâmetros de compressibilidade para os diferentes teores de contaminantes foram obtidos utilizando uma célula edométrica do tipo anel fixo, com drenagem no topo e na base das amostras, seguindo os critérios e procedimentos da norma NBR 12007 (ABNT, 1990). O ensaio foi realizado utilizando prensas de compressão unidimensional. Esse ensaio teve a finalidade de analisar os efeitos da presença dos contaminantes nas curvas “índice de vazios *versus* log da tensão”, na tensão de sobreadensamento (σ'a) e nos parâmetros de compressibilidade: índice de compressão (Cc) e índice de descompressão (Cd).

As amostras ensaiadas foram obtidas de corpos de prova compactados conforme descrito no item 3.3. Nesse procedimento, as amostras foram moldadas utilizando anéis metálicos de 40cm² de área e altura de 2cm, a partir dos corpos de prova compactados na densidade seca e teor de umidade ótima de cada mistura.

As células edométricas foram montadas obedecendo a seguinte sequência: base da célula edométrica, pedra porosa, papel filtro (para evitar perda de material), amostra confinada no anel metálico, pedra porosa, papel filtro e, por fim, foi inserida a parte superior da célula edométrica. Após o fechamento das células, elas foram inseridas na prensa com sistema de

aplicação de tensão constituído de pesos e um braço de alavanca. As leituras das deformações verticais foram realizadas utilizando extensômetros com sensibilidade de 0,01mm.

Os ensaios foram realizados com inundação e sem inundação da célula edométrica, com a finalidade de avaliar o comportamento da compressibilidade em relação ao aumento do teor de umidade para o solo natural e as diferentes misturas contaminadas. O ensaio consistiu em aplicar estágios de carregamento dobrando a tensão aplicada e realizar leituras das deformações verticais em intervalos de tempos dobrados. Ao fim dessa etapa, foram realizados estágios de descarregamentos e realizadas leituras das deformações verticais. Cada estágio de carregamento e descarregamento foi mantido durante um período de 24 horas. Na condição inundada, o ensaio foi realizado inserindo água pela base da célula edométrica, após 15 segundos de aplicação do primeiro carregamento.

Foram traçadas curvas "índices de vazios *versus* tensão aplicada" cujos parâmetros utilizados para analisar a compressibilidade das amostras foram obtidos a partir das referidas curvas. O índice de compressão foi determinado através da inclinação da reta de compressão virgem correspondente à etapa de carregamento das amostras. Já o índice de descompressão foi definido a partir da inclinação da reta formada na etapa de descarregamento das amostras. Para determinar a tensão de sobreadensamento, foi utilizado o método de Pacheco e Silva.

3.6 AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE COLAPSO

Para a avaliação do potencial de colapso, foram realizados ensaios edométricos simples. Por não existir norma específica, tomou-se como referencial os procedimentos básicos do ensaio de adensamento estabelecidos pela Norma ASTM D2435/D2435M-11.

No desenvolvimento do ensaio, foram preparados corpos de prova (CP) no teor de umidade ótima de cada mistura. Em seguida, as amostras foram carregadas até a tensão de 100kPa e, posteriormente, umedecidas (inundadas). A tensão de 100kPa foi escolhida visando representar a tensão média que uma fundação de um posto de revenda de combustível, por exemplo, pode imprimir ao solo no processo de transferência de carga da edificação para o solo.

O carregamento foi mantido constante até a estabilização das deformações ocorridas pela inundação do corpo de prova e, somente após verificada a estabilização, foi dado continuidade ao carregamento. As tensões aplicadas no corpo de prova durante a realização do ensaio edométrico simples variaram de 5kPa a 1.280kPa.

O cálculo do potencial de colapso (PC) foi realizado com base na equação de Jennings e Knight (1975), conforme a Equação (3).

$$PC = \left(\frac{\Delta e}{1+eo}\right) x\ 100 \qquad \text{Equação (3)}$$

Onde:

PC = potencial de colapso, em percentual (%);

Δe = variação do índice de vazios devido à inundação sob determinada tensão constante;

eo = índice de vazios inicial da amostra.

Foi realizado também um segundo cálculo do potencial de colapso (I) com base na equação de Lutenegger & Saber (1988), conforme a Equação (4).

$$I = \left(\frac{\Delta e}{1+ei}\right) x\ 100 \qquad \text{Equação (4)}$$

Onde:

I = potencial de colapso, em percentual (%);

Δe = variação do índice de vazios devido à inundação sob determinada tensão constante;

ei = índice de vazios da amostra antes da inundação.

3.7 CARACTERIZAÇÃO DO COMPORTAMENTO HIDRÁULICO

Os ensaios de condutividade hidráulica foram realizados para as diferentes misturas contaminadas de acordo com os procedimentos estabelecidos na norma NBR 14545 (ABNT, 2000). A condutividade hidráulica foi medida utilizando um permeâmetro de parede flexível modelo Tri-flex 2, da Soil Test – ELE, e amostras com dimensões de 12,5cm de altura e 10cm de diâmetro, compactadas no teor de umidade ótima e densidade seca, correspondente a cada mistura.

As amostras foram montadas nas células do equipamento na sequência da base até o topo descrita a seguir: base de acrílico da célula por onde a água entra, pedra porosa, papel filtro, corpo de prova compactado, papel filtro, pedra porosa, tampa de acrílico no topo da amostra denominada “top cap”, onde são conectadas as mangueiras de drenagem e, por fim, a membrana flexível que envolve todos esses elementos.

Em seguida, foram utilizadas ligas de borracha para fixar a membrana ao conjunto e, posteriormente, as mangueiras de drenagem foram fixadas no “top cap”, sendo utilizado silicone para ajudar na sua fixação e na vedação Dando prosseguimento, a célula do

equipamento foi fechada, e o ambiente externo à amostra foi preenchido com água até preencher a célula, sendo verificado no fim se não existiam bolhas de ar na superfície. Depois foi realizada a remoção de ar das pedras porosas e das tubulações, utilizando água destilada, até que todas as bolhas de ar fossem removidas. Logo após, foi iniciado o processo de saturação do corpo de prova. O critério utilizado para verificação da saturação do corpo de prova é quando o volume de água que entra pela base da amostra é igual ao volume que sai pelo topo, na aplicação de um gradiente de pressão constante de 30kPa. Quando se constata a saturação do corpo de prova, é então realizado o ensaio de condutividade hidráulica propriamente dito. Ressalta-se que houve lixiviação de parte do óleo diesel com a saturação, porém o teor de óleo diesel lixiviado não foi possível ser quantificado.

Para a determinação do coeficiente de condutividade hidráulica das amostras, foi aplicada uma tensão confinante de 220kPa na parede da membrana flexível, de 130kPa na base da amostra e de 100kPa no topo da amostra, gerando um gradiente hidráulico de 30kPa para percolação da água no sentido vertical e ascendente das amostras. Em seguida, foram realizadas as medições do fluxo. Os ensaios foram repetidos até que fossem obtidos três valores com ± 10% um do outro (mínimo de três e máximo de cinco réplicas para cada amostra). Para o coeficiente de condutividade hidráulica saturado das amostras, foi considerada a média das medições de fluxo.

Para o cálculo da permeabilidade intrínseca do solo natural e contaminado com óleo diesel foi utilizado a equação de Nutting, conforme expressado a seguir:

$$K = ki\frac{(\rho \times g)}{\mu} \qquad \text{Equação (5)}$$

Onde:

K = coeficiente de permeabilidade ou coeficiente de condutividade hidráulica (cm/s);

ki = permeabilidade intrínseca (cm^2);

g = aceleração da gravidade ($cm\ s^{-2}$);

μ = viscosidade dinâmica ($g.cm^{-1}\ s^{-1}$);

ρ – densidade ($g.cm^3$).

3.8 CARACTERIZAÇÃO DO COMPORTAMENTO DE RETENÇÃO DE ÁGUA EM LABORATÓRIO PELA TRAJETÓRIA DE SECAGEM

As curvas de retenção de água das misturas com os diferentes teores de contaminantes foram obtidas por meio do ensaio de papel filtro, seguindo as diretrizes estabelecidas na norma ASTM D5298 (ASTM, 2010). Esse ensaio teve o intuito de avaliar a influência da presença de diferentes percentuais de contaminantes no comportamento da curva de retenção de água de retenção de água, bem como auxiliar na determinação de parâmetros como a condutividade hidráulica não saturada, a capacidade de campo, a capacidade de sucção ou capacidade diferencial de umidade, o ponto de entrada de ar e o teor de umidade residual das misturas. Os ensaios de papel filtro foram conduzidos com contato direto do papel filtro com as amostras para aferição da sucção matricial.

As amostras foram moldadas utilizando anéis metálicos de 40cm² de área e altura de 2cm, semelhante ao ensaio de compressibilidade. Em seguida, foi realizada a saturação das amostras, e a curva de retenção de água foi construída por meio da secagem das amostras. Foi utilizado papel filtro modelo Whatman n° 42. Partindo da condição saturada, as amostras foram secadas, sendo que, a cada secagem de 2% de umidade gravimétrica, foram colocados papéis filtros em contato direto com amostras para determinação da sucção matricial correspondente ao conteúdo de água na amostra.

Após essa etapa, as amostras com os papéis filtros foram envolvidas em camadas de papel filme plástico (PVC) e papel alumínio. Foi adotado um período de sete dias para equalização de umidade do conjunto amostra-papel. Durante esse período, as amostras foram conservadas em uma caixa de isopor. Após o tempo de equalização, os papéis filtros de cada amostra foram retirados com auxílio de uma pinça metálica e imediatamente colocados em uma balança de precisão de 0,0001g para determinação do seu peso úmido. Em seguida, os papéis filtros foram colocados em cápsulas e levados à secagem em estufa a 100°C por 24 horas. Posteriormente, os conjuntos, amostras e anéis, foram pesados para a determinação do teor de umidade das misturas no equilíbrio. Após as 24 horas, as cápsulas com os papéis filtros secos foram colocados em um dessecador com sílica e, em seguida, os papéis filtros foram pesados novamente em balança de precisão, para a determinação do seu peso seco.

Esses procedimentos foram repetidos até as amostras atingirem o teor de umidade constante. A sucção correspondente aos diferentes teores de umidade das amostras foi calculada utilizando o teor de umidade dos papéis filtros a partir das equações (6) e (7), propostas por Chandler *et al*. (1992).

$\psi = 10^{6,05-2,48.\log(wp)}$, $wp > 47\%$ Equação (6)

$\psi = 10^{4,84-0,0622.wp}$, $wp \leq 47\%$ Equação (7)

Onde:

wp: é a umidade do papel filtro em percentagem;

ψ: é a sucção em kPa.

As curvas de retenção de água das diferentes misturas foram plotadas a partir da relação entre a sucção matricial e umidade volumétrica das amostras. Para melhor visualização da curva de retenção de água do solo natural e das misturas, foram realizados ajustes utilizando a Equação (8), proposta por van Genuchten (1980).

$$\theta = \theta r + \frac{(\theta s - \theta r)}{[1 + (a\psi^n)^m]}$$ Equação (8)

Onde:

θ: é a quantidade de água expressa em umidade volumétrica em %;

θr: é o teor de umidade volumétrica residual em % obtido experimentalmente;

θs: é o teor de umidade volumétrica de saturação em % obtido experimentalmente;

ψ: sucção em kPa;

a, n e m: são parâmetros de ajuste da curva.

Os ajustes das curvas de retenção de água foram realizados utilizando o *software* Excel a partir de uma estimativa inicial dos parâmetros a e n do modelo. Em seguida, foram calculados os desvios entre os valores de umidade volumétrica medidos em laboratório e os valores de umidade volumétrica obtidos pelo modelo de van Genuchten (1980) para a estimativa de inicial de a e n. Esses valores foram somados, obtendo-se a soma dos quadrados dos desvios e, utilizando a Equação (9), foram calculados os coeficientes de determinação (R^2) dos ajustes para os valores correspondentes às estimativas iniciais dos parâmetros a e n.

$$R^2 = \frac{(1 - SQD)}{(n - s^2)}$$ Equação (9)

Onde:

R^2: coeficiente de determinação;

SQD: soma dos quadrados dos desvios;
n: número de medições de θ;
s^2: variância das medições θ obtidas experimentalmente;

Os valores estimados inicialmente de a e n dos parâmetros do modelo foram otimizados a partir de métodos iterativos utilizando a ferramenta solver do *software* Excel. Foram obtidas as combinações dos valores de a e n de cada mistura que proporcionassem valores estimados de θ pelo modelo adotado correspondente à menor soma dos quadrados dos desvios e, consequentemente, o maior coeficiente de determinação (R^2).

A partir das curvas de retenção, foram obtidos os valores referentes ao ponto de entrada de ar e ao teor de umidade residual de cada mistura graficamente. Em seguida, foi determinado o teor de umidade referente à capacidade de campo, que é umidade correspondente a sucção de 33kPa. Por esse método, pode-se estimar os valores da umidade volumétrica da capacidade campo (θcc) e, em seguida, foram calculadas as máximas capacidades de armazenamento de água das misturas ($WS_{máx}$), utilizando a Equação (10). Os cálculos foram realizados de acordo com uma altura de raiz (H_{raiz}) de 40cm, conforme descrito por Koerner e Daniel (1997).

$$WSmáx. = \theta cc * Hraiz \qquad \text{Equação (10)}$$

Onde:
$WS_{máx}$.: é a máxima capacidade de armazenamento de água das misturas em cm;
θcc: é o teor de umidade volumétrica da capacidade campo em percentagem;
H_{raiz}: é a altura de raiz em cm;

Já o parâmetro de capacidade de sucção ou capacidade diferencial de umidade (C) das misturas foi determinado por meio do cálculo da inclinação da reta de secagem, do trecho de tendência linear das curvas de retenção de água, sendo o cálculo realizado de acordo com a Equação (11).

$$C = \frac{\Delta\theta}{\Delta log(\psi)} \qquad \text{Equação (11)}$$

Onde:
C: é a capacidade de sucção;

$\Delta\theta$: é a variação de umidade;

$\Delta\log(\psi)$: é a variação do logaritmo da sucção.

3.9 ANÁLISE DE REMEDIAÇÃO DO SOLO CONTAMINADO

Para o solo contaminado que apresentou os piores resultados na avaliação geotécnica, foram realizados testes de remediação para reabilitação do solo, evitando ou mitigando seus efeitos adversos ao meio ambiente e ao comportamento geotécnico do material.

O método de tratamento investigado foi a biorremediação (biopilha) pela técnica de inclusão de um material estruturante que promova o desenvolvimento dos microrganismos na matriz que consomem os compostos orgânicos do contaminante, gerando produtos como CO_2 e água.

3.9.1 Materiais utilizados no experimento

Para os materiais estruturantes foram estudados dois materiais: os resíduos de estação de tratamento de água e esgoto (biossólido) e o composto orgânico. O biossólido foi obtido em estação de tratamento de água e esgoto, e o composto orgânico foi utilizado de um empreendimento agroindustrial, ambos situados no estado de Pernambuco. Na Figura 13 é apresentado o biossólido utilizado na presente pesquisa, e na Tabela 5 são apresentadas as características físicas e químicas. Na Figura 14 é apresentado o composto orgânico ainda ensacado, conforme recebido da agroindústria, e na Tabela 6 são apresentadas suas características físicas e químicas.

Figura 13 – Biossólido utilizado como material estruturante da biopilha de bancada.

Fonte: O autor (2023)

Figura 14 - Composto orgânico utilizado como material estruturante da biopilha de bancada.

Fonte: O autor (2023)

Tabela 5 - Características físicas, químicas e biológica do biossólido utilizado como material estruturante.

Propriedades do Solo	Valor
Massa Específica dos Grãos (g/cm³)	0,65
Limite de Liquidez (%)	NL
Limite de Plasticidade (%)	NP
Índice de Plasticidade (%)	-
Pedregulho (%)	0
Areia (%)	70,6
Silte (%)	4,6
Argila (%)	24,8
pH	5,9
Umidade (%)	25,71
Carbono Orgânico (C.O.) (g/kg)	120,49
Nitrogênio Total (NT) g/kg	14,87
Carbono/Nitrogênio (C/N)	13,55
Bactérias Heterotróficas Totais (BHT) (UFC/g)	$1,81 \times 10^7$
Fungos Totais (FT) (UFC/g)	-

Fonte: O autor (2023)

Tabela 6 - Características físicas e químicas do composto orgânico utilizado como material estruturante

Propriedades do Solo	Valor
Massa Específica dos Grãos (g/cm^3)	2,31
Limite de Liquidez (%)	NL
Limite de Plasticidade (%)	NP
Índice de Plasticidade (%)	-
Pedregulho (%)	15,1
Areia (%)	64,8
Silte (%)	14,9
Argila (%)	5,2
pH	8,1
Umidade (%)	49
Carbono Orgânico (C.O.) (g/kg)	25,68
Nitrogênio Total (NT) g/kg	2,75
Carbono/Nitrogênio (C/N)	9,34
BHT (UFC/g)	$1,01 \times 10^8$
FT (UFC/g)	-

Fonte: O autor (2023)

Foram realizadas misturas do solo contaminado com os materiais estruturantes em separado, nas proporções 5% e 10% em relação ao peso do solo, sendo montados os seguintes experimentos em duplicata:

1. Solo com contaminação (controle) – Bioatenuação natural – Identificação: BAN;
2. Solo com contaminação + 5% de biossólido – Bioestimulação – Identificação: BI5B;
3. Solo com contaminação + 10% de biossólido – Bioestimulação – Identificação: BI10B;
4. Solo com contaminação + 5% de composto orgânico – Bioestimulação – Identificação: BI5CO;
5. Solo com contaminação + 10% de composto orgânico – Bioestimulação – Identificação: BI10CO;

3.9.2 Desenvolvimento do experimento em escala de bancada

O experimento consiste na construção de uma biopilha em escala de bancada, realizado durante 180 dias, em ambiente com controle de temperatura e umidade, com apoio do Departamento de Química Fundamental da UFPE.

Para montagem dos experimentos foi realizada a contaminação do solo conforme descrito anteriormente. Após o período de repouso do solo com o contaminante, foi realizada a montagem da biopilha de bancada. Nesse processo foram montados três experimentos de cada combinação e dos controles. Cada biopilha de bancada foi executada em uma bandeja de polipropileno com dimensões de 43,5 cm x 29,6 cm x 7,5 cm, conforme mostra a Figura 15. Os materiais estruturantes foram introduzidos aleatoriamente ao solo contaminado três dias após a realização da contaminação do solo a partir de sua distribuição. Posteriormente foi realizada a homogeneização da biopilha de bancada formada pela mistura do solo contaminado com os materiais estruturantes. Por fim, foram realizados os ajustes da umidade dos experimentos para 70% da capacidade de campo com água destilada. A capacidade de campo foi estimada com base nos ensaios de curva sucção umidade matricial. Para isso, foi convertida a umidade volumétrica correspondente a capacidade de campo em umidade gravimétrica, e após aferição da umidade dos experimentos foi calculado o teor de água necessário para obter o valor de 70% da capacidade de campo, conforme recomendado por Santos (2007).

Figura 15 – Montagem do experimento

Fonte: O autor

3.9.3 Monitoramento do experimento

Foi realizado um monitoramento semanal das biopilhas de bancadas para ajuste da umidade e realizado o revolvimento da biopilha, visando com isso proporcionar aeração ao material introduzindo oxigênio necessário para atividade microbiana aeróbica. As pilhas foram revolvidas semanalmente para melhorar o processo de aeração das biopilhas de bancadas, bem como para inspecionar o andamento do experimento. A cada 15 dias de monitoramento foram coletadas amostras em triplicata de cada biopilha para realização das seguintes determinações: teor de matéria orgânica, sólidos voláteis, pH, condutividade elétrica, HTP, temperatura, umidade, contagem de microrganismos e teor de carbono/nitrogênio.

Foram realizadas determinações nos tempos de sete dias e 180 dias por serem períodos importantes para o entendimento da evolução da atividade microbiana. Dessa forma, as determinações foram realizadas para as amostras coletadas nos seguintes tempos: T0 - tempo imediatamente após a montagem, T15 – 15 dias após a montagem, T30 – 30 dias após a montagem, T45 – 45 dias após a montagem, T60 – 60 dias após a montagem, T75 – 75 dias após a montagem, T90 -90 dias após a montagem, T105 - 105 dias após a montagem, T120 - 120 dias após a montagem, T135 - 135 dias após a montagem, T135 - 135 dias após a montagem, T150 - 150 dias após a montagem, T165 - 165 dias após a montagem e T180 - 180 dias após a montagem.

Para as determinações do teor de matéria orgânica utilizou-se também o método analítico de Walkey-Black, modificado para determinação do carbono orgânico total, e o método por ignição em mufla a 550° C para determinação da matéria orgânica, conforme relatado anteriormente na etapa de caracterização do solo contaminado. O nitrogênio total foi determinado pelo método de Kjeldahl, seguindo as orientações de Mendonça e Matos (2005). A relação entre o carbono total e o nitrogênio total foi realizada para obtenção da relação C/N.

Os sólidos voláteis foram obtidos pelo método da mufla EDG 3000. O pH foi medido pelo método potenciométrico, utilizando um pHmetro digital. A condutividade elétrica foi medida pelo método condutimétrico, utilizando um condutivímetro digital. O HTP foi determinado conforme descrito por Santos (2005).

Por fim, as análises microbiológicas foram realizadas a partir da contagem das bactérias heterotróficas totais (BHT) e fungos totais (FT). A contagem das bactérias heterotróficas totais (BHT) e fungos totais (FT) foram realizadas a partir da unidade formadora de colônia (UFC), conforme metodologia de Trindade (2002).

Para avaliação da biodegradação da borra oleosa foi utilizado o método da respirometria basal através da avaliação da evolução acumulativa de C-CO_2 ao longo do tempo de processo, utilizado como indicador da atividade microbiana.

Em paralelo ao experimento de biopilha de bancada, foi realizado também o ensaio de respirometria basal do solo e se avaliou a atividade microbiana de biodegradação do combustível, a partir da análise da evolução acumulativa de C-CO_2.

A respiração basal do solo foi determinada a partir da determinação do dióxido de carbono (CO_2) liberado no processo de respiração microbiana durante um período de 180 dias, com a primeira leitura aos sete dias de incubação, a segunda com sete dias após a primeira leitura (14 dias), a terceira após 16 dias e a última leitura após 21 dias, conforme metodologia proposta por Mendonça e Matos (2005). Após os 21 dias, as leituras foram realizadas a cada 15 dias.

Os frascos contendo as amostras de solo contaminado e remediado permaneceram em frascos hermeticamente fechados, abertos apenas para realizar as análises de quantificação do CO_2, no mesmo espaço de tempo em que foram realizadas as determinações dos materiais das biopilhas de bancada. Portanto, o ensaio em paralelo de respirometria basal do solo durou os mesmos 180 dias de incubação que as biopilhas de bancadas. Convém ressaltar que frascos vazios foram utilizados como prova em branco para quantificar o CO_2 presente no frasco e não oriundo da respiração microbiana do solo.

3.9.4 Análise geotécnica dos materiais resultantes da biorremediação

Após conclusão dos experimentos de biopilha de bancada, foram realizados ensaios de caracterização geotécnica de cada mistura utilizada na remediação do solo contaminado.

Nessa etapa da pesquisa foram realizados ensaios de granulometria, densidade dos grãos, limites de consistência e compactação e resistência à compressão não confinada,

seguindo as mesmas metodologias e critérios da etapa de caracterização do contaminado, conforme descrito no item 3.3 CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS.

3.9.5 Análise e interpretação dos resultados da biorremediação proposta

Os resultados obtidos dos experimentos de biopilha de bancada, da respirometria e da análise geotécnica foram compilados e avaliados de forma a se identificar as relações existentes entre a presença dos materiais estruturantes e a redução do teor de contaminante no solo. Os resultados foram comparados com outras experiências em solos tropicais do Brasil.

Para comparação entre os resultados dos diferentes tratamentos estudados foram calculadas as taxas de biodegradação ao longo do período de incubação da biopilha de bancada. Para essa etapa foi utilizado o modelo de decaimento de primeira ordem, apresentado por Wiedemeier *et al*. (2007), representado pela Equação 12.

$$C = Co\, e^{-kt} \qquad \text{Equação (12)}$$

C = concentração de biodegradação do contaminante (concentração final);

C_0 = concentração inicial;

k = constante de decaimento/biodegradação em %/tempo;

t = tempo de análise.

O modelo de cinética de primeira ordem foi sugerido por Namkonng *et al.* (2002), como adequado para representar a remoção do óleo diesel no solo, tendo em vista que as perdas por volatilização são pequenas em relação à biodegradação.

A produção acumulada de C-CO_2 foi ajustada ao modelo cinético de primeira ordem, de acordo com a Equação 13.

$$L = Lo\ x(1 - e^{-kt})$$ Equação (13)

L = produção acumulada de C-CO_2 ao longo do tempo;

L_0 = Produção máxima de C-CO_2;

k = constante de produção de C-CO_2 em %/tempo;

t = tempo de análise em dia.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DO SOLO NATURAL E CONTAMINADO

4.1.1 Análise granulométrica

Na Figura 16A e na Figura 16B são apresentadas as curvas granulométricas com e sem defloculante, respectivamente, do solo contaminado com óleo diesel.

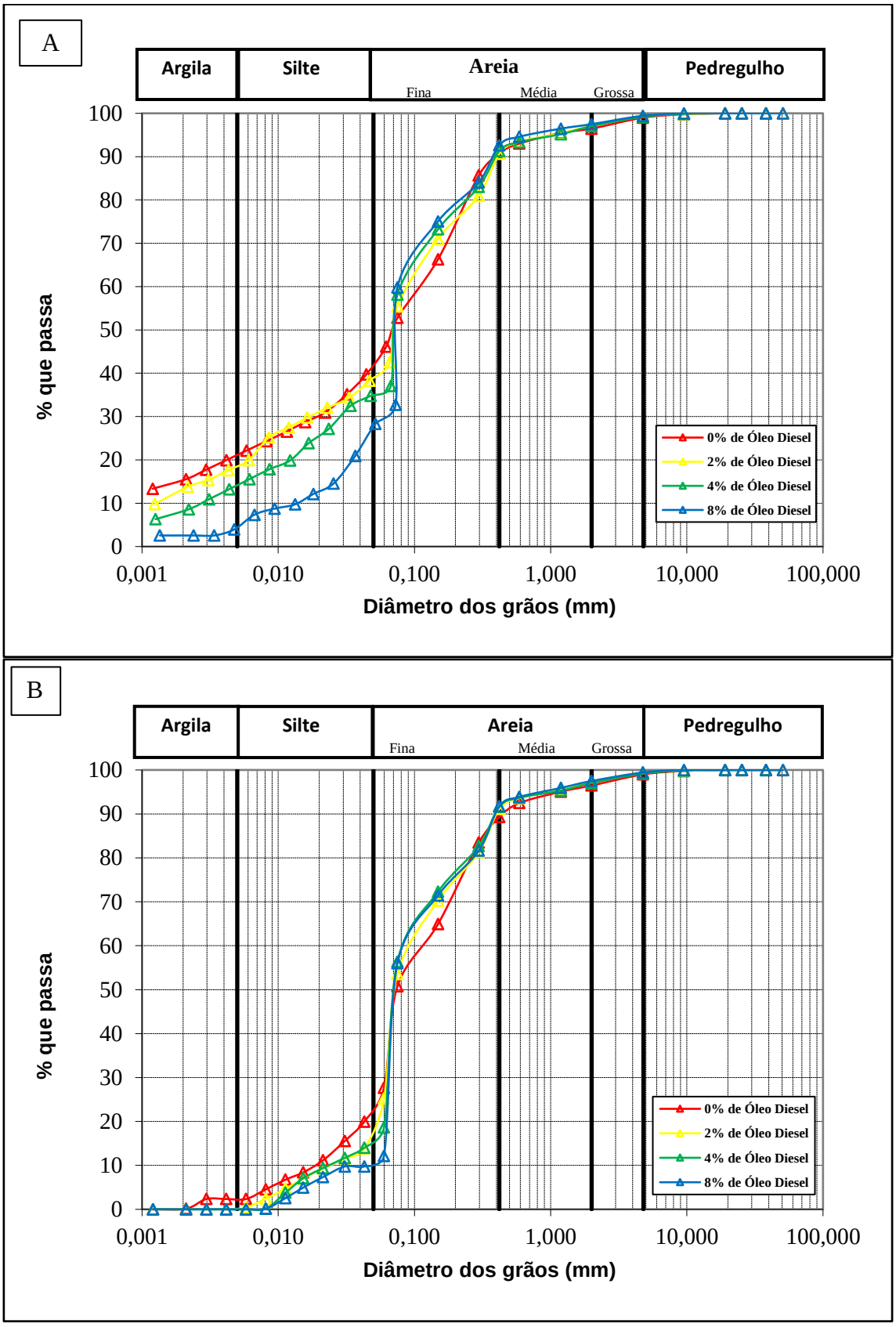
Ao analisar a curva granulométrica do solo sem contaminação em comparação às curvas granulométricas dos solos contaminados se percebe visualmente que o maior efeito da presença do combustível ocorre a partir da fração de areia média, ou seja, das partículas para tamanhos inferiores a 2,0 mm, conforme escala da ASTM apresentadas nos gráficos.

No entanto, observou-se uma gradativa diminuição do percentual de argila e um aumento dos aglomerados de partículas tamanho silte e areia à medida que houve acréscimos do teor dos contaminantes nas misturas com o óleo diesel. Isto é, os solos contaminados com 2% e 4% de óleo diesel, apresentaram visualmente curvas mais próximas do comportamento do solo sem contaminação. Já os solos contaminados com 8%, apresentaram curvas mais distintas do comportamento da curva do solo sem contaminação.

Esses resultados condizem com o observado por outros autores (Rehman; Abduljauwad; Akram, 2007) e reforçam os resultados obtidos em outro estudo (Karkush Al-Taher, 2017).

As alterações nos teores de argila, silte e areia fina podem ser explicadas a partir das reações de agregações das partículas finas formando grãos de maior tamanho devido a aglomeração de diversas partículas menores mantidas unidas por ligações químicas e protegidas por moléculas de viscosidade mais elevada, envolvendo esses grãos conforme descrito no modelo idealizado por Rehman, Abduljauwad e Akram (2007). Isso é reforçado pelos resultados obtidos em outros estudos (Karkush; Al-Taher, 2017; Karkush; Jihad, 2020; Mendoza; Ramírez; Alegría, 2021).

Figura 16 - Curvas granulométricas do solo natural e contaminado com óleo diesel. Em A curvas com defloculante e em B curvas sem defloculante



Fonte: O autor (2023)

Na Tabela 7 são apresentados os teores obtidos de cada fração granulométrica com e sem defloculante para o solo natural e contaminado com 2%, 4% e 8% de óleo diesel. No solo contaminado por óleo diesel não foram observadas alterações nos teores de pedregulho com e sem defloculante.

A fração de areia grossa apresentou redução de 0,5% em todos os teores avaliados de óleo diesel.

Tabela 7 - Frações granulométricas com e sem defloculante do solo natural e contaminado com óleo diesel.

Com defloculante						
Teor de óleo diesel (%)	Pedregulho (%)	Areia Grossa (%)	Areia Média (%)	Areia Fina (%)	Silte (%)	Argila (%)
0	1,0	2,5	5,7	48,7	19,3	22,8
2	1,0	2,0	5,3	52,8	20,3	18,6
4	1,0	2,0	5,3	56,9	20,6	14,2
8	1,0	2,0	3,9	64,8	24,3	4,0
Sem defloculante						
Teor de Óleo Diesel (%)	Pedregulho (%)	Areia Grossa (%)	Areia Média (%)	Areia Fina (%)	Silte (%)	Argila (%)
0	1,0	2,5	7,2	64,3	22,6	2,4
2	1,0	2,0	6,5	71,7	18,8	0,0
4	1,0	2,0	5,7	76,3	15,0	0,0
8	1,0	2,0	4,4	82,9	9,7	0,0

Fonte: O autor (2023)

Os teores de areia média com e sem defloculante apresentaram reduções mediante o aumento do conteúdo de óleo diesel no solo, indicando a existência de uma relação inversamente proporcional entre a areia média e o conteúdo de óleo diesel. Possivelmente em razão do óleo diesel possuir maior viscosidade, de reações químicas diferentes e de moléculas que lubrificam os grãos de areia média, ocasionando maior desagregação dessa fração, convertendo-a em frações de tamanhos menores. Em termos de valores, houve uma variação no ensaio com defloculante da ordem de 5,7% a 3,9% do teor de areia média do solo natural e contaminado, respectivamente, com 8% de óleo diesel, resultando em uma diferença de 1,8% a menos. No ensaio sem defloculante, essa variação foi da ordem

7,2% a 4,4% do teor de areia média do solo natural e contaminado, respectivamente, com 8% de óleo diesel, representando uma diferença de 2,8% a menos.

Na contaminação por óleo diesel foi verificada uma maior influência da presença dos contaminantes nos teores de areia fina, silte e argila.

Foram verificadas redução dos teores de argila com e sem defloculante à medida que se aumentou o conteúdo de óleo diesel no solo, sugerindo que há uma relação inversamente proporcional entre o teor de argila e o conteúdo de óleo diesel. A variação no teor de argila com defloculante foi de 22,8% a 4% para o solo natural e contaminado, respectivamente, com 8% de óleo diesel, resultando em uma diferença de 18,8% a menos. No ensaio sem defloculante do solo contaminado, não foi identificado nenhum teor de argila, é importante ressaltar que o solo natural sem defloculante possui apenas 2,4% de teor de argila.

No ensaio com defloculante, a fração silte apresentou aumentos à medida que aumentou o conteúdo de óleo diesel no solo, indicando haver uma relação diretamente proporcional entre o teor de silte e o conteúdo de óleo de diesel. Em termos de valores, a fração silte com defloculante apresentou variação de 19,3% a 24,3% do solo natural e contaminado, respectivamente, com 8% de óleo diesel, representando uma diferença de 5% a mais.

O ensaio sem defloculante revelou que a fração silte apresentou reduções mediante o aumento do conteúdo de óleo diesel, indicando haver uma relação inversamente proporcional entre o teor de silte e o conteúdo de óleo de diesel. A fração silte sem defloculante variou entre 22,6% e 9,7% do solo natural e contaminado, respectivamente, com 8% de óleo diesel, representando uma diferença de 12,9% a menos.

E por fim, no ensaio com e sem defloculante verificou-se aumentos nos teores de areia fina mediante o aumento do conteúdo de óleo diesel no solo, destacando que há uma relação diretamente proporcional entre o teor de areia fina e o conteúdo de óleo diesel. A variação do teor de areia fina no ensaio com defloculante foi da ordem de 48,7% e 64,8% do solo natural e contaminado, respectivamente, com 8% de óleo diesel, resultando em uma diferença de 16,1% a mais. Já no ensaio sem defloculante a variação foi de 64,3% e 82,9% do solo natural e contaminado, respectivamente, com 8% de óleo diesel, resultando em uma diferença de 18,1% a mais.

Avaliando em linhas gerais a influência dos três contaminantes no solo SC de Caruaru, nota-se que os resultados obtidos neste trabalho corroboram com Oluremi *et al*. (2015) e Mustafa *et al*. (2021), que também observaram em solos tipo SC contaminados com derivados de petróleo, que a fração argila reduz e a fração de areia fina aumenta à medida que cresce o conteúdo de contaminante.

Embora exista mais afinidade elétrica e química entre a água e as partículas de argila, os contaminantes derivados de petróleo, principalmente o óleo diesel, não se misturam com água. Ao aumentar o conteúdo do contaminante nos poros do solo, ele forma uma película que dificulta a interação da água com as partículas de argila, devido a presença de óleo ocluso ou quando o solo apresenta originalmente muita matéria orgânica (Rehman; Abduljauwad; Akram, 2007). Devido à natureza reativa e microestrutural da fração argilosa do solo em estado natural, é provável que ao entrar em contato com os contaminantes, essa fração tenha sua reatividade e seu arranjo microestutural comprometido e passe a apresentar o efeito de formação de grumos ou agregação dos flocos de argila, proporcionando partículas de tamanhos maiores como as frações de areia fina e silte (Karkush; Al-Taher, 2017; Karkush; Jihad, 2020; Mendoza; Ramírez; Alegría, 2021). Na Figura 17 é possível observar vários flocos agregados com tamanho elevado (tomando como referência o fundo de peneira), formado após contato do solo com o óleo diesel (Ijimdiya; Igboro 2012; Ijimdiya 2012).

Figura 17 – Floco formado após o solo entrar em contato com o contaminante.

Fonte: O autor (2021)

Mustafa *et al*. (2021) observou também em um solo SC contaminado com petróleo bruto e óleo diesel maior influência desse efeito na contaminação por petróleo bruto do que por óleo diesel. É provável que esse comportamento esteja relacionado à viscosidade do petróleo bruto que é maior do que a do óleo diesel. Isso explicaria também a razão pela qual a contaminação por óleo diesel apresentou maior efeito à medida que se aumenta o teor do contaminante na matriz do solo.

4.1.2 Porcentagem de dispersão e razão de dispersão

Na Tabela 8 são apresentados os resultados de dispersão. De acordo com Araújo (2000), a amostra de solo natural analisada foi considerada de baixa erodibilidade (PD<20%), porém seguindo a mesma avaliação realizada por Sobrinha *et al.* (2021), o referido material foi considerado como um solo erodível (RD >15%). Para o solo contaminado, verifica-se um comportamento semelhante, revelando que o contaminante flocula as partículas finas ao invés de dispersar, sendo tal comportamento evidenciado pela redução do PD à medida que se aumenta o teor do contaminante. Tal comportamento já foi discutido no item 4.1.1 Análise granulométrica.

Convém ressaltar que apesar de se verificar reduções no RD à medida que se aumenta o teor do contaminante no solo, todas as contaminações apresentaram RD maior do que 15%, portanto são também classificados como solos erodíveis pelo critério de Middleton (1930).

É importante destacar que os parâmetros PD e RD são parâmetros que se baseiam exclusivamente no tamanho e distribuição das partículas finas do solo. No entanto, a dispersividade está relacionada com diversos fatores, sendo esse apenas um dos principais. Além da textura, fatores como a estrutura do solo, permeabilidade à água, teor de matéria orgânica, dentre outros, são apontados por Eduardo *et al*. (2013) como aspectos que influenciam na erosividade do solo.

Tabela 8 - Resultados dos ensaios de dispersão do solo natural e contaminado.

Amostra	Porcentagem de dispersão (%)			Razão de dispersão (%)		
Teor de Óleo Diesel (%)	Argila (<0,005 mm) sem dispersão (%)	Argila (<0,005 mm) com dispersão (%)	PD (%)	Silte+argila (< 0,05 mm) sem dispersão (%)	Silte+argila (< 0,05 mm) sem dispersão (%)	RD (%)
0	2,4	22,8	10,5	25,0	42,1	59,4%
2	0	18,6	0,0	18,8	38,9	48,3%
4	0	14,2	0,0	15,0	34,8	43,1%
8	0	4	0,0	9,7	28,3	34,3%

Fonte: O autor (2023)

4.1.3 Densidade real dos grãos

Na Tabela 9 são apresentados os resultados da densidade real dos grãos. A presença de óleo diesel no solo proporcionou reduções na densidade dos grãos à medida que se aumentou o conteúdo do combustível, revelando a existência de uma relação inversamente proporcional entre a densidade dos grãos e o conteúdo de contaminante no solo.

Tabela 9 - Densidade real dos grãos do solo natural e contaminado.

Teor de óleo diesel (%)	Densidade dos grãos (g/cm³)
0	2,672
2	2,641
4	2,601
8	2,592

Fonte: O autor (2023)

A densidade dos grãos no solo contaminado com óleo diesel variou de 2,72 g/cm³ do solo natural até 2,592 g/cm³ para o solo contaminado com 8% de óleo diesel, representando uma diferença de 0,08 g/cm³ a menos.

Esse comportamento provavelmente também deve estar associado ao efeito de formação de grumos/flocos da fração argilosa ao reagir com os contaminantes,

aumentando as partículas de tamanho areia fina, corroborando com o observado nas análises granulométricas.

Segundo Karkush e Al-Taher (2017), as reduções na densidade dos grãos dos solos contaminados se devem à baixa densidade dos combustíveis presentes nas amostras, pois os contaminantes possuem viscosidade superior à da água. Para a publicação, esse fato aliado à tensão superficial promove a retenção do contaminante entre as partículas do solo, justificando as reduções na densidade.

4.1.4 Limites de Atterberg

Na Tabela 10 são apresentados os valores dos limites de Atterberg e o índice de plasticidade dos solos natural e contaminado. Ao comparar os solos natural e contaminado com a adição de 8% de óleo diesel, observaram-se aumentos do LL de 43% para 44,33% e do LP de 23,68% para 30,98%, o equivalente a uma diferença de 1,3% e 7,3%, respectivamente no LL e LP.

Na Tabela 10 são apresentados os valores dos limites de Atterberg e o índice de plasticidade dos solos natural (areia argilosa) e contaminado (areia argilosa e óleo diesel). Ao comparar os solos natural e contaminado com a adição de 8% de óleo diesel, observaram-se aumentos do LL de 43% para 44% e do LP de 24% para 31%, o equivalente a uma pequena variação no valor de LL (1%) e aproximadamente de 7% no valor de LP indicando uma redução no valor de IP igual a 6%.

Tabela 10 - Limites de Atterberg e índice de plasticidade dos solos natural e contaminado com os diferentes combustíveis.

Teor de óleo diesel (%)	LL (%)	LP (%)	IP (%)	
0	43	24	19	Altamente plástico
2	43	25	18	Altamente plástico
4	44	28	16	Altamente plástico
8	44	31	13	Medianamente plástico

Fonte: O autor (2023)

Observa-se que a presença do óleo diesel ocasionou incrementos no limite de liquidez e incrementos mais significativos ainda no limite de plasticidade, à medida que aumentou a concentração do contaminante no solo, revelando uma relação diretamente proporcional entre os limites de Atterberg e os teores dos contaminantes. Esses resultados corroboram Correia *et al*. (2020), que identificaram o mesmo comportamento de incrementos de LL e LP em um solo SC de São Carlos, São Paulo, Brasil, contaminado com até 16% de diesel. Além disso, os resultados reforçam as observações feitas por Al-Aghbari *et al*. (2011), que identificaram aumentos no LL e LP ao ser adicionado até 10% de gasolina e de diesel de forma independente em solos SC e SP. É importante salientar que os autores atribuem esse comportamento às propriedades físico-químicas do solo e dos contaminantes, o que interfere na espessura de camada dupla das partículas de argila que é um tipo de ligação físico-química entre as partículas de argila.

É possível que esse comportamento possa estar relacionado com as substâncias viscosas presentes nos combustíveis que não se misturam com a água e formam uma película que envolve partículas de argilas, fazendo com que sejam necessários maiores teores de umidade para que haja interação dessas partículas de argila com a água. Outro aspecto que pode influenciar nos valores obtidos para o LL e LP é a volatização e evaporação do óleo diesel da matriz durante o ensaio para determinação dos valores.

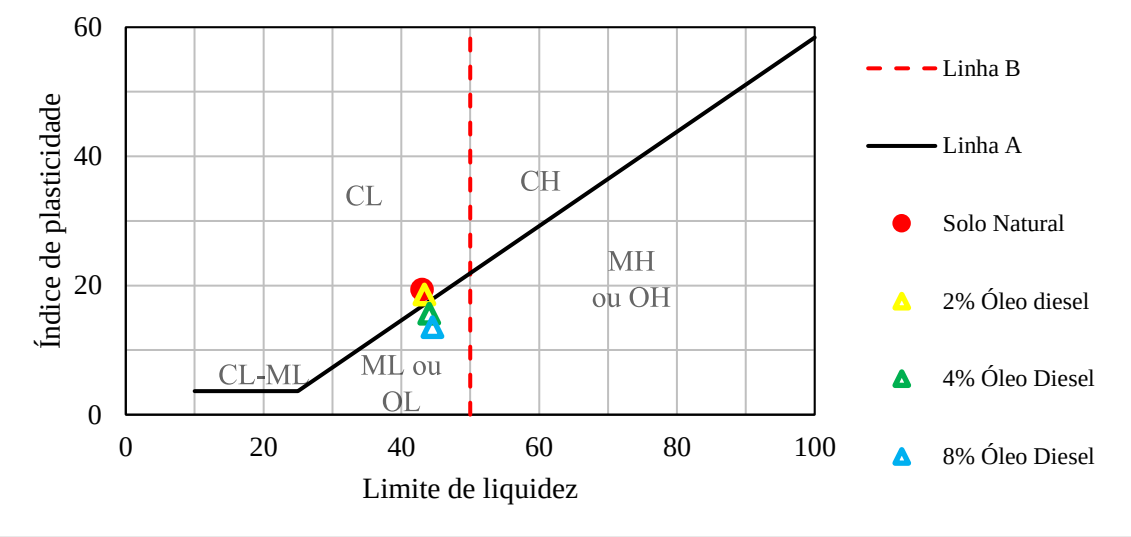
No que se refere ao índice de plasticidade, nota-se que a presença do combustível reduziu o índice de plasticidade à medida que aumentou a concentração do contaminante, revelando uma relação inversamente proporcional. O solo natural possui classificação de altamente plástico. A mesma classificação foi observada no solo contaminado com 2% a 4% de óleo diesel. Para o solo contaminado com 8% de óleo diesel a classificação observada foi de medianamente plástico.

4.1.5 Classificação pela SUCS

Como já relatado anteriormente, mais de 50% dos grãos ficaram retidos na peneira número #200, sugerindo que os solos natural e contaminado com óleo diesel possuem textura grossa. Além disso, mais de 50% dos grãos passam na peneira número #4, indicando que a fração predominante nos solos natural e contaminado é a fração de tamanho areia.

Na Figura 18 é apresentado o posicionamento na carta de plasticidade do solo natural e contaminado.

Figura 18 – Posicionamento na carta de plasticidade dos solos natural e contaminado com óleo diesel.



Fonte: O autor (2023)

Nota-se pela carta de plasticidade que o solo natural está situado acima da linha A, indicando que a fração fina possui comportamento de uma argila inorgânica (CL). No entanto, no solo contaminado com óleo diesel há uma tendência de deslocamento para baixo da linha A à medida que se aumenta o teor de contaminante, indicando que a fração fina possui comportamento de um silte inorgânico (ML).

Aplicando esses resultados no Sistema Unificado de Classificação do Solo (SUCS), foi possível obter os resultados apresentados na Tabela 11, onde se nota que o solo natural é classificado como SC (areia argilosa) e todos os solos contaminados, independente do teor avaliado, são classificados como SM (areia siltosa).

Tabela 11 - Classificação pelo SUCS dos solos natural e contaminado com óleo diesel.

Solo	Com defloculante	Sem defloculante
Natural	SC	SC
2% Óleo diesel	SM	SM
4% Óleo diesel	SM	SM
8% Óleo diesel	SM	SM

Fonte: O autor (2023)

Os resultados obtidos com a classificação pela SUCS dos solos natural e contaminado evidenciam e reforçam a tendência de agregações/agregação das partículas finas do solo, visto que a fração fina do solo contaminado foi classificada em tamanho e comportamento de plasticidade como silte, enquanto para o solo natural tal classificação foi como argila.

4.2 CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DOS SOLOS NATURAL E CONTAMINADO

4.2.1 Influência no pH e matéria orgânica

Na Tabela 12 são apresentados os resultados dos ensaios para a determinação das alterações do pH dos solos natural e contaminado com óleo diesel. Para o solo analisado, verifica-se que houve pouca alteração no pH em água e em KCL após a contaminação. Esse comportamento foi verificado em ambos os casos de contaminação. Tanto o solo natural quanto o contaminado apresentaram caráter ácido, isto é, valores inferiores a 7. Apesar das poucas alterações, todos os solos contaminados apresentaram valores de pH menores do que o solo natural, sugerindo haver relação inversamente proporcional entre o pH e o teor de contaminante.

Tabela 12 - Propriedades químicas dos solos natural e contaminado com óleo diesel.

Teor de óleo diesel (%)	pH água	pH KCL	ΔpH	COT (g/kg)	MO (g/kg)
0	6,3	5,6	-0,7	1,67	2,99
2	6,2	5,5	-0,7	6,10	10,16
4	6,0	5,3	-0,7	10,41	17,28
8	6,0	5,0	-1,0	15,29	26,29

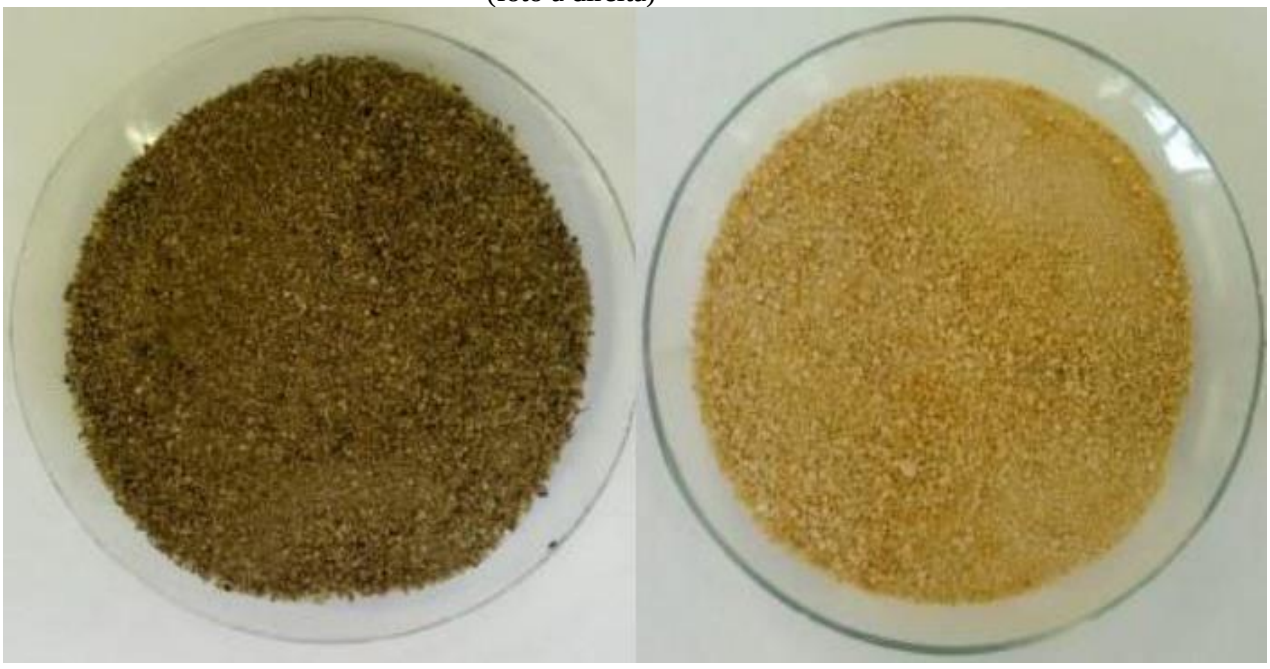
Fonte: O autor (2023)

O ΔpH (pH KCl – pH H_20) pode ser um indicador da magnitude das alterações químicas do solo (Correia *et al*., 2020). Os resultados dos solos natural e contaminado com até 4% de óleo diesel convergem para os mesmos valores de ΔpH. Os valores de ΔpH aumentaram em relação ao solo natural apenas com 8% de óleo diesel. No entanto, as alterações observadas não foram significativas, permanecendo em valores negativos

para todos os teores, e em ambos não havendo assim alteração das cargas elétricas do solo com o aumento dos teores do combustível.

Ainda avaliando os dados da Tabela 12, a matéria orgânica e o carbono orgânico total dos solos natural e contaminado revelam que as contaminações geraram incrementos em ambos, à medida que se aumentou o teor do contaminante. Esses resultados são esperados tendo em vista a natureza química do combustível que é rica em compostos orgânicos. É possível identificar que há uma relação diretamente proporcional entre os teores de matéria orgânica e carbono orgânico total com o teor do combustível. De modo geral, as amostras de solo natural e contaminada com o combustível apresentaram baixos teores de matéria orgânica, isto é, valores inferiores a 15 g/kg, com exceção da adição de 8% de óleo diesel cujo teor de matéria orgânica é considerado médio, ou seja, se encontra entre 15 g/kg e 45 g/kg, conforme classificação de Fageria *et al*. (1994). Na Figura 19 é apresentado o aspecto do solo contaminado antes e após calcinação em mufla para determinação do teor de matéria orgânica.

Figura 19 - Aspecto do solo contaminado antes (foto à esquerda) e após calcinação em mufla (foto à direita)



Fonte: O autor (2021)

É importante salientar que os acréscimos de matéria orgânica observados podem estar relacionados também com os aumentos nos limites de Atterberg, pois a matéria orgânica possui forte afinidade com a água e forte interação com as partículas de argila. Vasconcelos *et al.* (2010) verificaram relação diretamente proporcional entre os limites de Atterberg e o carbono orgânico total em um solo tropical com adições de resíduos da cana de açúcar.

4.2.1 Composição dos óxidos

Os resultados obtidos para os ensaios de fluorescência de raio-X (FRX), com o intuito de verificar a composição dos óxidos no solo antes e após contaminação são apresentados na Tabela 13.

De modo geral, nota-se que a contaminação não alterou significativamente a composição dos óxidos do solo. No entanto, ao avaliar os resultados obtidos é possível observar que nos solos contaminados há uma pequena tendência de redução do dióxido de silício, do óxido de alumínio e do óxido de ferro. É possível verificar também que há uma pequena tendência de elevação do óxido de cálcio, do trióxido de enxofre, do óxido de magnésio e do óxido de sódio.

Como as alterações dos óxidos não foram significativas em relação à elevação do conteúdo dos contaminantes no solo é possível que alterações mais significativas possam ser verificadas para maiores tempos de exposição do solo aos contaminantes.

Outro aspecto que pode ter influenciado nos resultados obtidos é o grau de pureza dos contaminantes que podem conter impurezas oriundas de fontes diversas como do material do tanque de armazenamento, de transporte, entre outras, visto que os combustíveis isoladamente não possuem capacidade de formar novos argilominerais inorgânicos no solo devido sua natureza química ser predominantemente orgânica.

Tabela 13 – Resultados da análise por fluorescência de raios X para obtenção dos óxidos dos solos natural e contaminado.

ÓXIDO (%)	SOLO	2% óleo diesel	4% óleo diesel	8% óleo diesel
SiO_2	52,91	52,37	52,26	51,01
Al_2O_3	29,01	28,58	28,7	28,9
Fe_2O_3	13,11	11,28	11,33	9,11
CaO	1,76	3,7	3,65	4,3
TiO_2	1,62	1,59	1,59	0,9
K_2O	1,09	1,07	1,06	1,04
SO_3	0,14	0,51	0,51	1,22
MgO	0,13	0,43	0,43	2,83
ZrO_2	0,11	0,19	0,2	0,22
Na_2O	0,10	0,17	0,16	0,34
P_2O_5	0,02	0,05	0,05	0,07
MnO	-	0,03	0,03	0,03
SrO	-	0,03	0,03	0,03

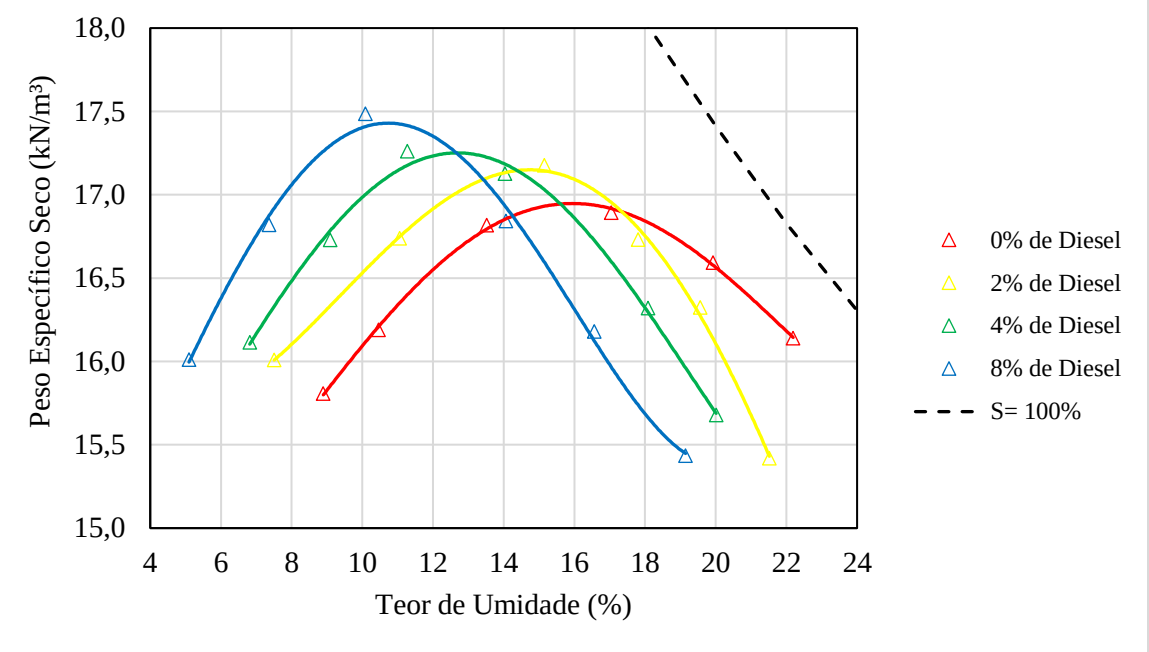
Fonte: O autor (2023)

4.3 CARACTERÍSTICAS GEOTÉCNICAS DOS SOLOS NATURAL E CONTAMINADO

4.3.1 Compactação

As curvas de compactação (energia Proctor Normal) dos solos natural e contaminado com óleo diesel é apresentada na Figura 20.

Figura 20 - Curvas de compactação (energia Proctor Normal) dos solos natural e contaminado com óleo diesel.



Fonte: O autor (2023)

Nota-se que a adição de contaminante reduziu o teor de umidade ótima e aumentou o peso específico seco máximo à medida que o teor de óleo diesel foi aumentado. Isso sugere que o aumento no conteúdo dos contaminantes resultou em misturas com menor porosidade, gerando um efeito de melhoria nos parâmetros de compactação. Esses resultados corroboram com o comportamento dos solos contaminados por derivados de petróleo relatados por Meegoda *et al*. (1998), Al-Aghbari *et al*. (2011), Safehian *et al*. (2018) e Heris *et al*. (2020).

Na Tabela 14 são apresentados os parâmetros de compactação, densidade seca máxima e teor de umidade ótima para o solo natural e para as diferentes misturas de solo contaminado.

Ao adicionar até 8% de óleo diesel ao sol, a umidade ótima reduziu de 16,0% para 10,9%, correspondendo a uma diminuição de 5,10%. O peso específico seco máximo aumentou de 16,95 kN/m³ para 17,42 kN/m³, representando um ganho de 0,47 kN/m³.

Observa-se que fica evidente uma relação diretamente proporcional entre o teor do contaminante e o peso específico seco máximo, porém evidencia-se uma relação inversamente proporcional entre o teor do contaminante e a umidade ótima.

Uma possível explicação para os resultados obtidos com os ensaios de compactação, conforme observado na granulometria, é de que o solo possui uma tendência, após contaminação, de apresentar maior concentração de grãos com tamanho de areia fina, mesmo esses grãos sendo agregados de flocos de argilas. O processo de compactação reorganiza esses agregados de modo a preencher melhor os vazios. Atrelado a isto, a presença do contaminante no solo lubrifica as partículas durante a compactação e faz com que esse processo de arranjo melhor preenchido seja obtido com menores teores de umidade. Por essa razão, a umidade ótima pode ter reduzido e o peso específico seco máximo aumentado.

Tabela 14 - Parâmetros de compactação (energia Proctor Normal) dos solos natural e contaminado com óleo diesel.

Porcentagem de óleo diesel (%)	Wótima (%)	Peso específico seco máximo (kN/m³)
0	16,0	16,95
2	15,0	17,17
4	13,1	17,25
8	10,9	17,42

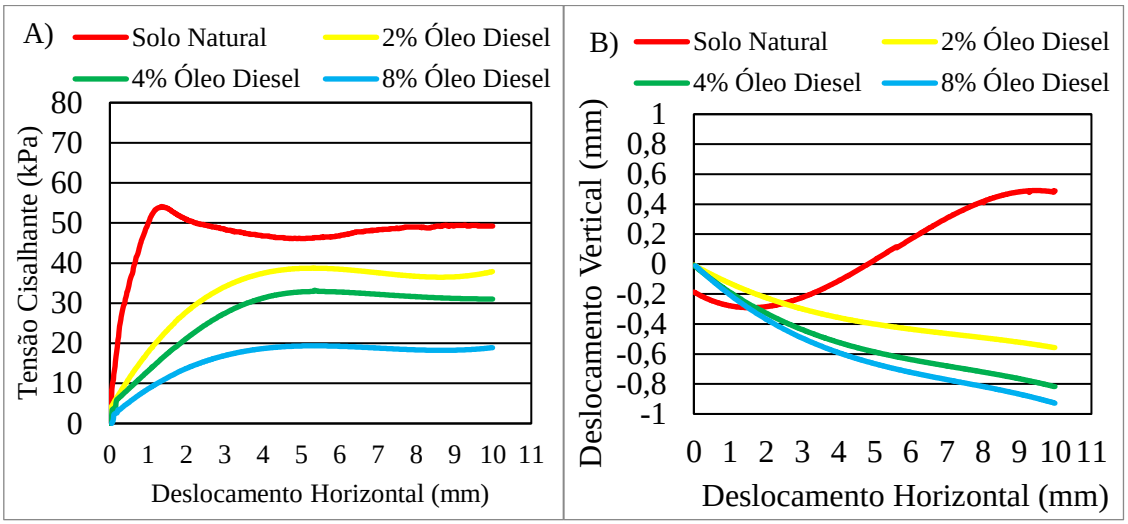
Fonte: O autor (2023)

4.3.2 Resistência ao cisalhamento

A seguir são apresentados os resultados obtidos para os ensaios de resistência ao cisalhamento.

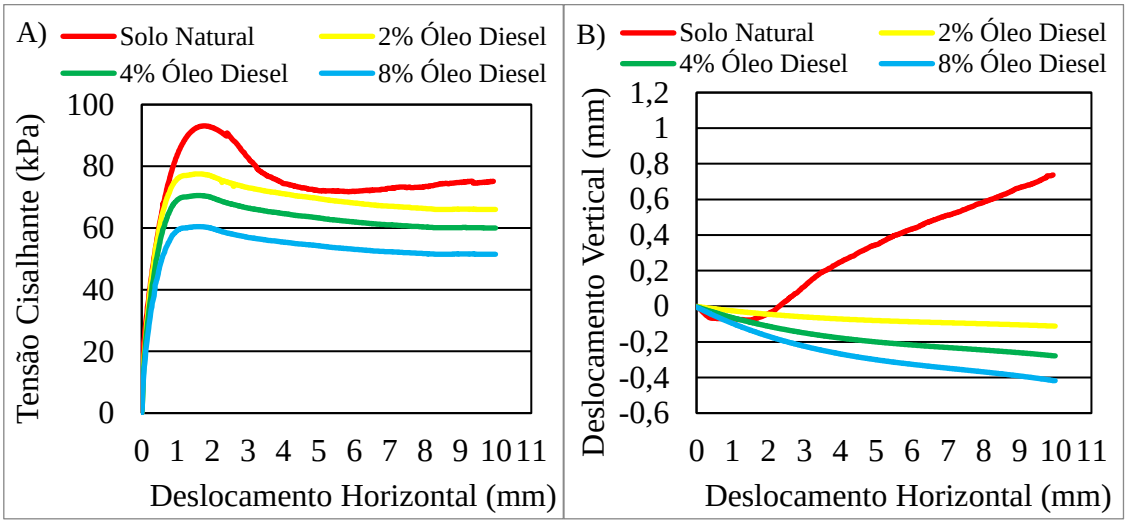
As curvas de tensão cisalhante *versus* deslocamento horizontal, assim como as curvas deslocamento vertical *versus* deslocamento horizontal, obtidas no ensaio de cisalhamento não inundado para os solos natural e contaminado com óleo diesel são apresentados na Figura 21, na Figura 22 e na Figura 23.

Figura 21 - Resultado do ensaio de cisalhamento na condição não inundada para contaminação com óleo diesel. Em A) curva tensão cisalhante *versus* deslocamento horizontal para a tensão normal de 50 kPa e em B) curva deslocamento vertical *versus* deslocamento horizontal para a tensão normal de 50 kPa.



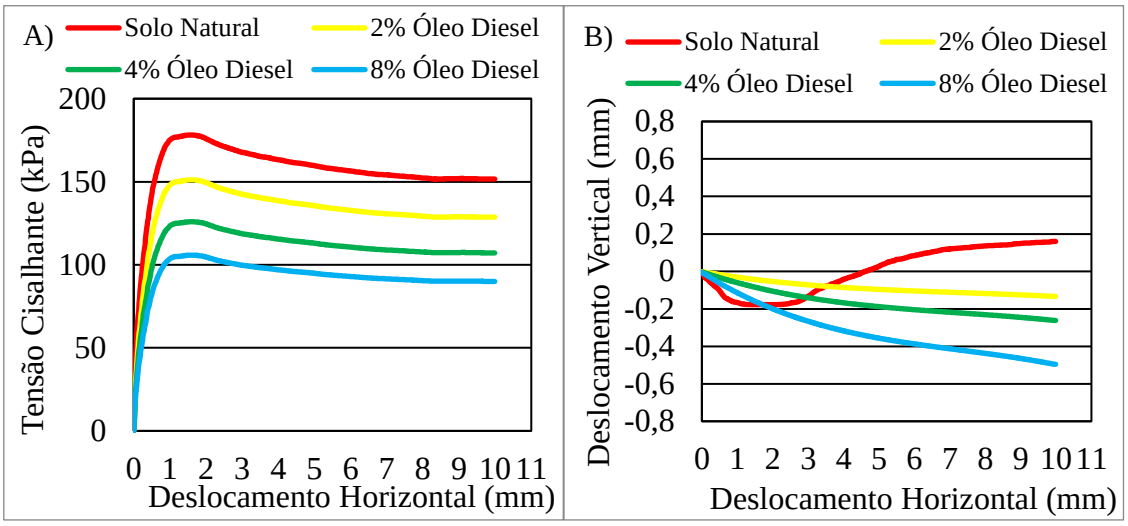
Fonte: O autor (2023)

Figura 22 - Resultado do ensaio de cisalhamento na condição não inundada para contaminação com óleo diesel. Em A) curva tensão cisalhante *versus* deslocamento horizontal para a tensão normal de 100 kPa e em B) curva deslocamento vertical *versus* deslocamento horizontal para a tensão normal de 100 kPa.



Fonte: O autor (2023)

Figura 23 - Resultado do ensaio de cisalhamento na condição não inundada para contaminação com óleo diesel. Em A) curva tensão cisalhante *versus* deslocamento horizontal para a tensão normal de 200 kPa e em B) curva deslocamento vertical *versus* deslocamento horizontal para a tensão normal de 200 kPa.



Fonte: O autor (2023)

A inclusão do óleo diesel na matriz de solo na condição não inundada reduziu o desempenho mecânico do solo, visto que as curvas tensão cisalhante-deslocamento horizontal de todos os solos contaminados se encontram abaixo da curva do solo natural. Esse comportamento pode ser observado em todos os níveis de tensão normal avaliados. É possível observar ainda que em todos os resultados obtidos para os solos contaminados, a redução na resistência de pico foi mais evidente para a contaminação com 8% de óleo diesel.

Ao avaliar as curvas obtidas para o solo natural, na condição não inundada, nota-se que a tensão cisalhante cresce rapidamente com as deformações até atingir uma resistência de pico. Ao ser atingido tal nível de resistência e ao continuar as deformações da amostra, a tensão cisalhante diminui lentamente até se estabilizar em valor de resistência residual. Esse tipo de comportamento é típico de ruptura frágil, ocorrendo comumente em solos arenosos compactados.

Por outro lado, ao analisar as curvas do solo contaminado com óleo diesel, na condição não inundada, nota-se que a tensão cisalhante cresce mais lentamente com as deformações, atingindo um valor máximo de resistência somente para valores de deformações relativamente mais altos.

Esse tipo de comportamento é típico de ruptura plástica de ocorrência comumente em solos arenosos fofos. Os resultados de resistência ao cisalhamento divergem dos resultados obtidos na compactação, tendo em vista que as contaminações aumentaram o peso específico seco máximo do solo e reduziu a sua umidade ótima. Porém, ressalta-se que a presença das partículas oleosas presentes nos contaminante podem ter lubrificado os grãos do solo, favorecendo sua compactação.

No entanto, os solos contaminados resultantes dessas compactações ricas em lubrificantes, ao sofrer solicitação mecânica favorecem com que o óleo diesel seja expulsado da matriz, além de promover um comportamento de deslizamento das partículas mais facilmente umas nas outras, influenciando em um menor desempenho mecânico dos solos contaminados, apesar da sua melhor compactação.

Portanto, os resultados de resistência ao cisalhamento em condições não inundadas sugerem que a presença do contaminante imprime comportamento dúctil da ruptura do solo.

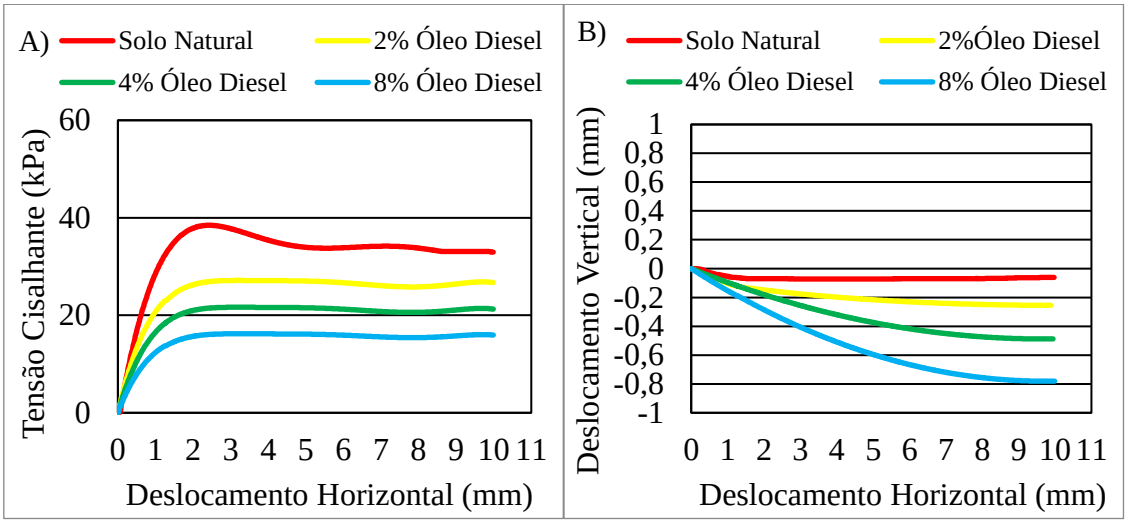
No que se refere às curvas deslocamento horizontal *versus* deslocamento vertical, os gráficos indicam um comportamento típico de um material arenoso compactado para solo natural, o que era de se esperar. Já em relação aos solos contaminados, os gráficos sugerem um comportamento de material arenoso fofo, ficando mais evidente tal comportamento à medida que o conteúdo do contaminante aumenta na matriz do solo.

Outro aspecto que convém ressaltar, quanto as maiores deformações observadas no solo contaminado, consiste na drenagem/lixiviação dos combustíveis que são expelidos da matriz durante o cisalhamento. Durante a ocorrência desse comportamento, é possível que tenha ocorrido o carreamento dos finos dispersos e aderidos ao fluído contaminante, ocasionando as maiores deformações verificadas nos resultados destes materiais.

A seguir são apresentados os resultados obtidos para os ensaios de resistência ao cisalhamento em condições inundadas.

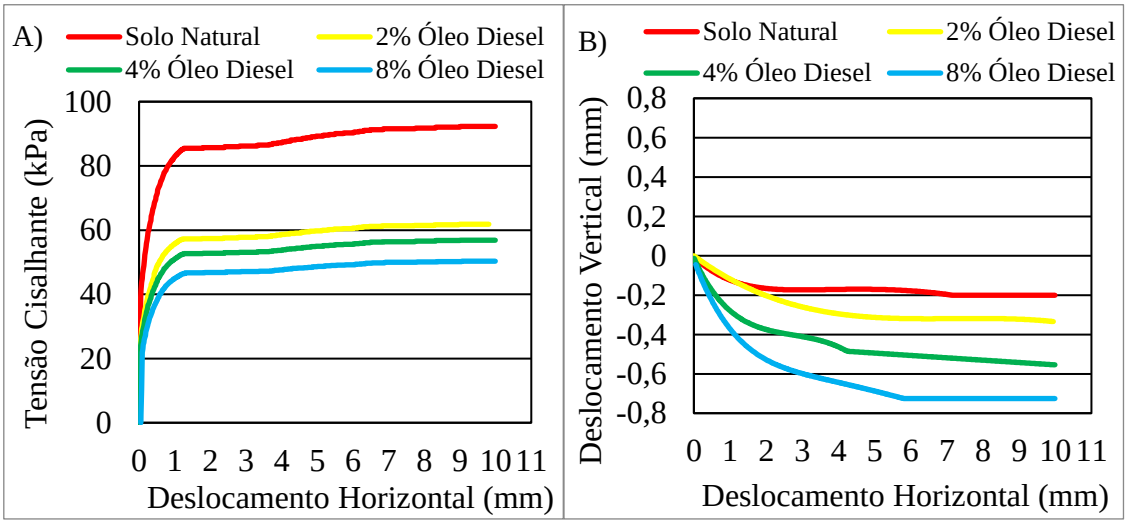
As curvas de tensão cisalhante *versus* deslocamento horizontal, assim como as curvas deslocamento vertical *versus* deslocamento horizontal, obtidas no ensaio de cisalhamento não inundado para os solos natural e contaminado com óleo diesel são apresentados na Figura 24, na Figura 25 e na Figura 26.

Figura 24 - Resultado do ensaio de cisalhamento na condição inundada para contaminação com óleo diesel. Em A) curva tensão cisalhante *versus* deslocamento horizontal para a tensão normal de 50 kPa e em B) curva deslocamento vertical *versus* deslocamento horizontal para a tensão normal de 50 kPa.



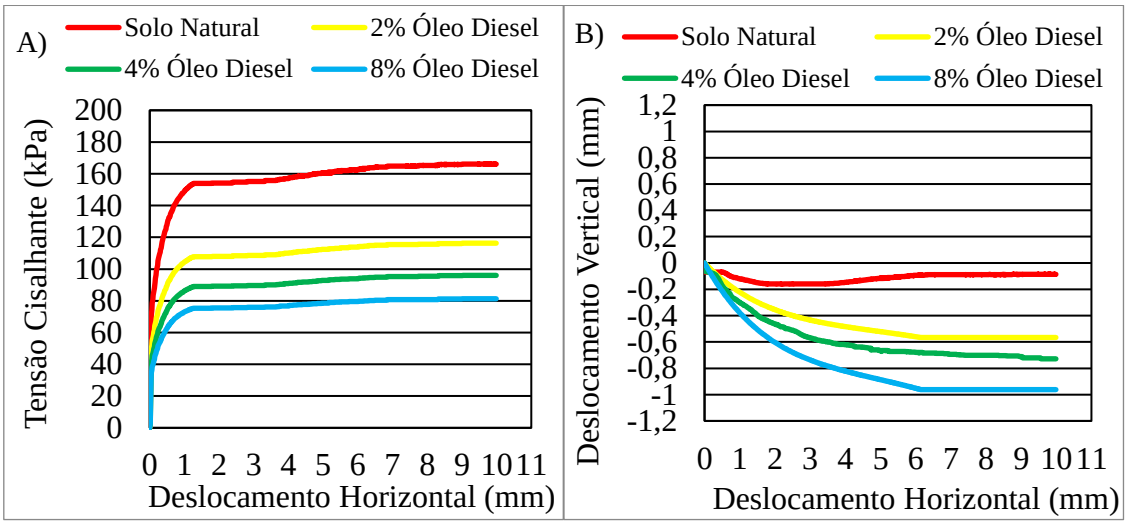
Fonte: O autor (2023)

Figura 25 - Resultado do ensaio de cisalhamento na condição inundada para contaminação com óleo diesel. Em A) curva tensão cisalhante *versus* deslocamento horizontal para a tensão normal de 100 kPa e em B) curva deslocamento vertical *versus* deslocamento horizontal para a tensão normal de 100 kPa.



Fonte: O autor (2023)

Figura 26 - Resultado do ensaio de cisalhamento na condição inundada para contaminação com óleo diesel. Em A) curva tensão cisalhante *versus* deslocamento horizontal para a tensão normal de 200 kPa e em B) curva deslocamento vertical *versus* deslocamento horizontal para a tensão normal de 200 kPa.



Fonte: O autor (2023)

No que se refere às curvas de tensão cisalhante-deslocamento horizontal para o ensaio realizado em condições inundadas, é possível observar que o solo natural e as misturas contaminadas apresentaram comportamento semelhante à ruptura plástica, sugerindo que a presença da água desestruturou o solo compactado, conferindo comportamento semelhante ao de um solo arenoso fofo.

Além disso, verifica-se que o comportamento mecânico do solo contaminado com óleo diesel foi o mais reduzido, tendo em vista que as curvas do solo com a presença desse contaminante ficaram mais abaixo das curvas do solo natural do que as curvas dos demais contaminantes, bem como das curvas das mesmas contaminações em relação à condição não inundada.

Conforme observado nos ensaios de granulometria, a presença do contaminante no solo desencadeia uma reação de agregações das partículas finas. No entanto, o baixo desempenho mecânico apresentado pelos solos contaminados sugerem que a presença da água pode afetar essas reações, gerando a dispersão dos grumos das partículas contaminadas, possivelmente em razão da natureza apolar do contaminante e da natureza polar da água e das partículas finas do solo.

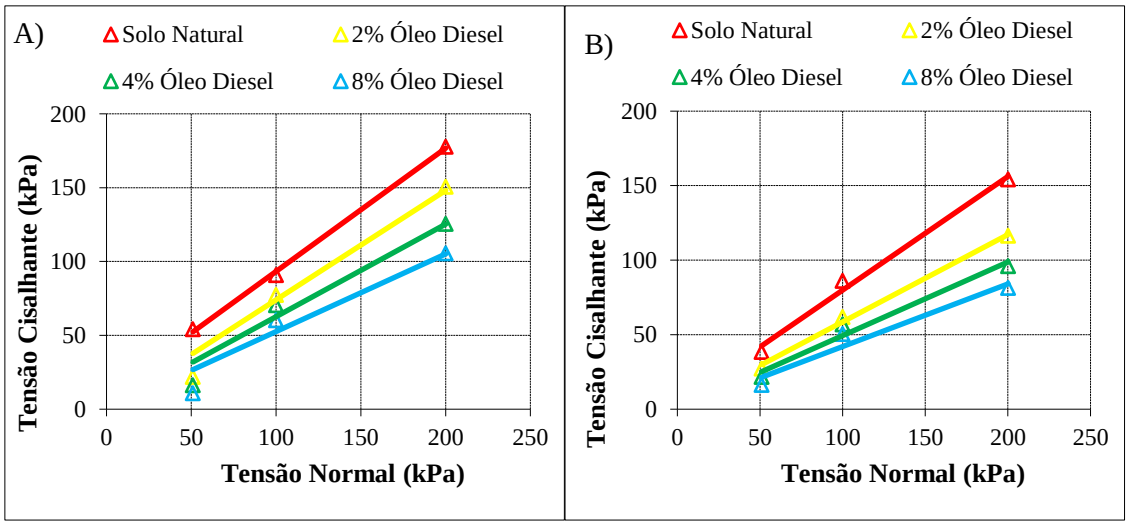
Tal efeito pode ser responsável pelo baixo desempenho mecânico observado nas amostras contaminadas. Portanto, é possível que haja algum potencial de colapso pela dispersão da estrutura do solo contaminado devido à presença da água.

No que se refere às curvas de deslocamento horizontal *versus* deslocamento vertical, os gráficos de deslocamento horizontal *versus* deslocamento vertical indicam um comportamento típico de um material arenoso fofo para solos natural e contaminado com os diferentes combustíveis, sugerindo que a saturação comprometeu a estrutura dos solos, resultando em uma configuração estrutural de menor desempenho mecânico.

Outro aspecto que convém ressaltar, quanto às maiores deformações observadas no solo contaminado, consiste na lixiviação dos combustíveis com finos aderidos devido à ação da água de inundação. O processo de inundação contribuiu para extração de uma parte do combustível da matriz de solo, gerando as maiores deformações observadas.

A partir dos resultados e curvas obtidas, conforme apresentadas anteriormente, foi possível realizar uma análise da influência da adição do óleo diesel nos parâmetros de resistência ao cisalhamento do solo. Utilizando o critério linear de Mohr-Coulomb foram geradas envoltórias de resistência para o solo natural e as diferentes contaminações em condições não inundadas (Figura 27a) e em condições inundadas (Figura 27b).

Figura 27 - Envoltórias de resistência dos solos natural e contaminado com óleo diesel. Em A), na condição não inundada e em B) na condição inundada.



Fonte: O autor (2023)

A partir das envoltórias de resistência foram obtidos os parâmetros intercepto de coesão (c) e ângulo de atrito (ϕ) de cada amostra, conforme apresentado na Tabela 15.

Tabela 15 - Parâmetros de cisalhamento em condições não inundadas e inundadas dos solos natural e contaminado com os diferentes combustíveis

Teor de Óleo Diesel (%)	Não inundado			Inundado		
	c (kPa)	ϕ (°)	R^2	c (kPa)	ϕ (°)	R^2
0	9,87	40,4	0,9934	3,62	37,1	0,9824
2	0,0	36,5	0,9851	0,0	30,4	0,9990
4	0,0	32,1	0,9979	0,0	26,3	0,9941
8	0,0	27,7	0,9926	0,0	22,8	0,9890

Fonte: O autor (2023)

Na Tabela 16 são apresentadas as variações em percentagem dos valores dos parâmetros de resistência ao cisalhamento dos solos contaminados em relação aos parâmetros obtidos com o solo natural.

Tabela 16 - Variação dos valores dos parâmetros de resistência ao cisalhamento dos diferentes solos contaminados em relação aos parâmetros do solo natural.

Condição do Ensaio	Parâmetro	Teor de Óleo Diesel		
		2%	4%	8%
Não Inundado	c (kPa)	100%	100%	100%
	ϕ (°)	9,65%	20,54%	31,44%
Inundado	c (kPa)	-	-	-
	ϕ (°)	20,83%	31,51%	40,63%

Fonte: O autor (2023)

De modo geral, nota-se que em ambas as condições de inundação do ensaio, a inclusão do óleo diesel ao solo influencia no intercepto de coesão, anulando essa parcela de resistência do solo independe do conteúdo do contaminante.

O solo natural apresentou coesão e ângulo de atrito de 9,87 kPa e 40,4º, respectivamente, para a condição não inundada, e 3,62 kPa e 37,1º, respectivamente, para

a condição inundada. Os parâmetros de cisalhamento do solo natural revelam um comportamento típico de uma areia bem graduada, compactada, de qualidade, adequada para utilização em aterro, justificando a sua utilização na construção da fundação do posto de combustível situado nas proximidades da jazida de onde ela foi coletada.

Dentre as contaminações, o teor de 8% de óleo diesel foi o que proporcionou os menores parâmetros de resistência ao cisalhamento: 0,0 kPa de coesão e 27,7° de ângulo de atrito na condição não inundada e 0,0 kPa de coesão e 22,8° de ângulo de atrito na condição inundada. Isso indica que houve reduções da ordem de 100% na coesão e 31,44% no ângulo de atrito para a condição não inundada em relação ao solo natural, além de redução de 40,63% no ângulo de atrito para condição inundada em relação ao solo natural.

O teor de 4% de óleo diesel foi a mistura que apresentou os valores intermediários dos parâmetros de resistência ao cisalhamento, da ordem de 0,0 kPa de coesão e 32,1° de ângulo de atrito para a condição não inundada, além de 0 kPa de coesão e 26,3° de ângulo de atrito para a condição inundada. Em termos percentuais, houve reduções também de 100% na coesão e 20,54% no ângulo de atrito para condição não inundada em relação ao solo natural e 31,5% no ângulo de atrito para a condição inundada em relação solo natural.

Já o teor de 2% de óleo diesel foi a contaminação que apresentou os maiores valores dos parâmetros de resistência ao cisalhamento, com aproximadamente 0,0 kPa de coesão e 36,5° de ângulo de atrito para a condição não inundada, e 0,0 kPa de coesão e 30,4° de ângulo de atrito para a condição inundada. Isso representa reduções de 100,0% na coesão e uma redução de 9,65% no ângulo de atrito para a condição não inundada em relação ao solo natural. Para condição inundada observou-se uma redução de 20,83% no ângulo de atrito.

Portanto, pode ser observado que para o quesito resistência ao cisalhamento, há uma relação inversamente proporcional entre o ângulo de atrito e o conteúdo de óleo diesel presente nas misturas com o solo, o que reforça a tese de que existem elementos presente no óleo diesel que lubrificam as partículas do solo, favorecendo sua compactação. Podem ser as mesmas substâncias que comprometem o atrito entre os grãos, fazendo com que o deslizamento de uma partícula contra outra seja favorecido.

Os resultados encontrados para o estudo da resistência ao cisalhamento do solo areno argiloso contaminado com óleo diesel corrobora com os relatos de Rahman *et al.*

(2010). No referido trabalho, os autores realizaram ensaios triaxiais em solo residual contaminado com óleo derivado de petróleo. Os autores relatam uma queda significativa do desempenho mecânico do solo contaminado, até mesmo para baixos conteúdos do contaminante, sendo observado parâmetros de resistência menores à medida que se aumenta o conteúdo de contaminante na matriz do solo.

Para Karkush e Al-taher (2017), analisando um solo oriundo do Iraque e contaminado com efluente de refinaria de petróleo, a coesão apresentou uma redução significativa, e o ângulo de atrito apenas pequena diminuição com o aumento da presença do efluente na matriz do solo. Ao avaliar os relatos dos autores e os resultados obtidos com o solo tropical do Nordeste brasileiro contaminado com óleo diesel comercial, nota-se que seja possível que as diferenças mineralógicas entre os solos tenham contribuído para o maior impacto do contaminante na redução do ângulo de atrito do solo avaliado no presente trabalho. Outro aspecto que pode justificar tal comportamento é que na presente pesquisa foi utilizado óleo diesel comercial, e no trabalho de Karkush e Al-taher (2017) foram avaliados efluentes em que as partículas oleosas podem estar também associadas com outros líquidos, até mesmo água, o que pode reduzir a quantidade de partículas lubrificantes envoltas das partículas, e por isso o efeito menos significativo no ângulo de atrito.

Em outras experiências como as de Askarbioki *et al*. (2019) foram avaliadas contaminações, em escala de laboratório, de uma areia argilosa (solo SC) do Irã contaminada com gasolina. Os autores relatam pequenas reduções na coesão e no ângulo de atrito à medida que se eleva o conteúdo do contaminante na matriz de solo. No entanto, é importante salientar que a gasolina e o óleo diesel possuem viscosidade diferentes, o que pode ter contribuído para o efeito da redução do ângulo de atrito com óleo diesel ser mais significativo. Outro aspecto importante a ser destacado é a diferença entre os conteúdos de contaminantes avaliados, que na experiência com a gasolina os autores utilizaram baixos valores de conteúdo do contaminante, da ordem de 1%, 3% e 5% de gasolina.

Em trabalhos mais atuais, Hussain e Al-Khafaji *et al.* (2020) também identificaram redução do desempenho mecânico do solo com a presença de contaminação por óleo residual derivado do refino do petróleo. Os autores utilizaram ensaios de resistência a compressão não confinado e observaram reduções de até 45% na resistência e de até 50% no módulo de elasticidade em comparação ao solo natural.

Na presença de óleo diesel, a diminuição no ângulo de atrito está relacionada a um aumento na viscosidade do fluido dos poros (Meegoda *et al.,* 1998). De acordo com Khosravi *et al.* (2013), o uso de óleo diesel reduziu, de forma pequena, o ângulo de atrito de um solo CL estudado pelos autores. O comportamento observado foi também atribuído à ação lubrificante do óleo diesel nas partículas do solo como responsável pela redução no ângulo de atrito. Esse comportamento também é corroborado por Al-Aghbari *et al*. (2011) que avaliaram solos SP e SPP-SM contaminados com combustível.

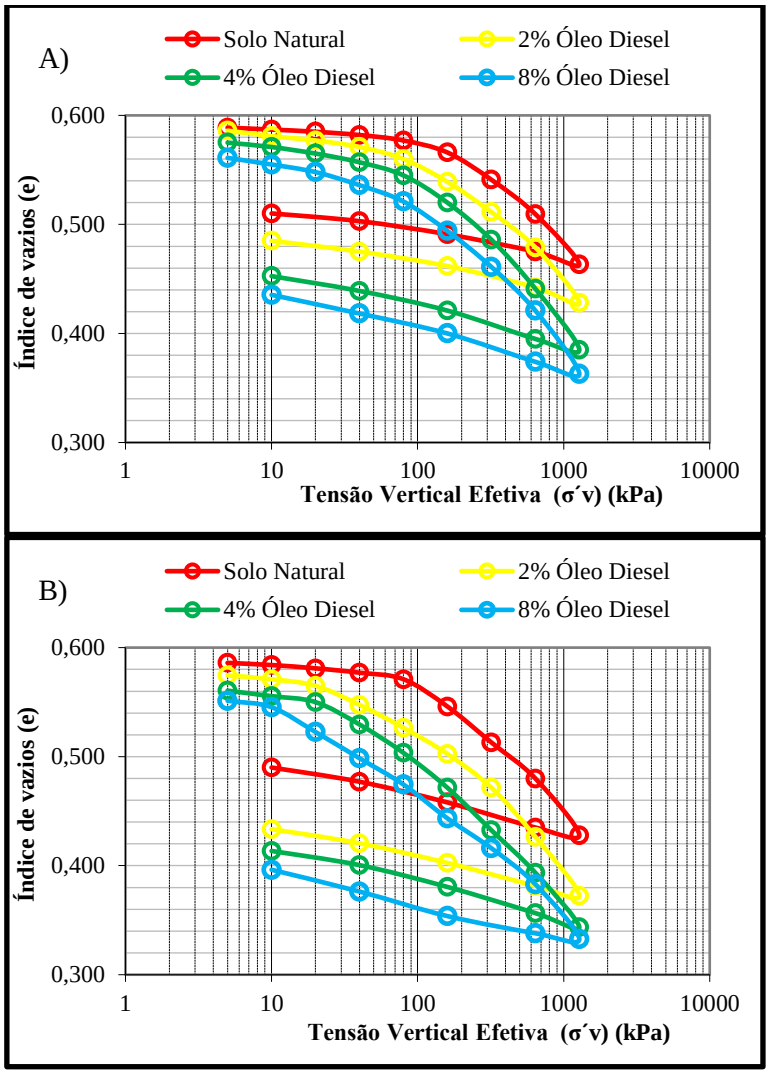
No que se refere à coesão é possível que a natureza mineralógica do solo e o tempo de exposição ao contaminante tenham contribuído para ocorrência de poucas reações, anulando a ação da fração argilosa e refletindo na predominância do comportamento não coesivo da fração arenosa do solo.

Portanto, para o quesito resistência ao cisalhamento verificou-se que a presença do contaminante no solo representa um cenário adverso, em termos geotécnicos, tendo em vista que a redução do desempenho mecânico causado pela contaminação pode gerar instabilidades de maciços caso ocorram contaminações nas proporções analisadas em solos com características semelhantes ao material investigado no presente trabalho.

4.3.3 Compressibilidade

Na Figura 28 são apresentadas as curvas de tensão vertical *versus* índice de vazios obtidas para o solo natural e contaminado com óleo diesel, para ambas as condições de inundação.

Figura 28 - Curva tensão vertical versus índice de vazios do solo natural e contaminado com óleo diesel. Em A) para a condição não inundada e em B) para a condição inundada



Fonte: O autor (2023)

Verifica-se que a adição do contaminante na matriz de solo, em ambas as condições de inundação, aumentou a inclinação da reta de compressão primária, sendo a maior inclinação observada para a mistura com teor de 8% de óleo diesel em relação ao solo natural.

Isso significa que a adição do contaminante aumentou a compressibilidade do solo contaminado em relação ao solo natural, observando-se uma relação diretamente proporcional, isto é, quanto maior o teor de contaminante, maior a inclinação da reta de compressão primária.

É importante salientar que mesmo que a estrutura do solo contaminado seja mais compactada em comparação a estrutura do solo natural, durante o carregamento do solo contaminado ocorre a drenagem de uma parte do líquido contaminante presente na matriz. O processo de extração do combustível na matriz pode ter contribuído para a formação de uma estrutura mais deformável do que o solo natural, ocasionando as maiores deformações observadas, apesar da melhor compactação do solo contaminado. É possível ainda que ao ser extraído da matriz, o combustível ocasione lixiviação das partículas menores e leves, que podem ter permanecido aderidas ao contaminante, devido adesividade das substâncias oleosas presentes nesse tipo de líquido.

Segundo Karkush e Al-taher (2017), de modo geral, a presença de contaminantes líquidos contendo hidrocarbonetos proporciona aumento da compressibilidade de solos. Os autores relataram aumento dos índices de compressão e descompressão e diminuições do índice de vazios, do índice de expansão, da tensão de sobreadensamento e do módulo de elasticidade do solo contaminado mediante o aumento do teor do contaminante. Askarbioki *et al*. (2019) estudaram contaminações em laboratório por gasolina em uma areia argilosa do Irã e observaram aumento no índice de compressão. Hussain e Al-Khafaji *et al.* (2020) também identificaram aumento no índice de compressão e redução da tensão de sobreadensamento, mediante aumento da concentração de contaminantes no solo.

Na contaminação com óleo diesel, nota-se o seguinte comportamento: as contaminações com 2% e 4% de óleo diesel apresentam queda de rigidez mais evidente a partir da tensão de 20 kPa (Figura 28A). Quanto à contaminação com 8% de óleo diesel, a queda de rigidez ocorre de forma mais evidente a partir da tensão de20 kPa.

Isso sugere que adição do óleo diesel tende a aumentar o trecho de compressão virgem e de reduzir a tensão de sobre adensamento em relação ao solo natural. É possível verificar ainda que há aumento da variação volumétrica com adição dos contaminantes, quando se compara os índices de vazios iniciais e finais das amostras, sendo esse efeito mais significativo na condição inundada.

Nas curvas de tensão vertical *versus* índice de vazios do solo contaminado com 2% e 4% de óleo diesel a partir da tensão vertical de 20 kPa é possível notar quedas de rigidez mais evidentes (Figura 28B). Por fim, no solo contaminado com 8% de óleo diesel a partir de 10 kPa verifica-se queda de rigidez mais evidente (Figura 28B).

Isso sugere que além da adição dos contaminantes, a inundação também contribui

para aumentar o trecho de compressão virgem e a redução da tensão de sobre adensamento em relação ao solo natural. Corroborando com os resultados observados na curvas de deslocamento horizontal *versus* deslocamento vertical do ensaio de cilhamento direto. Outro aspecto que vale ressaltar, é a possibilidade do solo contaminado ter apresentado colapso de sua estrutura devido a elevação do teor de umidade por dispersão dos grumos formados no solo contaminado.

Na Tabela 17 são apresentados os dados de índices de vazios iniciais (e_0) e finais (e_f) das amostras, bem como a diferença entre esses valores e a variação percentual em relação ao solo natural. Observa-se que a adição do óleo diesel aumentou a variação volumétrica, quando se compara a diferença entre os e_0 e e_f das amostras.

Para o solo natural, a diferença foi de 0,080 e 0,097, respectivamente, na condição não inundada e inundada.

Tabela 17 - Variação do índice de vazios inicial e final do solo natural e contaminado com óleo diesel.

Teor de óleo diesel (%)	Condição não inundado				Condição inundado			
	e_o	e_f	Δe	Δ em relação ao solo natural (%)	e_o	e_f	Δe	Δ em relação ao solo natural (%)
0	0,590	0,510	0,080	-	0,587	0,49	0,097	-
2	0,587	0,485	0,102	27,5%	0,579	0,434	0,145	49,5%
4	0,577	0,453	0,124	55,0%	0,57	0,414	0,156	60,8%
8	0,567	0,435	0,132	65,0%	0,563	0,396	0,167	72,2%

Fonte: O autor (2023)

Na contaminação com 2% de óleo diesel, essa diferença foi de 0,102 (aumento de 27,5%) na condição não inundada e 0,145 (aumento de 49,5%) na condição inundada. Na contaminação com 4% de óleo diesel os valores foram de 0,124 (aumento de 55,0%) na condição não inundada e 0,156 (aumento de 60,8%) na condição inundada. Na contaminação com 8% de óleo diesel, esses valores foram de 0,132 (aumento de 65,0%) na condição não inundada e 0,167 (aumento de 72,2%) na condição inundada.

Na Tabela 18 são apresentados os parâmetros de compressebilidade, índice de compressão (Cc) e o índice de descompressão (Cd) obtidos através das curvas de índice

de vazios *versus* tensão vertical efetiva (Figura 28). Verifica-se que a inclusão do combustível aumentou o índice de compressão e o índice de descompressão em relação ao solo natural, sendo que esses aumentos foram mais significativos para o índice de descompressão na condição de não inundação.

Tabela 18 - Parâmetros de compressibilidade nas condições não inundada e inundada dos solos natural e contaminado com os diferentes combustíveis.

Teor de óleo diesel (%)	Condição não inundada						Condição inundada					
	Cc	Δ de Cc	Cd	Δ de Cd	σ'a (kPa)	Δ de σ'a (kPa)	Cc	Δ de Cc	Cd	Δ de Cd	σ'a (kPa)	Δ de σ'a (kPa)
0	0,114	-	0,019	-	140	-	0,130	-	0,031	-	110	-
2	0,121	6,1%	0,024	24,6%	110	-30	0,144	10,8%	0,031	-	85	-25
4	0,150	31,6%	0,032	66,2%	105	-35	0,164	25,4%	0,032	3%	65	-45
8	0,162	42,1%	0,034	76,6%	102	-38	0,166	27,7%	0,032	3%	45	-65

Fonte: O autor (2023)

Na contaminação com óleo diesel, no que se refere ao índice de compressão (Cc), observa-se que houve aumento à medida que o teor do contaminante foi aumentado, sendo obtidos os seguintes valores: 0,114; 0,121; 0,150 e 0,162, respectivamente, para os teores de 0%, 2%, 4% e 8% de óleo diesel para condição não inundada. Já na condição inundada os valores de Cc obtidos foram de 0,130; 0,144; 0,164 e 0,166, respectivamente, para os teores de 0%, 2%, 4% e 8%.

Em termo percentuais, verifica-se que a mistura com 2% de óleo diesel proporcionou aumentos no índice de compressão de 6,1% e 11%, respectivamente, para as condições não inundada e inundada. Já na mistura com 4% de óleo diesel, esses aumentos representaram cerca de 31,6% na condição não inundada e de 31% na condição inundada. Na mistura com 8% de óleo diesel, os aumentos observados no índice de compressão foram de 42,1% na condição não inundada e 76% na condição inundada. Isso indica que, dependendo do nível de tensão aplicada, da proporção entre os materiais e da condição de inundação, a adição do óleo diesel no solo areno argiloso pode elevar as deformações por compressão primária em mais de 30% em relação ao solo natural.

Quanto ao índice de descompressão (Cd), os valores obtidos na condição não inundada foram de 0,024 para a mistura com 2% de óleo diesel, de 0,032 para mistura com 4% de óleo diesel e de 0,034 para mistura com 8% de óleo diesel. Na condição inundada esses valores foram de 0,031, 0,032 e 0,032 respectivamente, para os teores de

2%, 4% e 8% de óleo diesel. Isso indica que o óleo diesel tende a aumentar de forma não tão significativa o potencial de expansão do solo devido ao alívio de tensão.

Portanto, para o quesito de compressibilidade verificou-se que a presença do contaminante no solo também representa um cenário adverso, em termos geotécnicos, tendo em vista que há aumento das deformações por acréscimo ou por alívio de tensões devido à presença do contaminante, podendo ocasionar rupturas de maciços de solo, caso ocorram contaminações nas proporções analisadas em materiais com características semelhantes ao investigado no presente trabalho.

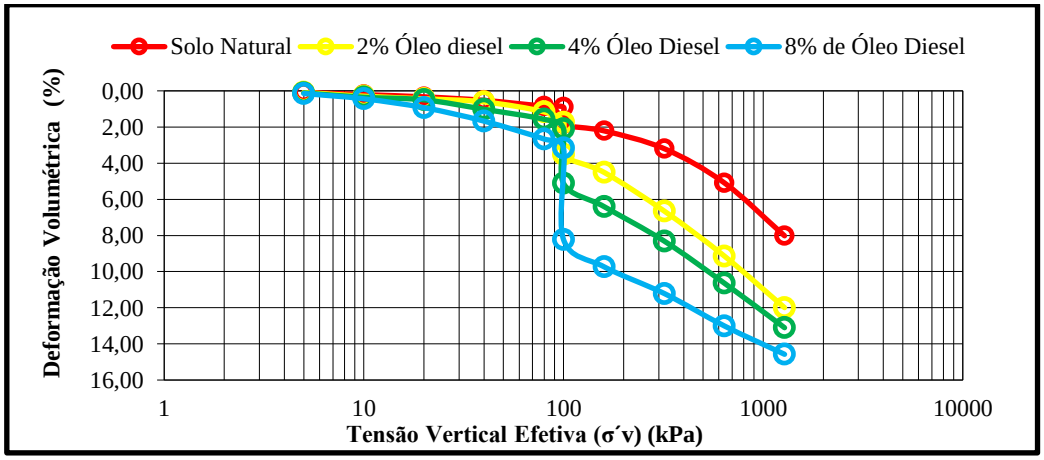
4.3.4 Potencial de colapso

As curvas de tensão *versus* deformação volumétrica utilizada para avaliação do potencial de colapso dos solos naturais e contaminado com óleo diesel é apresentada na Figura 29.

Nota-se que o solo natural, ao ser inundado com água na tensão de 100 kPa, apresentou pequena deformação volumétrica, sugerindo existir um baixo potencial de colapso da estrutura em relação à elevação do teor de umidade.

No entanto, o solo contaminado com o óleo diesel apresentou elevação da deformação volumétrica ao ser inundado com água na tensão de 100 kPa, sugerindo haver uma relação diretamente proporcional entre o conteúdo de contaminante presente no solo e o potencial de colapso.

Figura 29 - Curva tensão *versus* deformação Volumétrica do solo pelo ensaio edométrico simples com inundação na tensão de 100 kPa dos solos natural e contaminado com óleo diesel.



Fonte: O autor (2023)

É possível que o solo contaminado, ao ser inundado, tenha suas deformações elevadas em relação ao solo por ação de lixiviação/extração de parte dos combustíveis que compõem a matriz do solo. Tal processo pode proporcionar carreamento de finos que estejam aderidos aos combustíveis por adesividade das substâncias oleosas presentes nos combustíveis, refletindo em aumentos do potencial de colapso do solo contaminado em comparação ao solo natural.

Em termos de valores, o potencial de colapso dos solos natural e contaminado é apresentado na Tabela 19 e classificado pelo critério de Jennings e Knight (1975).

Nota-se que o solo natural apresentou apenas 0,94% de potencial de colapso, mas para o solo contaminado com 2%, 4% e 8% de óleo diesel os valores observados foram da ordem de 1,78%, 3,01% e 5,09%, respectivamente. Portanto, fica evidenciado que, de fato, o óleo diesel proporcionou a formação de uma estrutura com maior potencial de colapso quando inundado por água.

Tabela 19 - Potencial de colapso dos solos natural e contaminado com óleo diesel na tensão de 100 kPa pelo critério de Jennings e Knight (1975)

Teor de óleo diesel (%)	Índice de vazio			Potencial de Colapso (%)
	Inicial	Antes da inundação	Após inundação	
0	0,593	0,579	0,564	0,94
2	0,588	0,56	0,532	1,78
4	0,582	0,544	0,497	3,01
8	0,566	0,527	0,447	5,09

Fonte: O autor

De acordo com Jennings e Knight (1975) o “Potencial de Colapso” (PC) de solos pode ser classificado da seguinte forma: $0 < PC < 1$ – Sem problema, $1 < PC < 5$ – Problema moderado, $5 < PC < 10$ – Problemático, $10 < PC < 20$ – Problema grave e $PC > 20$ – Problema muito grave. Portanto, seguindo o critério de Jennings e Knight (1975), o potencial de colapso do solo natural é classificado como sem problema, o solo contaminado com 2% e 4% de óleo diesel são classificados como problema moderado e, por fim, o solo contaminado com 8% de óleo diesel é classificado como problemático.

O potencial de colapso dos solos natural e contaminado também foi calculado pelo critério de Lutenegger e Saber (1988), conforme apresentado na Tabela 20.

De acordo com Lutenegger e Saber (1988), o “Potencial de Colapso” (I) de solos pode estar relacionado à gravidade de problemas que esses solos podem ocasionar em fundações, taludes e demais estruturas geotécnicas da seguinte forma: até 2% - problemas leves, de 2% até 6% - problemas moderados e de 6% até 10% - problema altos.

Tabela 20 - Potencial de colapso dos solos natural e contaminado com óleo diesel na tensão de 100 kPa pelo critério de Lutenegger e Saber (1988).

Teor de óleo diesel (%)	Índice de vazio		Potencial de colapso (%)
	Antes da inundação	Após inundação	
0	0,579	0,564	0,95
2	0,56	0,532	1,79
4	0,544	0,497	3,04
8	0,527	0,447	5,24

Fonte: O autor (2023)

A contaminação com 2% foi classificada como problemas leves (I = 1,79%), a contaminação com 4% foi classificada como problemas moderados (I = 3,04%) e a contaminação com 8% foi classificada como problemas altos (I = 5,24%).

Os resultados sugerem que as agregações das partículas finas no solo, mediante à presença do contaminante, são desaglomeradas na presença da água. Tal efeito deve estar associado à natureza polar da água e apolar do óleo diesel. A atração eletrostática existente entre as partículas de argila e da água podem ser responsáveis pela quebra das aglomerações do solo contaminado, gerando possivelmente os incrementos de colapso da estrutura do solo contaminado.

Outro aspecto que influencia na elevação do potencial de colapso está na tendência de expulsão do óleo diesel da matriz ao sofrer solicitações mecânicas ou inundação de água. Além disso, Costa Filho e Jucá (1996) descrevem um recalque por colapso devido à lixiviação/dispersão físico-química do solo mediante contaminação por efluente industrial. Para os autores, a presença do contaminante na matriz do solo ou no líquido de inundação pode proporcionar perda de cimentação ou de agregação entre partículas, bem como o colapso por simples alteração físico-química do material. É provável que tal mecanismo de colapso por lixiviação/dispersão seja o mesmo que ocorre no solo contaminado por combustíveis.

Portanto, assim como os resultados obtidos para a resistência ao cisalhamento e à compressibilidade, os resultados de potencial de colapso chamam atenção para a

problemática que contaminações por óleo diesel em solo pode acarretar, para além das questões ambientais. Ficam evidentes que essas contaminações também afetam o desempenho geotécnico do solo.

4.3.4 Condutividade hidráulica

Na Tabela 21 são apresentados os resultados da condutividade hidráulica saturada ($K_{água}$) e permeabilidade intrínseca (k_i) do solo natural e das misturas com os diferentes teores de óleo diesel. Salienta-se que não foi possível aferir a permeabilidade na condição de compactação, tendo em vista que os corpos de prova do solo contaminado apresentaram deformações ao entrar em contato com água, devido ao colapso por lixiviação/dispersão dos grumos formado no solo pela presença do contaminante e expulsa do óleo diesel da matriz. Dessa forma, serão apresentados a seguir os resultados para a condição saturada com água, sendo que a estrutura das amostras fora alterada devido ao processo de saturação. Essa foi uma limitação metodológica encontrada no decorrer da pesquisa.

O solo natural apresentou coeficiente de condutividade hidráulica saturado de 1,58 x 10^{-5} cm/s. Nota-se que os solos contaminados com 2% e 4% de óleo diesel apresentaram coeficientes de condutividade hidráulica semelhantes, com cerca de 3,71 x 10^{-6} cm/s e 1,41 x 10^{-6} cm/s, respectivamente. Por outro lado, o solo contaminado com teor de 8% de óleo diesel apresentou condutividade hidráulica da ordem 1,07 x 10^{-7} cm/s. Portanto, é possível observar que houve redução no coeficiente de condutividade hidráulica em uma ordem de grandeza em relação ao coeficiente de condutividade hidráulica do solo natural para o conteúdo de 2% e 4% de óleo diesel e redução de duas ordens para o solo contaminado com 2% de óleo diesel.

Tabela 21 - Condutividade hidráulica dos solos natural e contaminado com óleo diesel.

Percentual de óleo diesel (%)	$K_{água}$ (cm/s)	η (%)	k_i (cm²)
0	1,58 x 10^{-5}	37	1,58 x 10^{-12}
2	3,71 x 10^{-6}	36,3	3,87 x 10^{-13}
4	1,41 x 10^{-6}	35,7	1,59 x 10^{-13}
8	1,07 x 10^{-7}	34,3	1,38 x 10^{-14}

Fonte: O autor

A permeabilidade intrínseca variou de 1,58 x 10^{-12} cm² do solo natural até 1,38 x 10^{-14} cm² do solo contaminado com 8% de óleo diesel. De acordo com Mesri e Olson (1971), há uma relação inversamente proporcional entre a polaridade e a permeabilidade a um líquido o que pode ocasionar em alterações no meio físico, sobretudo na quantidade e forma dos vazios do referido meio físico. No entanto, a permeabilidade intrínseca é uma propriedade inerente ao meio físico, os resultados obtidos revelam que a presença da água no solo contaminado promove uma tendência de redução dos vazios ocasionando menores permeabilidades.

Como a estrutura do solo é alterada pela presença da água e a permeabilidade intrínseca é uma propriedade inerente ao meio, isto limitaria a aplicação da Equação de Nutting para o cálculo da permeabilidade intrínseca.

Os resultados obtidos no presente trabalho corroboram com os relatos de Rahman *et al*. (2010), Akinwumi *et al.* (2014), Karkush; Al-Taher, (2017), Al-Aghbari *et al*. (2011) e Heris *et al*. (2020).

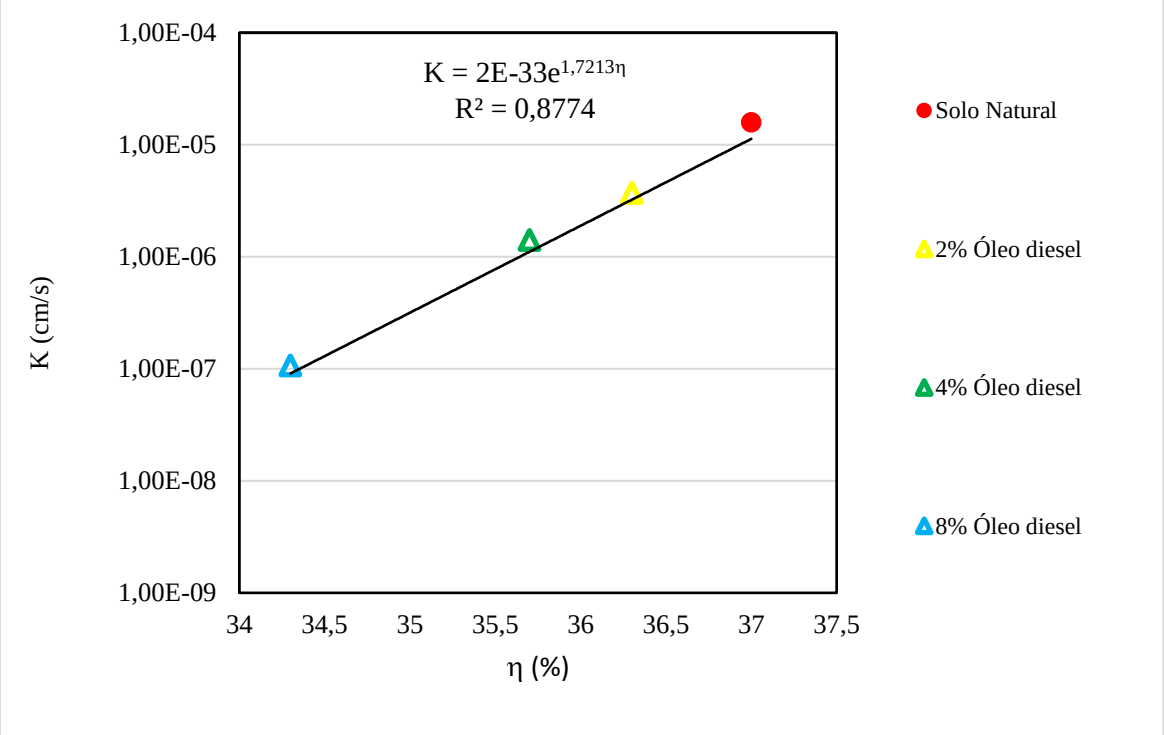
É importante salientar que os autores atribuem a redução do coeficiente permeabilidade do solo contaminado a melhorias na compactação ou à formação de novos minerais argilosos no caso dos combustíveis com presença de impurezas inorgânicas, acarretando diminuição da porosidade do solo e, consequentemente, na redução da permeabilidade.

No caso do combustível do presente estudo, não foram verificadas alterações significativas nos óxidos e possivelmente não ocorreu nenhuma alteração mineralógica devido à contaminação, visto que nos combustíveis utilizados provavelmente não constavam impurezas metálicas em sua composição, como no caso de Heris *et al*. (2020). Portanto, a redução na condutividade hidráulica observada no presente trabalho não se deve a nenhuma alteração mineralógica.

Pelos ensaios de compactação, é possível observar que a contaminação possibilitou uma estrutura menos porosa que pode ter contribuído para redução da permeabilidade. No entanto, conforme observado nos ensaios de compressibilidade, a presença da água pode ter ocasionado colapso da estrutura do solo contaminado, conferindo à massa contaminada maiores deformações devido à redução dos poros. É provável que a redução da permeabilidade com a presença do contaminante esteja relacionada com esse possível colapso da estrutura do solo contaminado durante o processo de saturação das amostras antes de iniciar o fluxo de água para medição da permeabilidade, conforme metodologia do ensaio.

Na Figura 30 é apresentada a relação entre o coeficiente de condutividade hidráulica e a porosidade do solo após realização do ensaio, onde é possível observar que a condutividade hidráulica corresponde a uma relação exponencial em relação à porosidade do solo. Tais resultados reforçam a ideia de que a redução do coeficiente de permeabilidade observada no solo contaminado da presente pesquisa pode ter relação com o colapso da estrutura durante processo de saturação da amostra, tendo em vista que durante o colapso da estrutura há redução da porosidade.

Figura 30 - $K_{água}$ *versus.* porosidade de solo natural e contaminado com óleo diesel.

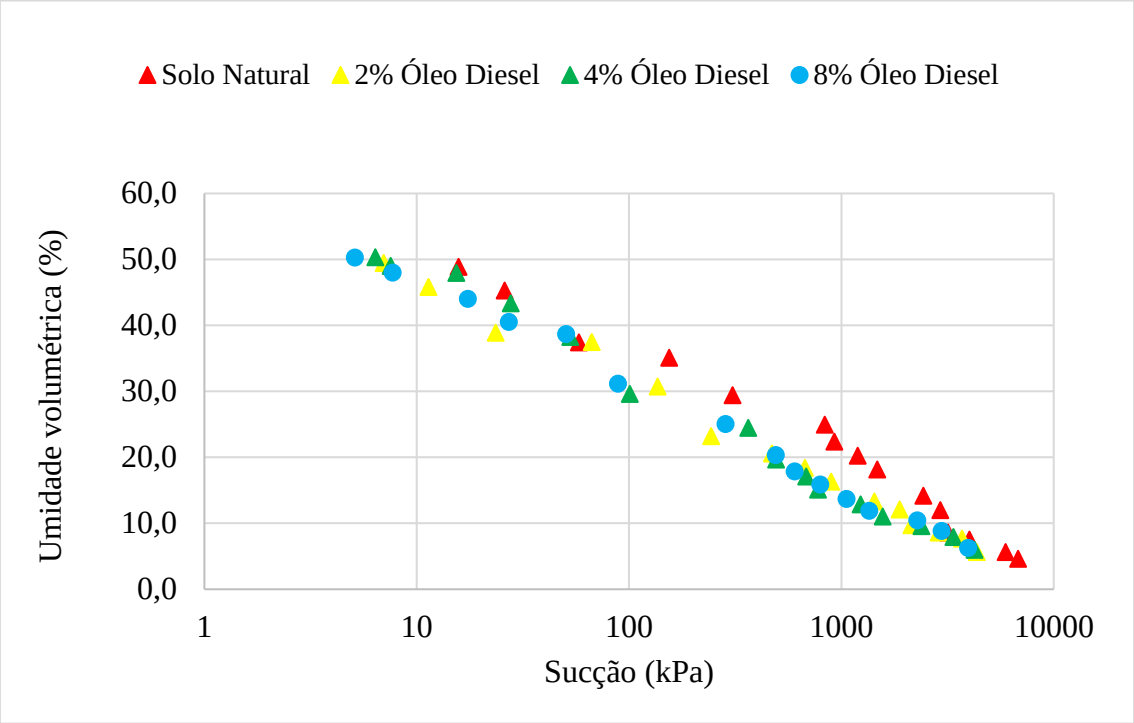


Fonte: O autor (2023)

4.3.5 Curva de retenção de água

Os resultados das curvas características de retenção de umidade para o solo contaminado com óleo diesel são apresentados na Figura 31.

Figura 31 - Curvas de retenção de água de laboratório obtidas pelas trajetória de secagem: sucção matricial *versus* umidade dos solos natural e contaminado com óleo diesel.



Fonte: O autor (2023)

Observa-se que tanto o solo natural quanto o solo contaminado apresentaram formato de curva unimodal. A compactação pode ter promovido a homogeneização dos poros, gerando esse comportamento (Oliveira Júnior *et al*., 2023).

É possível observar que, de modo geral, as curvas do solo contaminado apresentaram formato próximo ao solo natural, sugerindo que, apesar da contaminação, o solo ainda exerce forte influência na retenção de umidade.

Na sucção matricial (Figura 31), nota-se que os valores medidos para os solos contaminados foram inferiores aos valores do solo natural. Esse comportamento é evidenciado no gráfico devido à concentração dos pontos de medição sucção-umidade da Figura 31 estarem situados abaixo dos pontos medidos para o solo natural.

No gráfico das curvas de retenção dos materiais contaminados há uma tendência de diminuição da sucção de entrada de ar e elevação da umidade de saturação, o que sugere aumento dos poros e armazenamento de água livre, divergindo assim dos resultados observados no ensaio de compactação e reforçando os resultados de que a estrutura do solo contaminado é instável ao sofrer variação de umidade. É importante

destacar que a saturação pode ter promovido expulsão de parte do diesel, impactando nos resultados obtidos devido a ordem de molhabilidade dos diferentes líquidos.

Esses resultados corroboram com os relatos de Wada (2011) e Mendonza *et al.* (2021). No caso do estudo de Mendonza *et al.* (2021), há relatos de reduções mais significativas da sucção matricial do que as reduções observadas na presente pesquisa.

Esse comportamento pode estar associado com a tendência que o contaminante tem de flocular/agregar a fração fina do solo em grãos maiores, proporcionando, com isso, uma menor quantidade de água retida nos microporos.

Apesar dos solos contaminados apresentarem maior compactação e menores vazios do que o solo natural, o que na teoria deveria elevar a sucção matricial (Oliveira *et al.*, 2021). A sucção matricial está relacionada a dois aspectos do solo: o efeito capilar dos interstícios formados pelos vazios entre os grãos e o efeito de atração eletrostática da superfície das partículas de argilas pela água.

Portanto, os valores de sucção matricial dos solos contaminados podem ser inferiores aos do solo natural, devido à formação das agregações das partículas de argila, comportando-se como um solo de textura mais grossa, e o óleo diesel pode funcionar como uma barreira, impedindo a atração eletrostática entre a água e as partículas de argila reduzindo a retenção da água na matriz. Enquanto no solo natural, os finos se encontram livres da barreira de contaminação para interagir com a água, retendo-a na matriz. Nesse sentido é provável que para baixos valores de sucção, os poros maiores controlem a dessaturação inicial das amostras.

É importante salientar que as reduções observadas na sucção matricial corroboram com a redução do desempenho mecânico obtido nos resultados de resistência ao cisalhamento e de compressibilidade, em condições inundadas e não inundadas do solo contaminado, em relação ao solo natural.

As curvas de sucção matricial foram ajustadas ao modelo de van Genuchten, e os parâmetros de ajuste são apresentados na Tabela 22. Observa-se que os parâmetros indicam que o modelo numérico adotado apresentou ajuste adequado com capacidade de representar em mais de 97% dos dados experimentais.

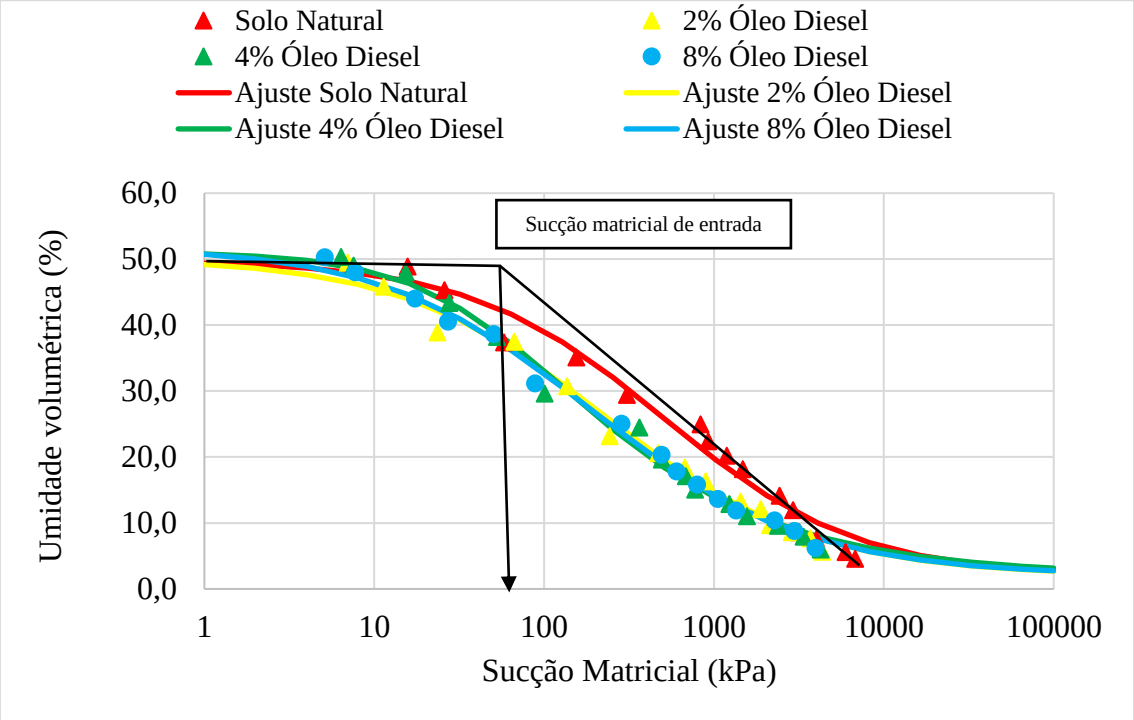
Tabela 22 - Parâmetros da equação de van Genuchten (1980) e coeficientes de determinação (R^2) obtidos nos ajustes das curvas de retenção de água de laboratório obtidas pela trajetória de secagem dos solos natural e contaminado com óleo diesel

Teor de Óleo Diesel (%)	a	n	m	R^2
0	0,0020	0,7690	1,000	0,9725
2	0,0048	0,7250	0,9411	0,9883
4	0,0148	1,0257	0,4997	0,9816
8	0,0062	0,7164	0,9068	0,9748

Fonte: O autor (2023)

Na Figura 32 são apresentadas as curvas ajustadas da contaminação com óleo diesel.

Figura 32 - Ajuste da curva dos solos natural e contaminado com óleo diesel ao modelo de van Genuchten (1980).



Fonte: O autor (2023)

Ao avaliar as curvas é possível verificar que houve redução no trecho de saturação até o ponto de sucção matricial de entrada de ar, bem como aumentos nas umidades volumétricas de saturação e aumentos pouco significativos na umidade volumétrica

residual em comparação ao solo natural. Isso indica que a adição do contaminante ao solo reduziu a sucção matricial de entrada de ar em comparação ao solo natural, sendo a relação diretamente proporcional ao teor do contaminante.

Para Wada (2011), o pequeno aumento da umidade residual de solos contaminados por substâncias oleosas está associado às condições de realização do ensaio que não possibilitam a evaporação de tais substâncias, permanecendo assim no solo.

O combustível tende a flocular as partículas finas do solo, ocasionando a retenção do combustível na matriz, no interior das agregações formadas pela contaminação. Como as curvas foram construídas pela trajetória de secagem, é possível que o teor de umidade volumétrica de saturação e residual tenham sido incrementadas pelo volume de combustível em fase líquida que possivelmente ficou retido na matriz. Portanto pode ser que o incremento de umidade volumétrica de saturação e residual seja na verdade de combustível e não necessariamente de água propriamente dita, em comparação ao solo natural, conforme relatado por Wada (2011). Ou ainda mesmo que seja água retida, não foi um volume suficiente para desagregar a estrutura partícula-combustível-partícula e evaporar em seguida, ficando assim retida no interior dos grumos. No entanto, acredita-se mais na primeira hipótese, pois caso fosse água retida no interior das agregações/flocos de argila com óleo diesel, a sucção matricial deveria ter apresentado elevações em relação às sucções matriciais do solo natural.

É importante salientar que não foi possível construir a curva de retenção de água sucção matricial – umidade volumétrica pela trajetória de umedecimento, e assim avaliar a histerese do solo contaminado pelos diferentes combustíveis. Ao tentar realizar o umedecimento das amostras foi verificado que grande parte da fração fina foi lixiviada para o papel filtro, e até mesmo verificou-se presença de combustível no papel filtro devido à lixiviação ocasionada pelo umedecimento, comprometendo, com isso, as leituras de sucção.

Os parâmetros obtidos através das curvas de retenção de água dos solos natural e contaminado pelo combustível são apresentados na Tabela 23. Observa-se que o ponto de entrada do solo natural foi da ordem de 80 kPa, valor típico de solo arenoso.

Com a contaminação com óleo diesel, os valores de sucção de entrada de ar foram da ordem de 60 kPa para a contaminação com 2% (aproximadamente 25% de redução em relação ao solo natural), 45 kPa para a contaminação com 4% (aproximadamente 44% de

redução em relação ao solo natural) e 40 kPa para a contaminação com 8% (aproximadamente 50% de redução em relação ao solo natural).

Tabela 23 - Ajuste da curva dos solos natural e contaminado com óleo diesel ao modelo de van Genuchten (1980).

Teor de óleo diesel (%)	ψ entrada de ar (kPa)	Δ de ψ entrada de ar (%)	θ residual (%)	Δ de θ residual (%)	C	Δ de C (%)	θcc (%)	Δ de θcc (%)	WS_{max} (cm)	Δ de Ws_{max} (%)
0	80	-	2	-	0,51	-	51,52	-	2060,8	-
2	60	25%	2,1	5%	0,82	61%	46,48	-10%	1859,2	-10%
4	45	44%	2,2	10%	1,06	108%	45,69	-11%	1827,6	-11%
8	40	50%	2,3	15%	1,08	112%	46,62	-10%	1864,8	-10%

Fonte: O autor (2023)

No que se refere ao teor de umidade volumétrica residual, para o solo natural foi obtido um valor de 2%. Para a contaminação com óleo diesel esses valores foram da ordem de 2,1% para a contaminação com 2% (representando aumento de 5% em comparação ao solo natural), de 2,2 % para a contaminação com 4% (representando aumento de 10% em comparação ao solo natural) e de 2,3% para a contaminação com 8% (representando aumento de 15% em comparação ao solo natural).

O teor de umidade volumétrica residual apresentou baixos percentuais de incrementos e podem estar associados à retenção dos combustíveis em fase líquida na matriz do solo, como já relatado anteriormente.

A capacidade de sucção ou capacidade diferencial de umidade foi calculada para o trecho após o ponto de entrada de ar da curva de umidade volumétrica *versus* sucção matricial que apresenta tendência mais linear (sucção após 100 kPa). O solo natural apresentou valor de C da ordem de 0,51%. Para a contaminação com óleo diesel, os valores obtidos da capacidade de sucção foram da ordem de 0,82%, 1,06% e 1,08% para conteúdos respectivamente de 2%, 4% e 8%, reforçando a proporção diretamente proporcional.

De acordo com Oliveira Júnior *et al.* (2023), a capacidade de sucção ou capacidade diferencial de umidade descreve a relação entre a quantidade de água que o material ganha ou perde devido à variação da sucção. Ou seja, para as contaminações com óleo diesel há

uma capacidade de perder ou ganhar umidade de até 1,08% para a mesma faixa de variação de sucção do que o solo natural, onde essa capacidade é da ordem de 0,51%.

Quanto à capacidade de campo (θcc) e à capacidade de armazenamento de água máxima (WSmax.) foram observados crescentes reduções à medida que se aumente o teor dos combustíveis.

Portanto, os resultados observados de capacidade de campo dos solos natural e contaminado pelos diferentes combustíveis reduziram o conteúdo de água depois que o material saturado drena e atinge o equilíbrio por ação da gravidade, tendo em vista que o conteúdo dos combustíveis apresentou relação inversamente proporcional à capacidade de campo. Isso comprova que a inclusão dos combustíveis ao solo favoreceu para menor retenção de água pela matriz contaminada.

Em termos geotécnicos, esses resultados chamam atenção para possíveis contaminações em locais onde os solos são sujeitos a variações de ciclos de umedecimento e secagem, como por exemplo a região semiárida do Nordeste brasileiro e estruturas como aterros rodoviários ou aterros de fundação em postos de combustíveis quando há deficiência de drenagem pluvial (maior disponibilidade de água para infiltração no solo) e possibilidade de derramamento de combustível em pista ou vazamentos de tanques de armazenamentos de postos de revenda.

4.4 EXPERIMENTO PARA REMEDIAÇÃO DO SOLO CONTAMINADO

Diante dos resultados apresentados anteriormente, a contaminação com 8% de óleo diesel, por apresentar os piores resultados na avaliação geotécnica, foi selecionada para avaliação experimental de uma possível remediação, utilizando resíduos e materiais de fácil acesso nas regiões semiáridas, visando inserir tais materiais em um novo ciclo produtivo e dando melhor destinação, conforme definido no conceito de economia circular. Por essa razão foram utilizados o biossólido de uma ETE e o composto orgânico de uma agroindústria.

Nos próximos itens são apresentados os resultados obtidos com os experimentos de biopilhas de bancadas, utilizando a bioestimulação da microbiota do solo a partir dos materiais estruturantes avaliados. As variáveis de interesse são a concentração de

dosagem de material estruturante, tempo, teor de hidrocarbonetos totais de petróleo (HTP), teor de matéria orgânica, teor de nitrogênio, relação C/N, sólidos voláteis, pH, umidade, condutividade elétrica, contagem de bactérias heterotróficas totais (BHT), fungos totais (FT), taxa de remoção de biodegradação, taxa de produção de dióxido de oxigênio na respiroteria basal, teores de areia, silte e argila, densidade dos grãos, limites de liquidez e plasticidade, índice de plasticidade, umidade ótima, peso específico seco máximo e resistência à compressão não confinada. Ressalta-se que são apresentados os resultados médios, tendo em vista que foram coletadas amostras em triplicata de cada biopilha, sendo elas construídas em duplicata.

4.4.1 Concentração de HTP

Na Tabela 24 e na Figura 33 são apresentados os resultados de quantidade de hidrocarbonetos nas diferentes biopilhas durante todo o período de estudo. No tempo 0, foi realizado a quantificação de hidrocarbonetos das cinco biopilhas, mas como o solo contaminado era o mesmo em todas as biopilhas, realizou-se uma média dos valores obtidos, e o gráfico das biopilhas partiram de uma concentração de 6.308 g/kg de HTP.

A primeira leitura foi realizada após 7 dias de montagem do experimento, as remoções de HTP nesse período inicial se deve fundamentalmente à volatilização do óleo diesel. Para Saviozzi et al. (2009), para contaminações com óleo diesel a parcela volatilizada é pequena e está relacionada com revolvimento das biopilhas para aeração.

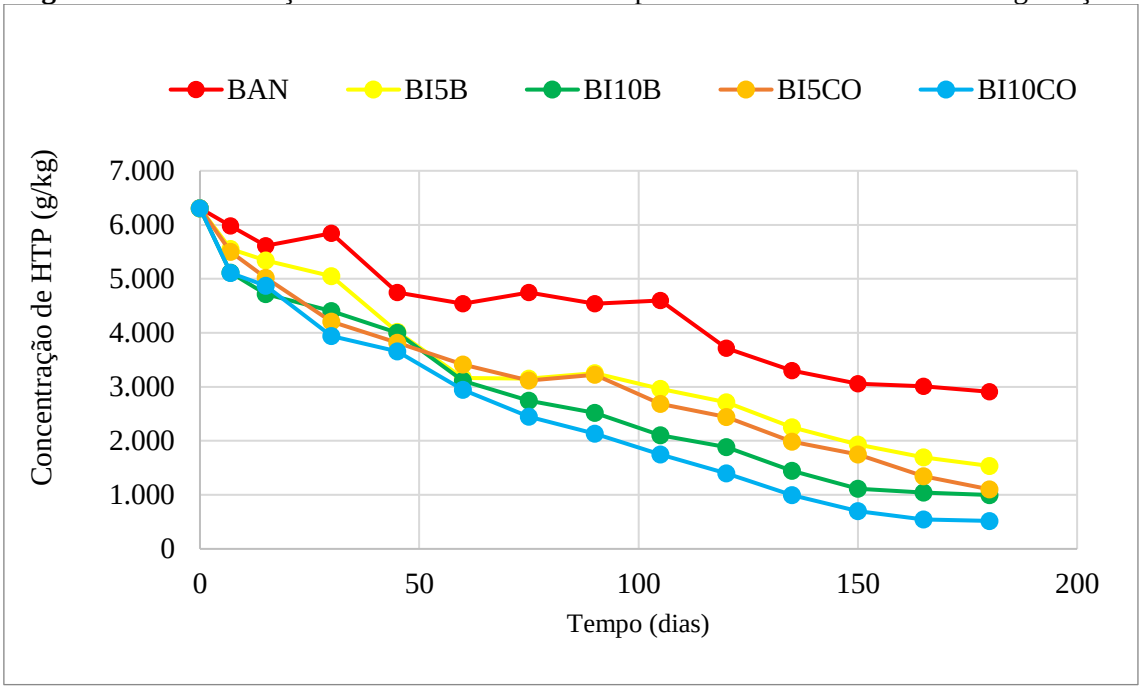
Observa-se que as concentrações de HTP variaram de acordo com os teores de materiais estruturantes. No entanto, é importante salientar que devido à dificuldade em se obter um grau elevado de homogeneidade nas misturas “solo+contaminante+material” estruturantes nas biopilhas, justifica-se dessa forma a ocorrência por vezes de quantidade de hidrocarbonetos maiores do que nos resultados anteriores, conforme salientado por Morais (2005).

Tabela 24 - Concentração de hidrocarbonetos de petróleo nas diferentes biopilhas durante 180 dias de biodegradação.

	Concentração de HTP (g/kg)				
Experimento	BAN	BI5B	BI10B	BI5CO	BI10CO
T0	6.308	6.308	6.308	6.308	6.308
T7	5.978	5.553	5.113	5.501	5.111
T15	5.614	5.341	4.716	5.017	4.874
T30	5.846	5.051	4.401	4.208	3.941
T45	4.749	4.017	4.001	3.814	3.654
T60	4.542	3.162	3.114	3.414	2.945
T75	4.749	3.151	2.741	3.115	2.448
T90	4.542	3.251	2.518	3.221	2.131
T105	4.601	2.965	2.103	2.685	1.746
T120	3.714	2.714	1.884	2.441	1.396
T135	3.303	2.254	1.447	1.987	996
T150	3.057	1.934	1.112	1.745	699
T165	3.010	1.697	1.045	1.346	546
T180	2.909	1.536	998	1.103	501
% Remoção de HTP	-53,88%	-75,65%	-84,18%	-82,51%	-92,06%

Fonte: O autor

Figura 33 - Concentração de HTP nas diferentes biopilhas durante 180 dias de biodegradação.



Fonte: O autor (2023)

Ao avaliar os resultados de concentração de HTP das biopilhas, nota-se que o solo contaminado apresentou uma atenuação natural, resultando em uma redução de 53,88% de HTP após 180 dias de incubação. Dentre os tratamentos realizados com bioestímulo, utilizando materiais estruturantes, observa-se que a adição do composto orgânico foi o que mais promoveu redução de HTP, em comparação ao biossólido de ETE, sendo os melhores resultados obtidos para a adição de 10% de composto orgânico (92,06% de redução de HTP) e de 10% de biossólido (84,18% de redução de HTP).

Portanto, conclui-se que a adição do composto orgânico reduziu 1,63 vezes a mais do que a atenuação natural, e o biossólido reduziu 1,56 vezes em relação à atenuação natural.

Esses resultados corroboram com Guimarães (2018), que encontrou reduções da ordem de 88% de HTP em um solo contaminado com óleo diesel e tratado com composto orgânico.

Como forma de avaliar o padrão de concentração de HTP em relação as legislações ambientais vigentes, a qualidade dos solos e das águas devido a acidentes relacionados a contaminação com combustíveis está relaciona com uma série de leis, resoluções e decretos municipais que visam mitigar os danos ambientais. Em 2009, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), estabeleceram a Resolução n° 420 que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo em relação a presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento de áreas contaminadas. Segundo a referida resolução são utilizados como padrão os valores orientadores para solos e águas subterrâneas da CETESB, que por sua vez se baseou na Lista Holandesa de valores de referência de qualidade do solo e da água subterrânea no ano de 1994. A lista Holandesa estabelece Valores de R (referência), A (Alerta) e I (Intervenção) para os HTP para um solo contendo 25% de argila e 10% de matéria orgânica, e contendo 0% de argila e 0% de matéria orgânica.

Na Tabela 25 é apresentada uma comparação dos valores de concentração de HTP após tratamento com os valores estabelecidos na lista Holandesa. É possível verificar que se considerar o tipo de solo 2, 25% de argila e 10% de matéria orgânica, os tratamentos com bioestimulação apresentam valores abaixo do nível de alerta. Por outro, caso seja o considerado o solo tipo 1, 0% de argila e 0% de matéria orgânica, apenas o tratamento

com bioestimulação utilizando 10% de composto orgânico apresenta concentração abaixo do nível de alerta.

O tratamento utilizando apenas bioatenuação natural, apresentou concentração final acima do nível de intervenção do solo tipo 1 e acima do nível de alerta para o solo tipo 2.

Estes resultados sugerem que apenas a bioatenuação natural, não foi suficiente para reduzir a concentração de HTP para níveis menores do que o de alerta mesmo após 180 dias de remediação, independentemente do tipo de solo presente na Lista Holandesa.

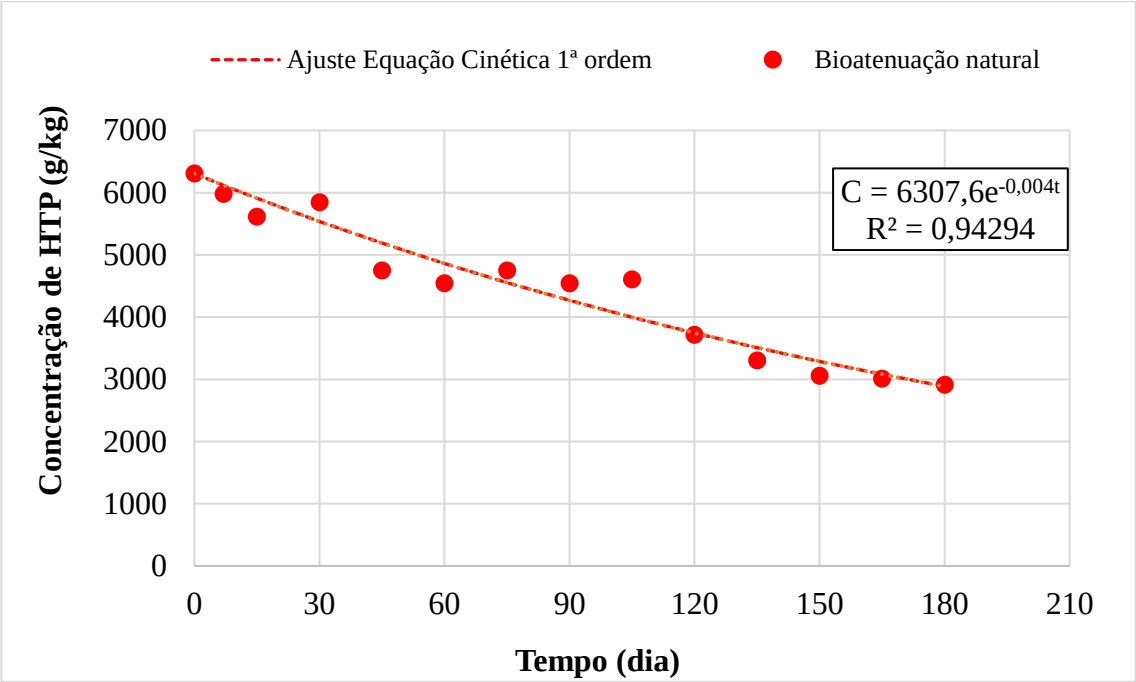
Tabela 25 - Comparação da concentração de HTP com limites de referência estabelecidos na lista Holandesa.

Tipo de solo	Concentração em peso seco (mg. Kg^{-1})		
	Referência (R)	Alerta (A)	Intervenção (I)
1. 0% de argila e 0% de matéria orgânica	10	505	1000
2. 25% de argila e 10% de matéria orgânica	50	2525	5000
Tratamento	Concentração em peso seco (mg. Kg^{-1})	Classificação tipo de solo 1	Classificação tipo de solo 2
BAN	2909	**Acima do nível de intervenção**	**Acima do nível de alerta**
BI5B	1.536	**Acima do nível de intervenção**	**Abaixo do nível de alerta**
BI10B	998	**Acima do nível de alerta**	**Abaixo do nível de alerta**
BI5CO	1.103	**Acima do nível de intervenção**	**Abaixo do nível de alerta**
BI10CO	501	**Abaixo do nível de alerta**	**Abaixo do nível de alerta**

Fonte: O autor (2024)

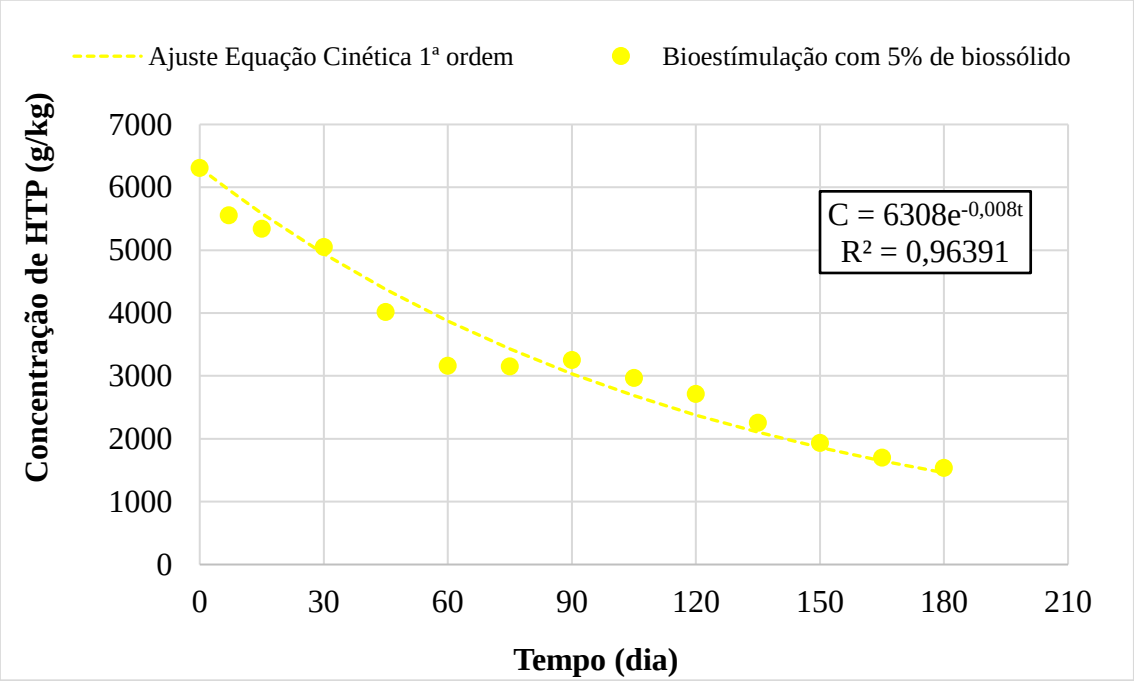
Da Figura 34 até a Figura 38 são apresentados os ajustes dos dados experimentais ao modelo matemático de cinética de primeira ordem e seus respectivos ajustes das taxas de decaimento de HTP de todas as biopilhas. As constantes de biodegradação (k) de cada biopilha são apresentadas na Tabela 26.

Figura 34 – Ajuste da taxa de decaimento pelo modelo cinético de primeira ordem da biopilha com atenuação natural.



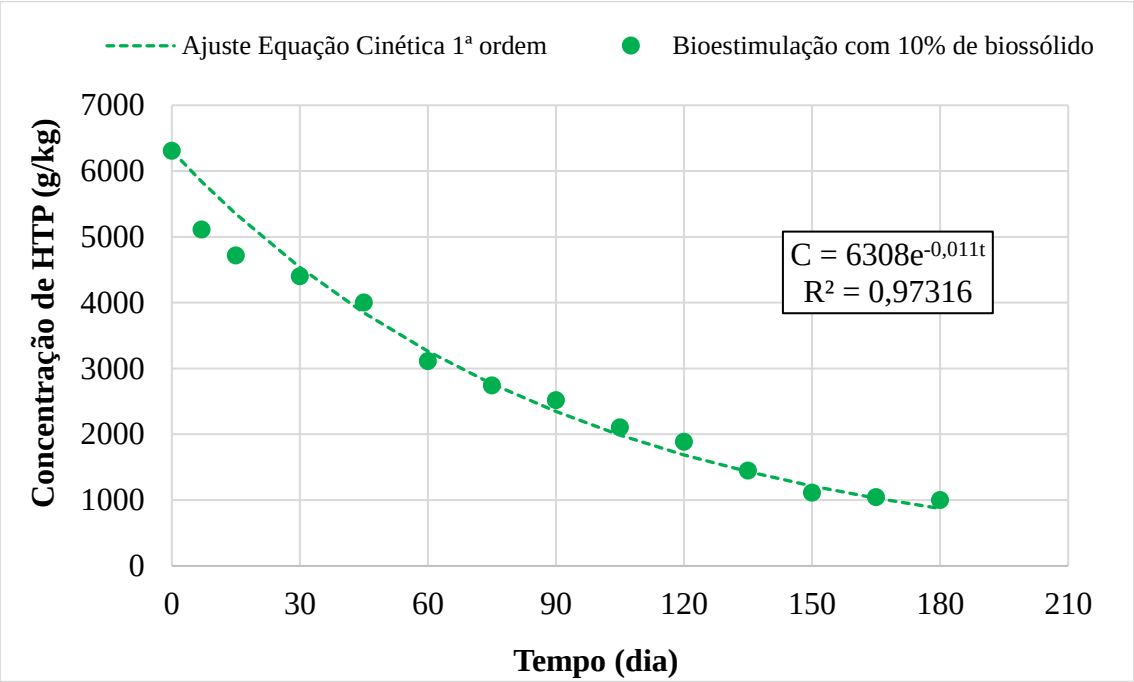
Fonte: O autor (2023)

Figura 35 - Ajuste da taxa de decaimento pelo modelo cinético de primeira ordem da biopilha com 5% de biossólido.



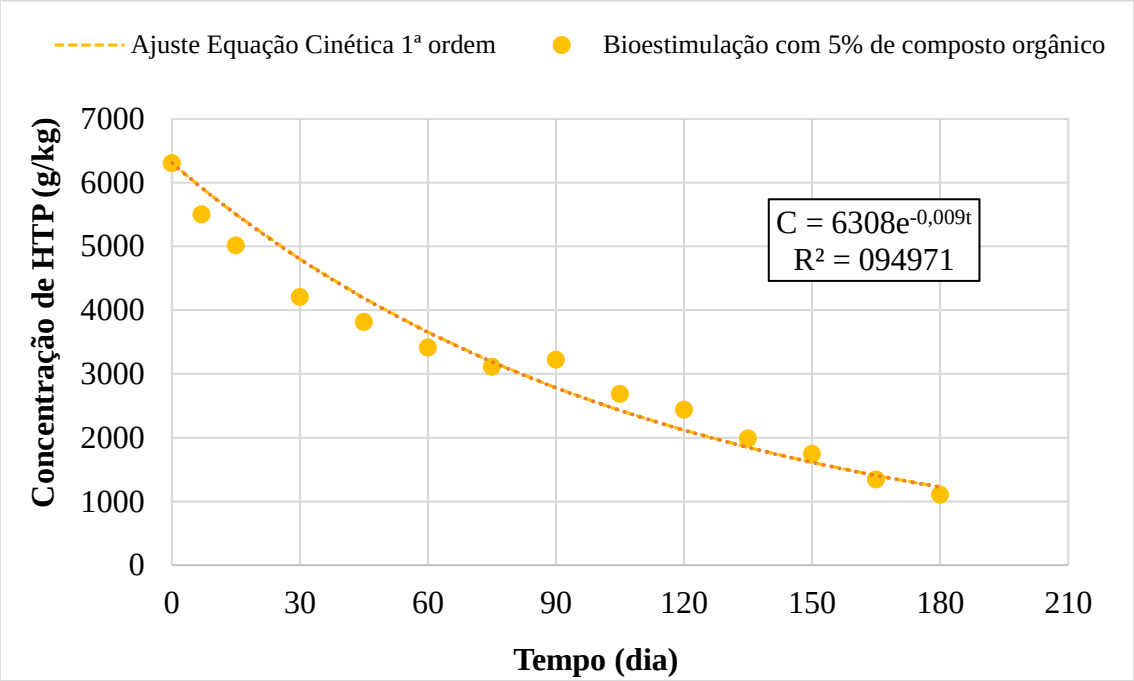
Fonte: O autor (2023)

Figura 36 - Ajuste da taxa de decaimento pelo modelo cinético de primeira ordem da biopilha com 10% de biossólido.



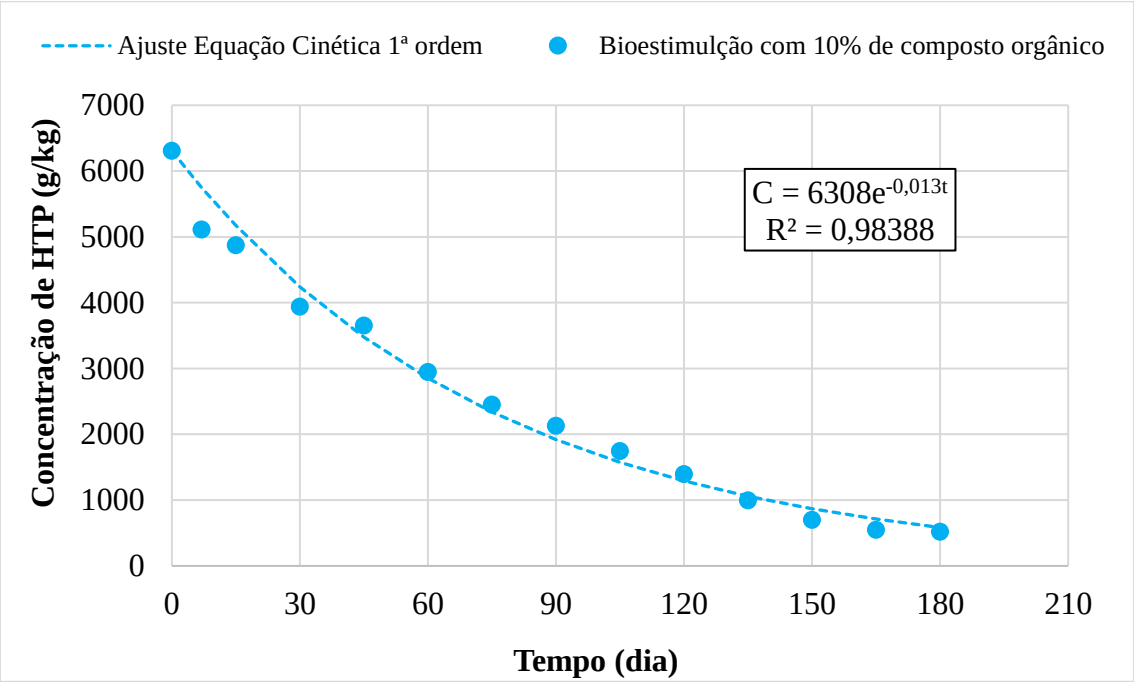
Fonte: O autor (2023)

Figura 37 - Ajuste da taxa de decaimento pelo modelo cinético de primeira ordem da biopilha com 5% de composto orgânico.



Fonte: O autor (2023)

Figura 38 - Ajuste da taxa de decaimento pelo modelo cinético de primeira ordem da biopilha com 10% de composto orgânico.



Fonte: O autor (2023)

Tabela 26 – Constante de biodegradação (k) da concentração de HTP das biopilhas ajustadas pelo modelo cinético de primeira ordem.

Experimento	k
BAN	0,0043
BI5B	0,0081
BI10B	0,011
BI5CO	0,0091
BI10CO	0,0132

Fonte: O autor (2023)

O cálculo da constante de biodegradação de acordo com o modelo de decaimento de primeira ordem dos experimentos possibilitou comparar a eficiência de cada biopilha. As constantes de biodegradação evidenciam que a velocidade de decaimento da concentração de HTP foram maiores para os experimentos que utilizaram maiores teores de materiais estruturantes bioestimulantes (10% de composto orgânico e 10% de biossólido).

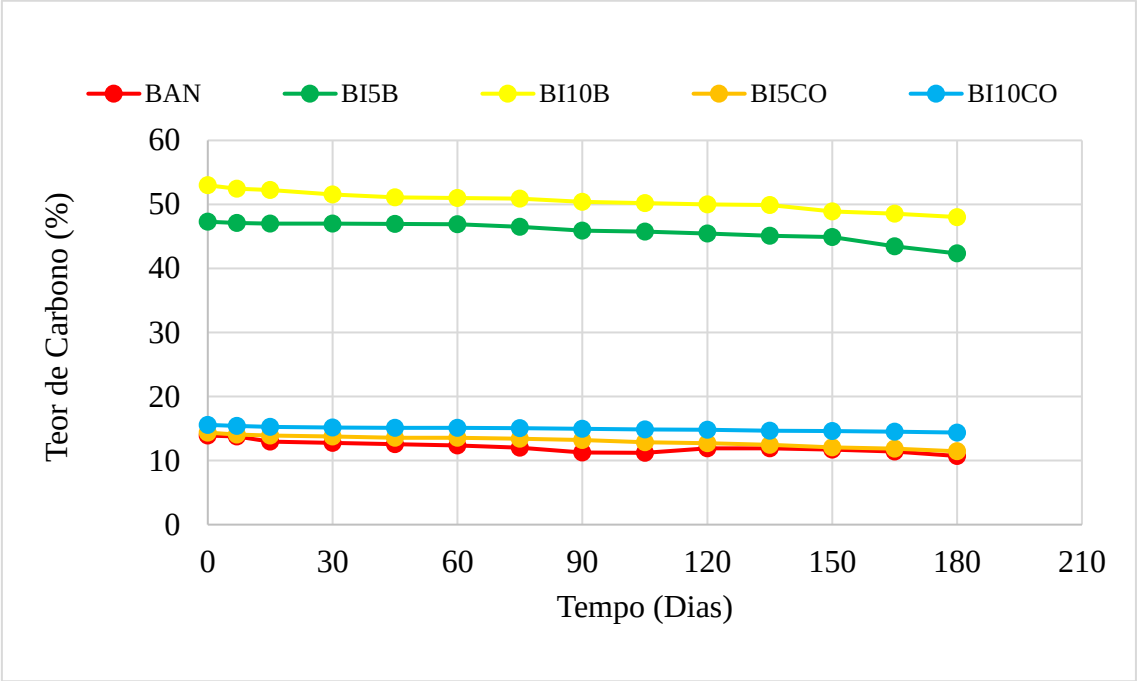
Outro aspecto que foi evidenciado se refere ao aumento de velocidade de decaimento da concentração de HTP de todas as biopilhas com utilização de material estruturante bioestimulante, em relação à biopilha sem material estruturante, onde aconteceu apenas a atenuação natural.

Isso sugere que houve bioestimulação da microbiota do solo contaminado pelos materiais estruturantes, aumentando não só em magnitude, como também em velocidade, a remoção de hidrocarbonetos totais oriundos do óleo diesel presente na matriz do solo. Comportamentos semelhantes foram relatados por Namkoong *et al*. (2002). De acordo com Guimarães (2018), altos teores de materiais estruturantes podem inibir a biodegradação e ocasionar a sorção do contaminante em sua matriz, reduzindo assim as constantes de decaimento de HTP. Portanto, nota-se que os teores utilizados nas biopilhas foram adequadas, tendo em vista que há uma relação diretamente proporcional entre as constantes de decaimento e o teor de material estruturante.

4.4.2 Teores de carbono e nitrogênio

Na Figura 39 e na Tabela 27 é apresentado o monitoramento dos teores de carbono das biopilhas realizados ao longo do experimento.

Figura 39 – Teores de carbono das biopilhas ao longo do experimento.



Fonte: O autor (2023)

Tabela 27 - Teores de carbono das biopilhas ao longo do experimento.

Concentração de Carbono (g/kg)					
Experimento	BAN	BI5B	BI10B	BI5CO	BI10CO
T0	13,91	47,3	52,99	14,37	15,58
T7	13,75	47,13	52,43	14,09	15,43
T15	12,98	47,01	52,23	13,91	15,28
T30	12,74	47	51,54	13,74	15,18
T45	12,54	46,97	51,13	13,58	15,13
T60	12,37	46,91	51,01	13,57	15,13
T75	12,01	46,51	50,91	13,40	15,08
T90	11,24	45,91	50,43	13,22	14,98
T105	11,19	45,78	50,23	12,87	14,88
T120	11,9	45,45	50,02	12,73	14,83
T135	11,9	45,1	49,91	12,46	14,68
T150	11,7	44,91	48,89	12,08	14,63
T165	11,4	43,46	48,54	11,87	14,53
T180	10,72	42,35	48,03	11,45	14,38

Fonte: O autor (2023)

Os teores de carbonos aferidos representam a soma dos carbonos presentes na composição do solo natural, do óleo diesel e dos materiais estruturantes utilizados no bioestímulo das biopilhas. Nota-se pelo monitoramento realizado que em todos as

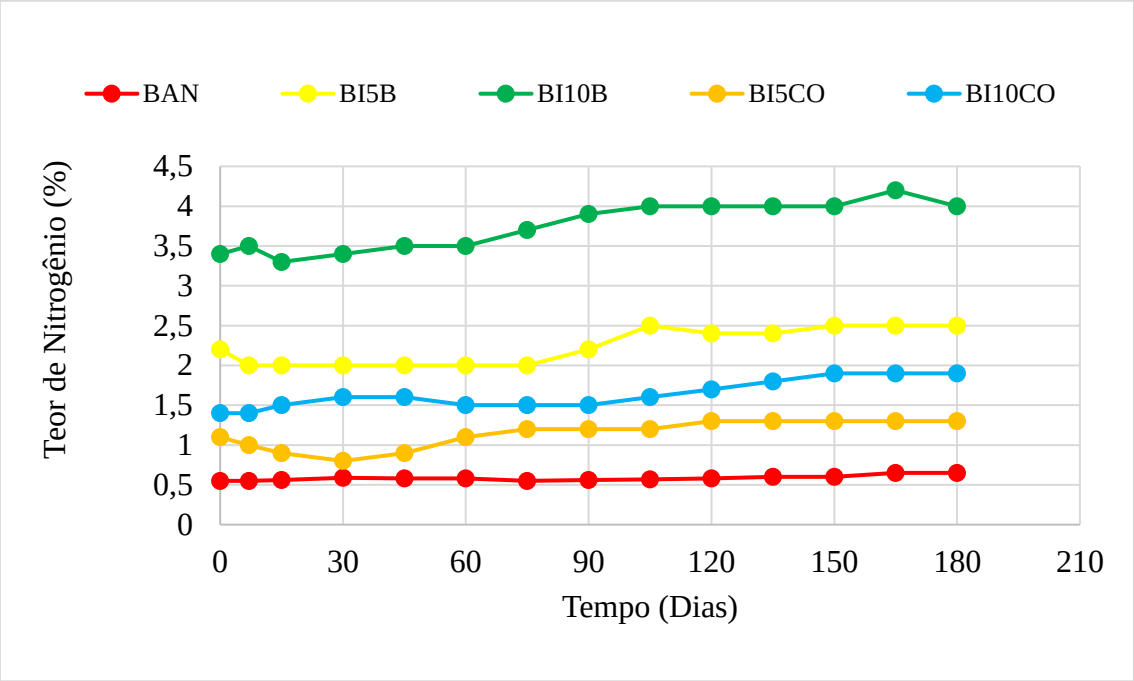
biopilhas há uma tendência de decaimento da quantidade de carbono. Essas reduções podem estar associadas à biodegradação dos HTP's.

As maiores quedas do teor de carbono são observadas nas biopilhas com a adição de materiais estruturantes. Um aspecto que vale ser destacado é a grande quantidade de carbono aportada na biopilha com adição de biossólido, podendo esse elemento estar em excesso na biopilha. Isso explicaria o menor desempenho de remoção de HTP e a menor constante de biodegradação (k) observadas nas misturas com o biossólido, em comparação às biopilhas com composto orgânico.

O carbono orgânico é a principal fonte de energia para o desenvolvimento dos microrganismos, portanto é um elemento necessário para realização e manutenção do processo. No entanto, para que haja sucesso na biorremediação, o óleo diesel deve ser a fonte principal de carbono do consumo energético microbiano. Conforme destacado por Namkoong *et al*. (2002), o material estruturante, quando rico em matéria orgânica, não deve ser a fonte de carbono preferencial microbiana, não pode haver a substituição da degradação dos contaminantes de interesse por qualquer outra fonte de carbono na biopilha. Nesse sentido, o composto orgânico, por possuir menores teores de carbono orgânico do que o biossólido, provavelmente não atuou como uma fonte energética competindo com o óleo disel e o biossólido, pode ter sido utilizado como fonte primária de energia.

Na Figura 40 e na Tabela 28 são apresentados os monitoramentos realizados dos teores de nitrogênio de todas as biopilhas. Os teores de nitrogênio apresentaram pouca variação ao longo do tempo e uma leve tendência de crescimento. Isso sugere que houve disponibilidade de nitrogênio para os microrganismos, tendo em vista que ele é um importante nutriente para o desenvolvimento microbiano e por consequência é um elemento limitante do processo de biodegradação.

Figura 40 - Teores de nitrogênio das biopilhas ao longo do experimento.



Fonte: O autor (2023)

Tabela 28 - Teores de nitrogênio das biopilhas ao longo do experimento.

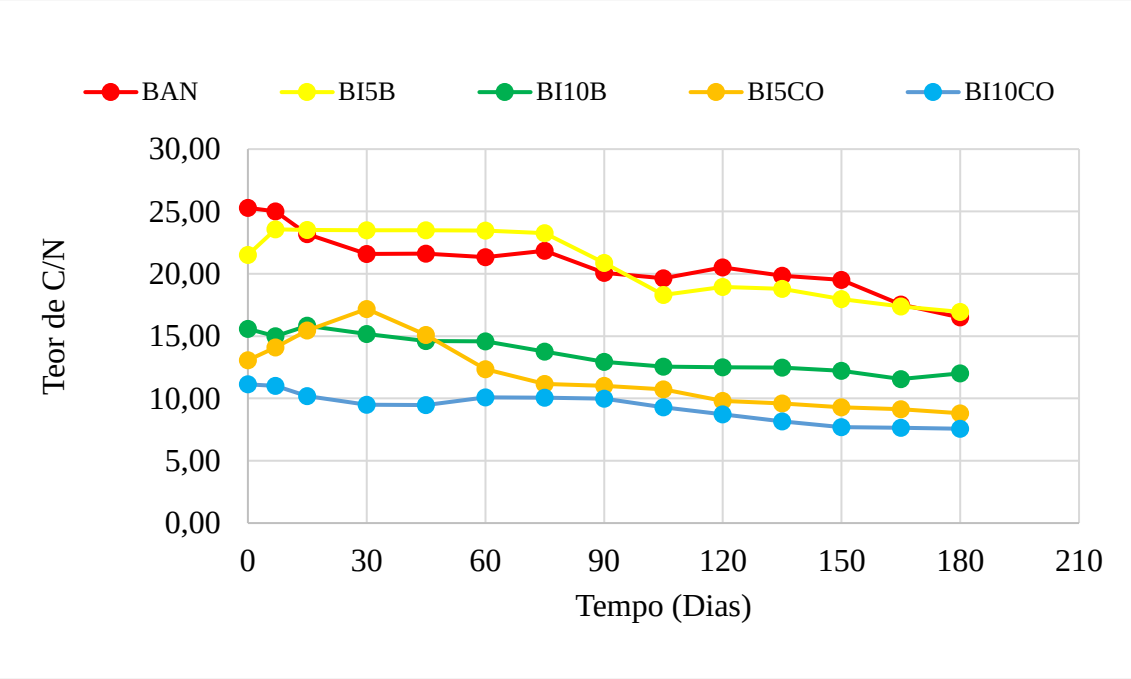
Concentração de Nitrogênio (g/kg)					
Experimento	BAN	BI5B	BI10B	BI5CO	BI10CO
T0	0,55	2,2	3,4	1,1	1,4
T7	0,55	2	3,5	1	1,4
T15	0,56	2	3,3	0,9	1,5
T30	0,59	2	3,4	0,8	1,6
T45	0,58	2	3,5	0,9	1,6
T60	0,58	2	3,5	1,1	1,5
T75	0,55	2	3,7	1,2	1,5
T90	0,56	2,2	3,9	1,2	1,5
T105	0,57	2,5	4	1,2	1,6
T120	0,58	2,4	4	1,3	1,7
T135	0,6	2,4	4	1,3	1,8
T150	0,6	2,5	4	1,3	1,9
T165	0,65	2,5	4,2	1,3	1,9
T180	0,65	2,5	4	1,3	1,9

Fonte: O autor (2023)

Os materiais estruturantes são os principais responsáveis pelo aporte de nitrogênio nas biopilhas de bioestimulação, pois não se verifica praticamente nenhuma alteração de nitrogênio no solo contaminado sem adição de material estruturante ao longo do experimento (bioatenuação natural). Isso evidencia que a inclusão dos materiais estruturantes regulou a manutenção e a disponibilização dos nutrientes aos microrganismos, gerando os melhores resultados de biodegradação do HTP.

Na Figura 41 e na Tabela 29 são apresentados os resultados da relação C/N ao longo do experimento das biopilhas. De forma geral, observa-se uma tendência de redução da relação C/N até o final do experimento. Possivelmente, essas reduções estão associadas à redução do carbono e à maior disponibilidade do nitrogênio, sugerindo a ocorrência de biodegradação do óleo diesel em todas as biopilhas, sobretudo nas biopilhas com composto orgânico como elemento bioestimulante. Conforme relatado por Guimarães (2018), a fonte primária de carbono para o crescimento microbiano é o óleo, promovendo a redução de HTP ao longo do tempo. Seguindo este raciocínio da pesquisadora, o composto orgânico e o biossólido utilizados nos tratamentos da presente pesquisa podem ter atuado como bioaumentadores e bioestimuladores, possibilitando crescimento dos microrganismos e promovendo uma fonte alternativa de nutrientes.

Figura 41 – Relação C/N das biopilhas ao longo do experimento.



Fonte: O autor (2023)

Tabela 29 – Relação C/N das biopilhas ao longo do experimento.

	Relação C/N				
Experimento	BAN	BI5B	BI10B	BI5CO	BI10CO
T0	25,29	21,50	15,59	13,07	11,13
T7	25,00	23,57	14,98	14,09	11,02
T15	23,18	23,51	15,83	15,46	10,19
T30	21,59	23,50	15,16	17,18	9,49
T45	21,62	23,49	14,61	15,08	9,46
T60	21,33	23,46	14,57	12,34	10,09
T75	21,84	23,26	13,76	11,16	10,05
T90	20,07	20,87	12,93	11,02	9,99
T105	19,63	18,31	12,56	10,73	9,30
T120	20,52	18,94	12,51	9,79	8,72
T135	19,83	18,79	12,48	9,58	8,15
T150	19,50	17,96	12,22	9,29	7,70
T165	17,54	17,38	11,56	9,13	7,65
T180	16,49	16,94	12,01	8,81	7,57

Fonte: O autor (2023)

É importante destacar ainda que as maiores relações C/N, conforme observado na Figura 41, são verificadas para o solo contaminado sem adição de material estruturante e para o solo contaminado com adição de 5% de biossólido. Essas foram as duas biopilhas que apresentaram menor quantidade de HTP removido. A relação C/N está diretamente relacionada à decomposição e mineralização do carbono. Relações C/N elevadas sugerem taxas mais lentas de decomposição e menor mineralização, enquanto as relações C/N baixas sugerem taxas mais rápida de decomposição e alta mineralização. Em outras palavras, as relações C/N elevadas o resíduo permanece mais o tempo o resíduo no solo e as relações C/N mais baixas há rápida conversão do resíduo em fonte de nutriente para os microrganismos do solo, principalmente o nitrogênio orgânico.

Portanto, as maiores relações C/N observadas para o solo contaminado sem adição de material estruturante e para o solo contaminado com adição de 5% de biossólido corroboram com as menores constantes de decaimento (k). Assim como as menores relações C/N observadas nas biopilhas com composto orgânico e 10% de biossólido foram as que apresentaram maior remoção de HTP e constantes mais altas de biodegradação.

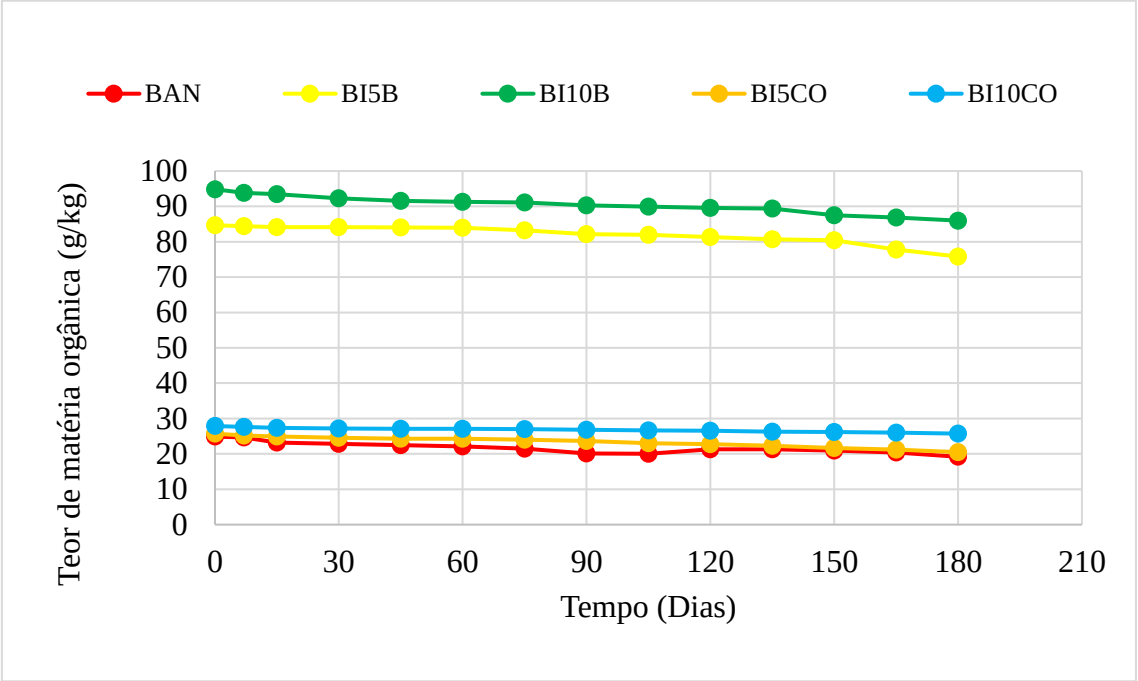
4.4.3 Teores de matéria orgânica e sólidos voláteis

Na Figura 42 e na Tabela 30 são apresentados os teores de matéria orgânica de todas as biopilhas ao longo do experimento. Nota-se que há uma pequena tendência de redução dos teores de matéria orgânica, seguindo um padrão semelhante ao carbono. Como o solo contaminado sem adição de material estruturante apresentou comportamento similar aos solos contaminados com adição de materiais estruturantes, é possível que as alterações nos teores de matéria orgânica estejam associadas à degradação do óleo diesel no decorrer do experimento.

Observa-se ainda que as biopilhas com biossólido foram as que apresentaram maiores reduções dos teores de matéria orgânica, em comparação ao composto orgânico. Guimarães (2018) relata que a baixa biodegradação da matéria orgânica do composto se relaciona com o tempo de maturação, onde em compostos com maior tempo de maturação, os componentes de fácil degradação já foram degradados, restando os materiais de mais difícil decomposição. A autora relaciona esse aspecto à maior preferência dos microrganismos pelo óleo como fonte de energia. Portanto, é possível que o composto tenha um tempo de maturação elevado, diferente do biossólido, justificando assim a menor redução no teor de matéria orgânica das biopilhas com composto em comparação às biopilhas com biossólido.

Além disso, as maiores reduções de HTP foram observadas nas biopilhas com composto orgânico, portanto a maior redução da matéria orgânica das biopilhas com biossólido devem estar associadas à degradação do material estruturante, revelando uma possível concorrência entre o biossólido e o óleo diesel pelos microrganismos.

Figura 42 – Teores de matéria orgânica das biopilhas ao longo do experimento.



Fonte: O autor (2023)

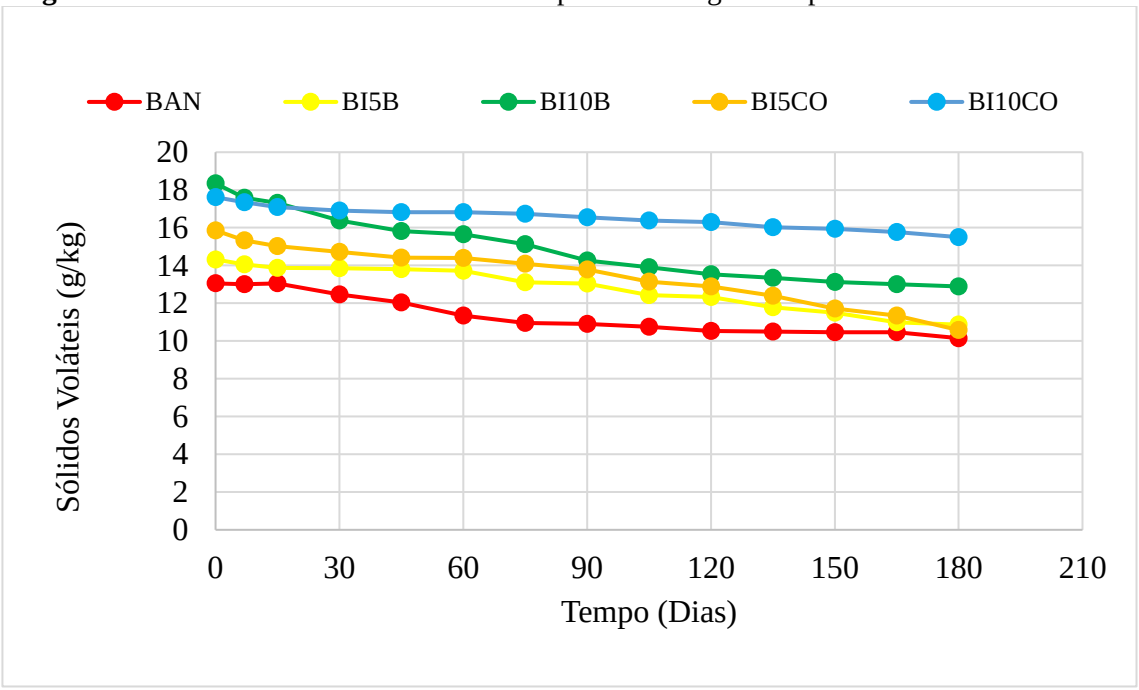
Tabela 30 - Teores de matéria orgânica das biopilhas ao longo do experimento.

	Teor de matéria orgânica (g/kg)				
Experimento	BAN	BI5B	BI10B	BI5CO	BI10CO
T0	24,90	84,67	94,85	25,73	27,88
T7	24,61	84,36	93,85	25,22	27,62
T15	23,23	84,15	93,49	24,91	27,35
T30	22,80	84,13	92,26	24,60	27,17
T45	22,45	84,08	91,52	24,30	27,08
T60	22,14	83,97	91,31	24,29	27,08
T75	21,50	83,25	91,13	23,98	26,99
T90	20,12	82,18	90,27	23,67	26,81
T105	20,03	81,95	89,91	23,04	26,63
T120	21,30	81,36	89,54	22,78	26,54
T135	21,30	80,73	89,34	22,30	26,27
T150	20,94	80,39	87,51	21,62	26,18
T165	20,41	77,79	86,89	21,25	26,01
T180	19,19	75,81	85,97	20,50	25,74

Fonte: O autor (2023)

Na Figura 43 e Tabela 31, são apresentados os teores de sólidos voláteis de todas as biopilhas ao longo do experimento. O teor de sólidos voláteis também apresentou tendência de pequena redução ao longo do experimento. Observa-se que as biopilhas com adição de materiais estruturantes apresentaram comportamento similar ao do solo contaminado sem adição de material estruturante, principalmente a biopilha com 10% de composto orgânico. Esse comportamento sugere que há uma baixa degradação dos materiais estruturantes durante o experimento, indicando assim a preferência do óleo diesel como fonte energética no desenvolvimento microbiano.

Figura 43 - Teores de sólidos voláteis das biopilhas ao longo do experimento.



Fonte: O autor (2023)

Tabela 31 - Teores de sólidos voláteis das biopilhas ao longo do experimento

	Sólidos Voláteis (g/kg)				
Experimento	BAN	BI5B	BI10B	BI5CO	BI10CO
T0	13,05	14,32	18,34	15,86	17,62
T7	13,00	14,06	17,58	15,34	17,35
T15	13,05	13,87	17,31	15,03	17,09
T30	12,46	13,86	16,37	14,72	16,91
T45	12,04	13,81	15,82	14,42	16,82
T60	11,34	13,72	15,65	14,40	16,82
T75	10,96	13,10	15,13	14,09	16,74
T90	10,90	13,04	14,27	13,78	16,56
T105	10,75	12,42	13,91	13,14	16,38
T120	10,54	12,33	13,54	12,89	16,29
T135	10,49	11,79	13,34	12,40	16,03
T150	10,46	11,50	13,13	11,72	15,94
T165	10,46	10,99	13,00	11,34	15,77
T180	10,15	10,87	12,89	10,58	15,50

Fonte: O autor (2023)

4.4.4 pH e condutividade elétrica

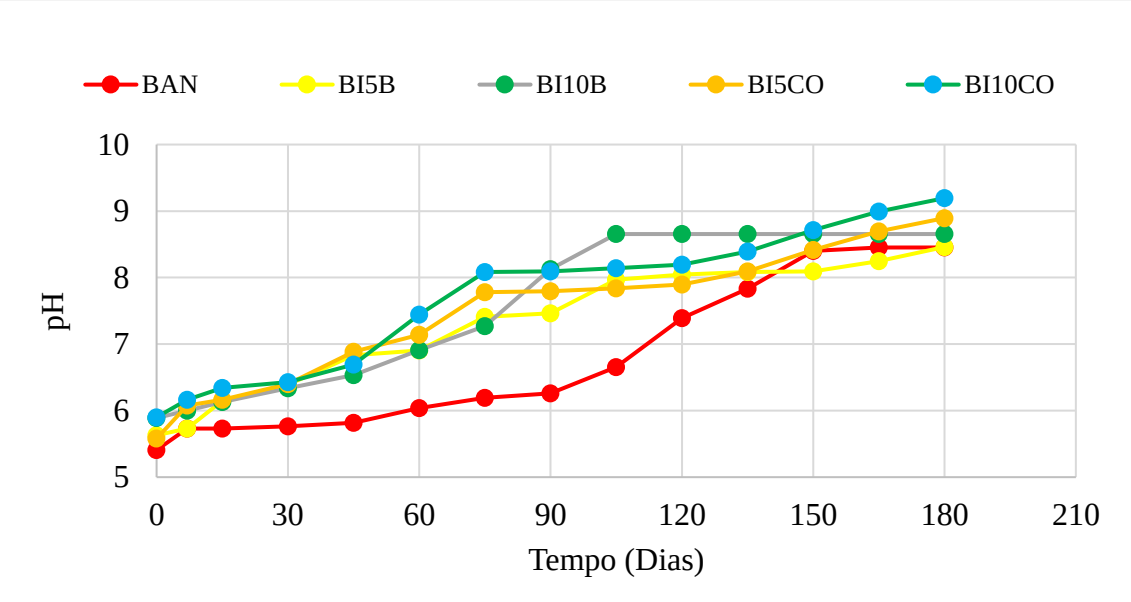
Na Figura 44 e Tabela 32, são apresentados os valores de pH de todas as biopilhas ao longo do experimento. Nota-se que em todas as biopilhas, o pH foi crescente ao longo do tempo. A elevação do pH demonstra a ocorrência da biodegradação, devido ao ambiente ter sido favorável para desenvolvimento dos microrganismos. De acordo com Morais (2005), durante a biodegradação dos resíduos a formação de compostos secundários que possuem características básicas e posteriormente ácidas. Portanto, o aumento do pH pode ser relacionado à ocorrência da biodegradação.

O pH mais elevado promove a ocorrência de reações de complexação dos contaminantes no meio, devido ao surgimento das cargas negativas na superfície dos coloides da fração argila e da matéria orgânica (Guimarães, 2018).

É importante salientar que o pH é um fator abiótico importante para o processo de biodegradação, sendo o pH considerado ideal na faixa de 5,5 a 8,5 para influenciar

positivamente o desenvolvimento dos microrganismos (Santos, 2007). Observa-se que essa faixa de pH ocorreu ao longo dos experimentos, portanto esse é um indício de que não houve inibição da atividade microbiana devido elevação ou redução do pH.

Figura 44 - pH das biopilhas ao longo do experimento.



Fonte: O autor (2023)

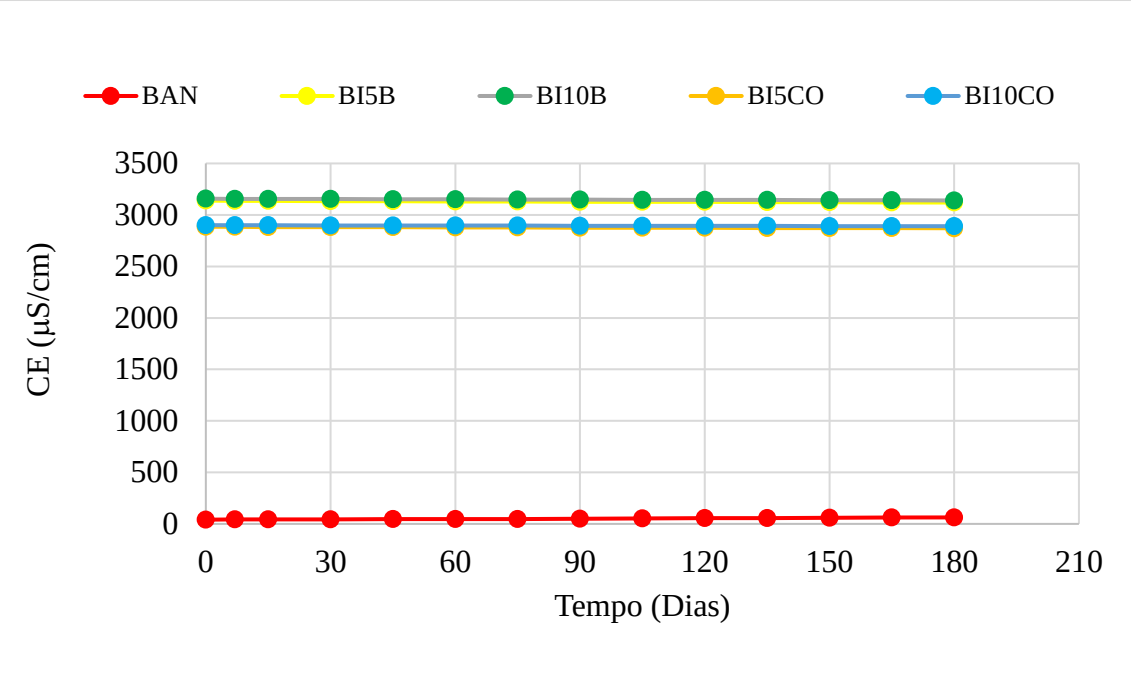
Tabela 32 - pH das biopilhas ao longo do experimento.

	pH				
Experimento	BAN	BI5B	BI10B	BI5CO	BI10CO
T0	5,41	5,63	5,89	5,58	5,90
T7	5,73	5,73	6,00	6,08	6,17
T15	5,73	6,15	6,13	6,16	6,34
T30	5,76	6,39	6,34	6,40	6,43
T45	5,82	6,83	6,54	6,89	6,69
T60	6,04	6,91	6,91	7,14	7,44
T75	6,20	7,41	7,27	7,78	8,08
T90	6,26	7,46	8,13	7,79	8,09
T105	6,66	7,97	8,65	7,84	8,14
T120	7,39	8,04	8,65	7,89	8,19
T135	7,83	8,08	8,65	8,09	8,39
T150	8,40	8,09	8,65	8,42	8,72
T165	8,45	8,25	8,65	8,69	8,99
T180	8,45	8,46	8,65	8,89	9,19

Fonte: O autor (2023)

Na Figura 45 e Tabela 33, são apresentados os valores de condutividade elétrica (CE) de todas as biopilhas ao longo do experimento. Os materiais estruturantes elevaram a condutividade elétrica das biopilhas, devido à alta capacidade de troca de cátions que esses materiais possuem. É possível observar que houve pequenas reduções da CE ao longo do experimento, exceto para biopilha de atenuação natural, onde se observa incrementos de CE ao longo do experimento.

Figura 45 – Condutividade elétrica das biopilhas ao longo do experimento.



Fonte: O autor

Tabela 33 - Condutividade elétrica das biopilhas ao longo do experimento.

	Condutividade elétrica (µS/cm)				
Experimento	BAN	BI5B	BI10B	BI5CO	BI10CO
T0	40,61	3139,09	3157,64	2885,03	2900,16
T7	42,64	3137,57	3156,29	2883,83	2899,41
T15	43,74	3136,05	3154,94	2882,62	2898,66
T30	44,84	3134,53	3153,59	2881,42	2897,91
T45	45,94	3133,02	3152,24	2880,22	2897,16
T60	46,04	3131,50	3150,89	2879,02	2896,41
T75	48,14	3129,98	3149,54	2877,82	2895,66
T90	50,24	3128,46	3148,19	2876,61	2894,91

Condutividade elétrica (μS/cm)					
Experimento	BAN	BI5B	BI10B	BI5CO	BI10CO
T105	52,34	3126,94	3146,84	2875,41	2894,16
T120	54,44	3125,43	3145,49	2874,21	2893,41
T135	56,54	3123,91	3144,14	2873,01	2892,66
T150	58,64	3122,39	3142,79	2871,80	2891,91
T165	60,74	3120,87	3141,44	2870,60	2891,16
T180	62,84	3120,15	3140,09	2870,46	2890,41

Fonte: O autor (2023)

A redução de CE observada nas biopilhas com adição de material estruturante pode ser explicada pela ocorrência de adsorção de cátions na superfície da fração argilosa e da matéria orgânica. A elevação do pH atua como agente potencializador desse efeito. A adsorção dos cátions ao material orgânico e argiloso reduz a concentração de íons em solução e, portanto, reduz os valores de CE.

Para o aumento observado na biopilha de atenuação natural pode estar associado a biodegradação, tendo em vista que durante a remoção natural de HTP alterações nas características eletrolíticas do solo podem ocorrer, influenciando em maiores valores de CE. Como não há a mesma quantidade de partículas para adsorção no solo com atenuação natural em comparação ao solo com adição de material estruturante, os cátions no solo com atenuação natural são mais facilmente extraídos em solução, gerando o crescimento da CE (Mao *et al.*, 2016).

4.4.5 Contagem de microrganismos

Os resultados das análises microbiológicas das biopilhas são apresentadas na Figura 46 e na Figura 47. Nota-se que houve um aumento das bactérias heterotróficas totais (BHT) e dos fungos totais (FT) com adição dos materiais estruturantes, em relação ao solo sem a presença dos materiais estruturantes.

Isso pode estar associado ao melhoramento das características do solo, promovido pela inclusão dos materiais estruturantes como, por exemplo, aumento da porosidade,

aeração, umidade, disponibilidade de nutriente e matéria orgânica, textura, dentre outros. Conforme destacado por Morais (2005), esses efeitos são benéficos para a qualidade do solo e resultam no aumento de quantidade e atividade microbiana.

As BHT apresentaram inicialmente uma população de 1,5 x 10^8 UFC g^{-1} solo. Esses microrganismos foram o que apresentaram maior crescimento, sendo observado um pico em tempos diferentes para cada biopilha. Para o solo sem adição de materiais estruturantes, utilizando apenas a atenuação natural, o pico de quantidade de BHT ocorreu em 60 dias, com 1,09 x 10^9 UFC g^{-1} solo. Nesse mesmo período ocorrem as maiores remoções de HTP do solo.

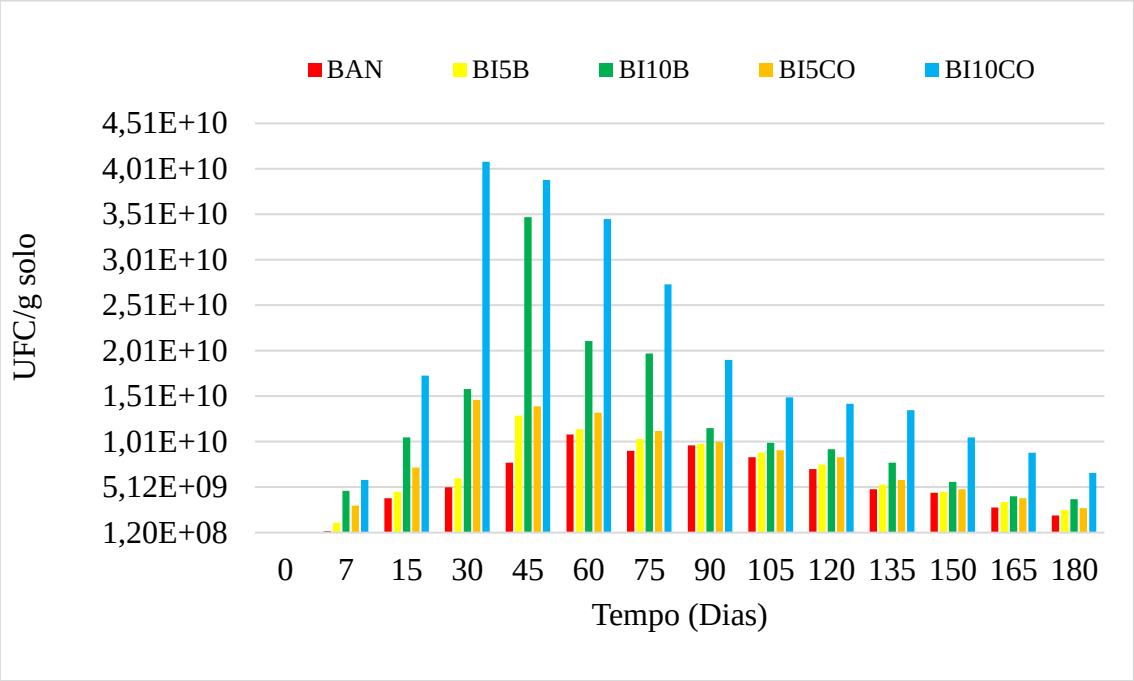
Para o solo com 5% e 10% de biossólido, os picos de quantidade de BHT ocorreram em 45 dias, com, respectivamente, 1,3 x 10^{10} e 3,48 x 10^{10} UFC g^{-1} solo. Para o solo com 5% e 10% de composto orgânico, os picos de quantidade de BHT ocorreram em 30 dias com, respectivamente, 1,47 x 10^{10} UFC g^{-1} e 4,09 x 10^{10} UFC g^{-1} solo. Esses resultados corroboram com as constantes de decaimento de HTP (k), onde se verifica uma constante de degradação mais alta para as biopilhas com 10% de biossólido e 10% de composto orgânico.

No entanto, nota-se que o composto orgânico promoveu crescimento mais acelerado e em maior quantidade das BHT em comparação ao biossólido. É provável que este comportamento esteja associado a menor relação C/N observada no composto orgânico ao longo do experimento e à quantidade carbono/matéria orgânica, que no caso do biossólido, pode ocorrer em excesso.

O decrescimento observado nas biopilhas após os picos podem estar associados à redução dos substratos proveniente dos materiais estruturantes e do próprio óleo diesel.

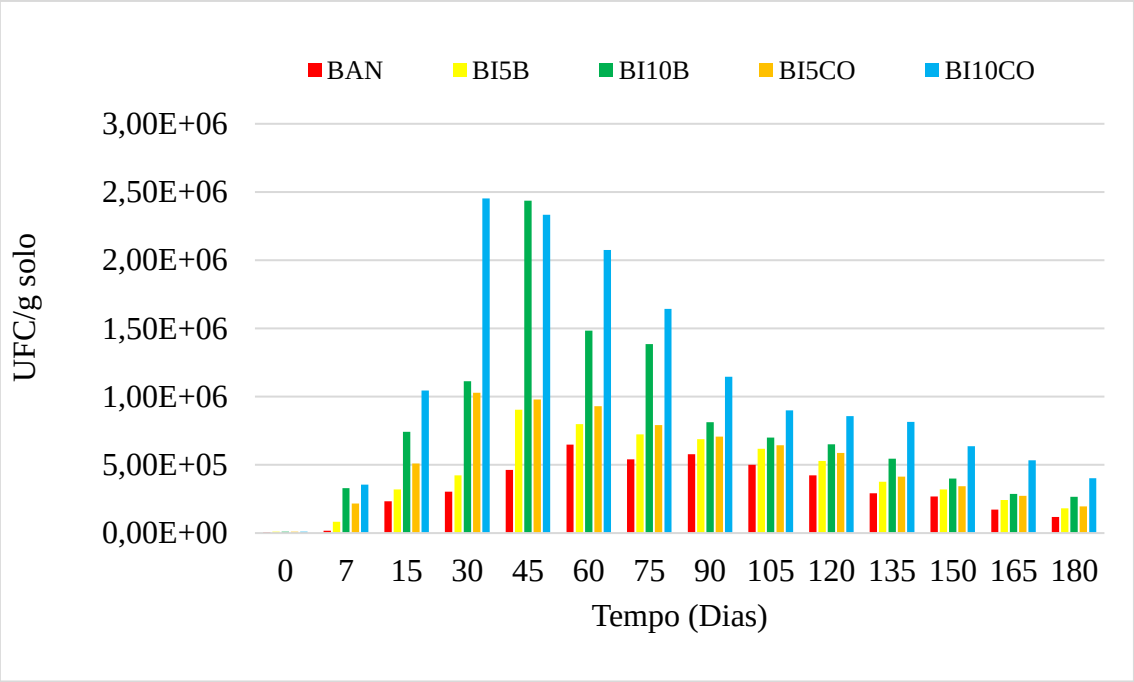
Esses resultados corroboram com Santos (2007), que encontrou BHT da ordem de 10^8 a 10^{10} UFC g^{-1} solo, utilizando adições de 5% e 10% de pó da casca do coco na biorremediação de um solo contaminado por petróleo. A autora relaciona os resultados à maior aeração que o material estruturante imprime ao solo, obtendo um pico de BHT após 20 dias de experimentos.

Figura 46 - Quantificação de bactérias heterotróficas totais (BHT) das biopilhas ao longo do experimento.



Fonte: O autor (2023)

Figura 47 - Quantificação de fungos totais (FT) das biopilhas ao longo do experimento.



Fonte: O autor (2023)

No que se refere às populações de FT, observam-se quantidade menores do que as BHT. No entanto, observa-se um padrão de crescimento similar aos observados nas BHT em relação à utilização dos materiais estruturantes. Apesar da menor quantidade de FT, em relação às BHT, os fungos são de suma importância na biodegradação, pois atuam em conjunto com as bactérias. Os fungos por apresentarem crescimento micelial colonizam os substratos e promovem a sua digestão o que facilita a ação posterior das bactérias (Morais, 2007). Para Santos (2007), os fungos apresentaram maior eficiência do que as bactérias, em condições adversas, como limitação de nutrientes, pH extremos, redução de umidade, temperaturas extremas, dentre outras.

Para o solo sem material estruturante, os FT foram de 1,04 x 10^4 UFC g^{-1} solo até um pico de 6,49 x 10^4 UFC g^{-1} solo, acontecendo nos primeiros 60 dias de ensaio.

Para os solos com 5% e 10% de biossólido, os valores de pico foram, respectivamente, 9,04 x 10^5 UFC g^{-1} solo e 2,44 x 10^6 UFC g^{-1} solo, acontecendo nos primeiros 45 dias.

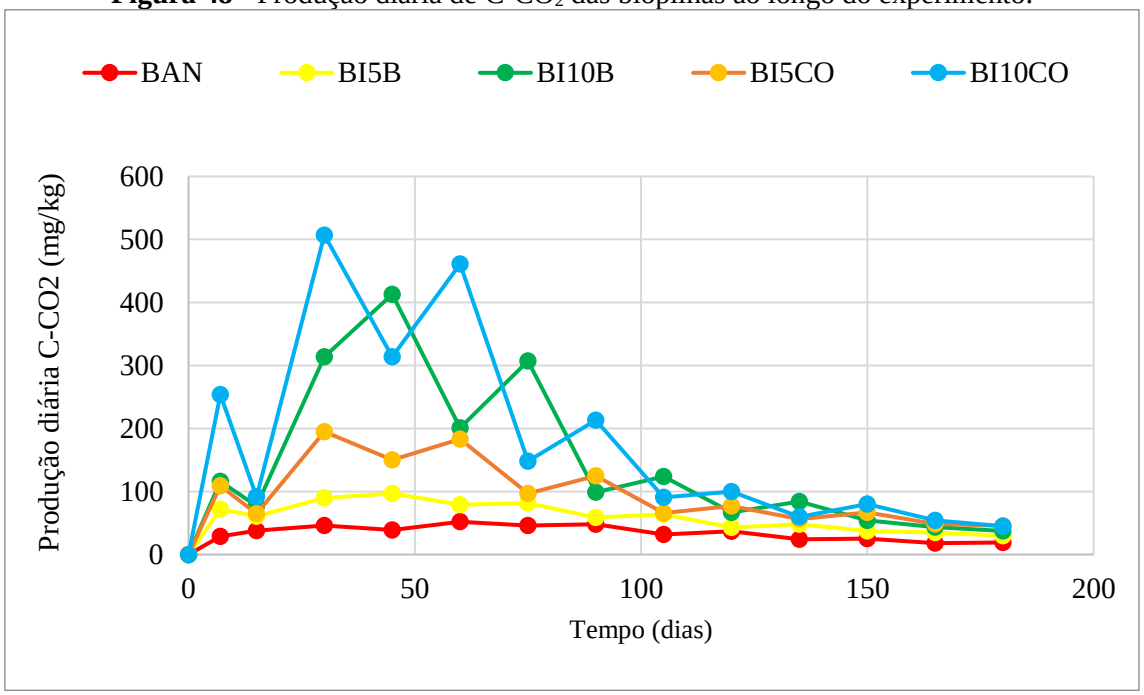
Para os solos com 5% e 10% de composto orgânico, os valores de pico foram, respectivamente, de 1,03 x 10^6 UFC g^{-1} solo e de 2,45 x 10^6 UFC g^{-1} solo, acontecendo nos primeiros 30 dias.

Esses resultados corroboram com Shahsavari *et al*. (2013), que avaliaram diferentes materiais estruturantes oriundos de resíduos vegetais e observaram que a maior população de FT obtida foi da ordem de 10^6 UFC g^{-1} solo.

4.4.6 Medidas da atividade microbiana (respirometria)

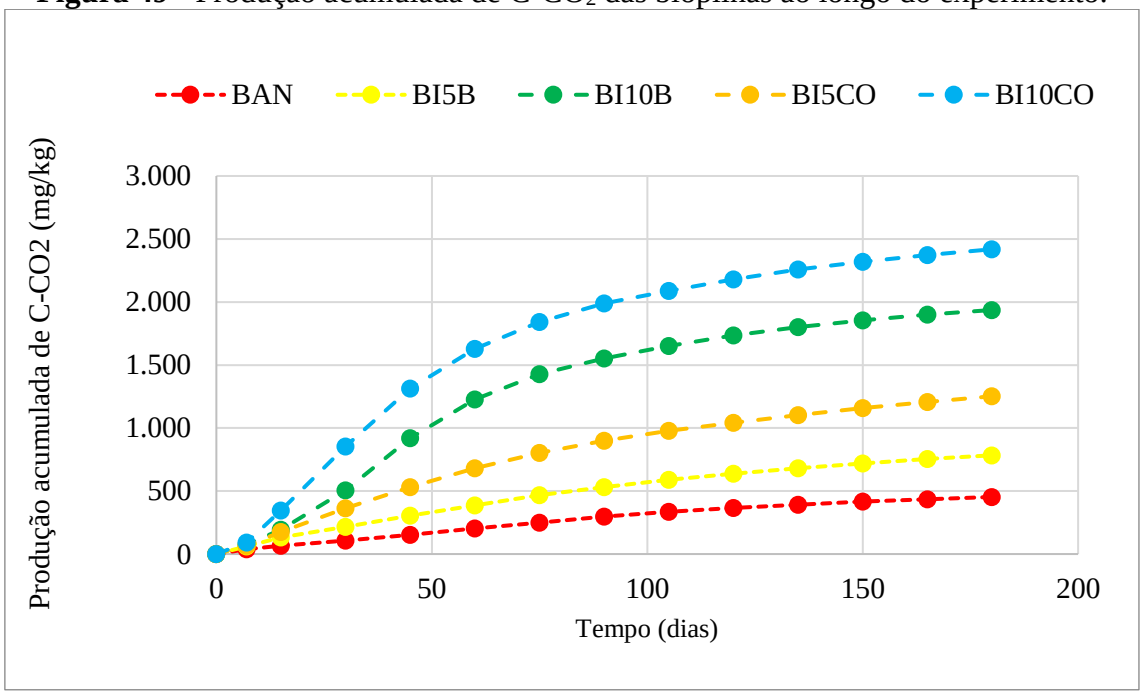
Na Figura 48 e na Figura 49 são apresentadas, respectivamente, a produção diária e a produção acumulada de C-CO_2 ao longo de 180 dias, para os diferentes experimentos de biorremediação. As maiores produções de C-CO_2 são observadas nas biopilhas com utilização dos materiais estruturantes em comparação ao solo contaminado sem adição de materiais estruturantes, apenas ocorrendo a bioatenuação natural.

Figura 48 - Produção diária de C-CO_2 das biopilhas ao longo do experimento.



Fonte: O autor (2023)

Figura 49 - Produção acumulada de C-CO_2 das biopilhas ao longo do experimento.



Fonte: O autor (2023)

A partir da análise dos valores obtidos de produção diária de C-CO_2, observa-se que em todas as biopilhas, o pico de produção diário corresponde ao tempo de pico de crescimento da quantidade de microrganismo. Esses resultados sugerem que a remoção do HTP foi o principal responsável pelo crescimento microbiano nas biopilhas. Isso está relacionado com a maior disponibilidade de hidrocarbonetos de fácil biodegradação que serviram de fonte primária de carbono no início do processo de biorremediação.

Os resultados de produção de C-CO_2 sugerem que a elevada ação microbiana no início da biorremediação revela que houve adaptação dos microrganismos naturais do solo à introdução dos materiais estruturantes, havendo forte adesão da microbiota nativa do solo ao novo ambiente formado pelo conjunto solo, contaminante e material estruturante.

Após o pico de produção C-CO_2 é observado uma redução da produção diária. Esse comportamento está relacionado com a redução da quantidade de microrganismos observados nos ensaios de contagem microbiana. É possível que tenha ocorrido um esgotamento dos hidrocarbonetos de fácil degradação, restando apenas os compostos mais recalcitrantes do óleo diesel e do substrato estruturante, levando a microbiato a se readaptar, ocasionando as reduções observadas na produção de CO_2 e no número de microrganismos (Morais, 2005; Santos, 2007).

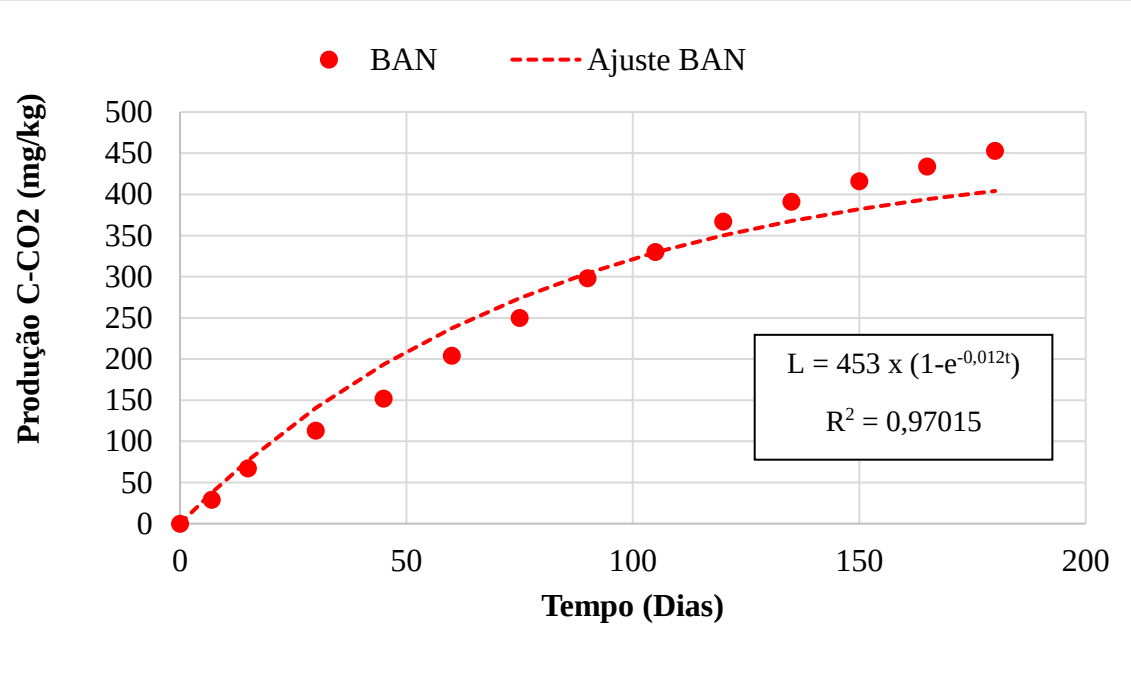
Quanta à máxima produção diária das biopilhas, nota-se que a biopilha que apresentou maior produção de C-CO_2 foi com o solo contaminado com mais de 10% de composto orgânico (507 mg/kg), seguido pelo solo contaminado com adição de 10% de biossólido (413 mg/kg), pelo solo contaminado com adição de 5% de composto orgânico (195 mg/kg), pelosolo contaminado com adição de 5% de biossólido (97 mg/kg) e pelo solo contaminado, tratado apenas com a bioatenuação natural (52 mg/kg).

Quanto às produções máximas acumuladas de C-CO_2 ao longo dos 180 dias de experimento (Figura 49), a máxima produção (2419,00 mg/Kg) foi alcançada no ensaio com solo contaminado bioestimulado com 10% de composto orgânico. Cerqueira (2011) encontrou valores de produção acumulada de C-CO_2 da ordem de 3010,1 mg/kg em um solo de *landfarming* contaminado com 1,5% de borra oleosa, com adição de um consórcio microbiano e nutrientes para um processo de 90 dias de biorremediação. Os valores superiores de Cerqueira em relação ao valor obtido no presente trabalho podem estar

associados à utilização do consórcio microbiano, visto que os materiais estruturantes aportaram nutrientes.

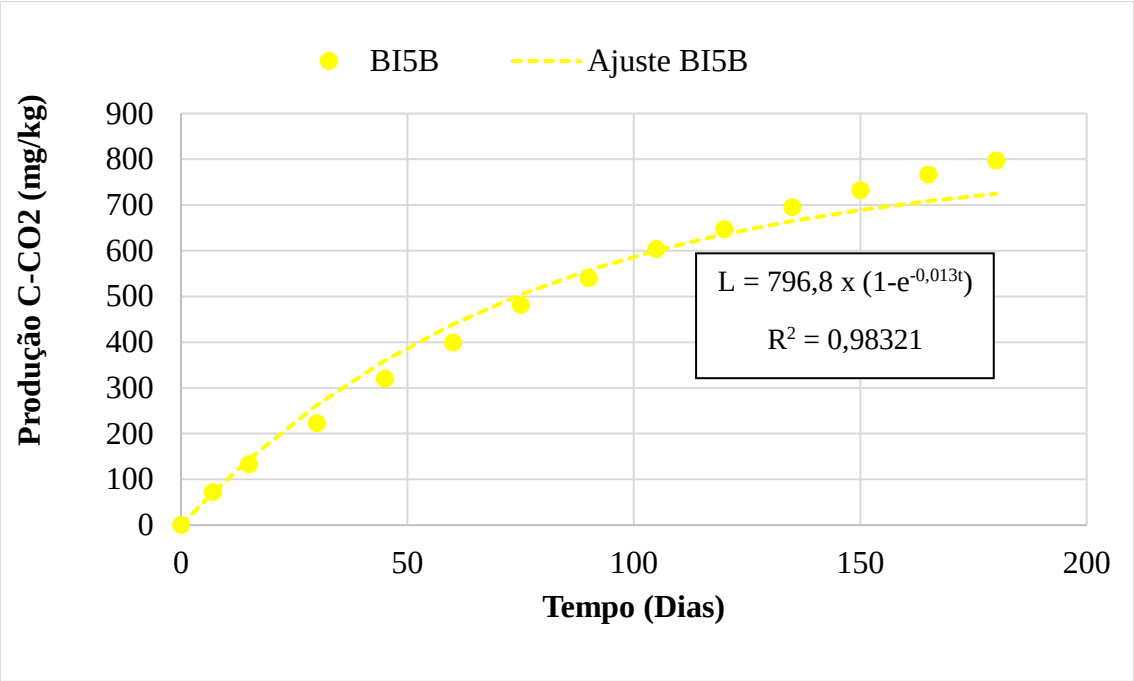
Da Figura 50 até a Figura 54 são apresentados os ajustes dos dados experimentais ao modelo matemático de cinética de primeira ordem e seus respectivos ajustes das constantes de produção de C-CO_2 de todas as biopilhas. As taxas de produção (k) de C-CO_2 de cada biopilha são apresentadas na Tabela 34.

Figura 50 - Ajuste da constante de produção(k) de C-CO_2 pelo modelo cinético de primeira ordem da biopilha com atenuação natural.



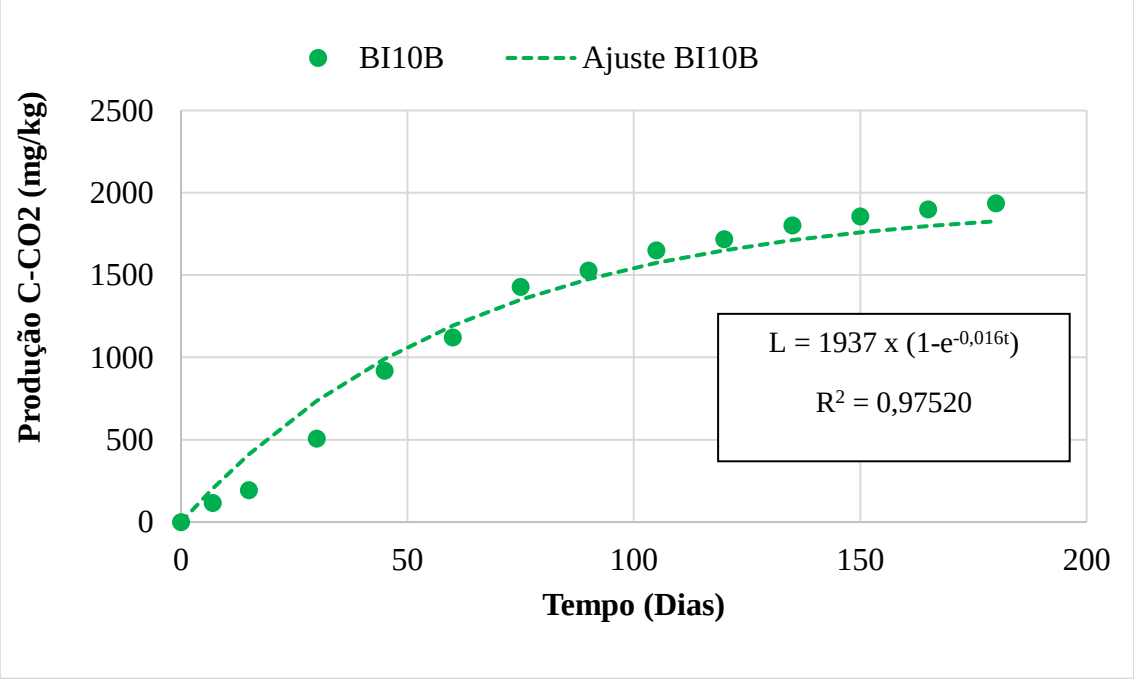
Fonte: O autor (2023)

Figura 51 - Ajuste da constante de produção (k) de C-CO_2 pelo modelo cinético de primeira ordem da biopilha com 5% de biossólido.



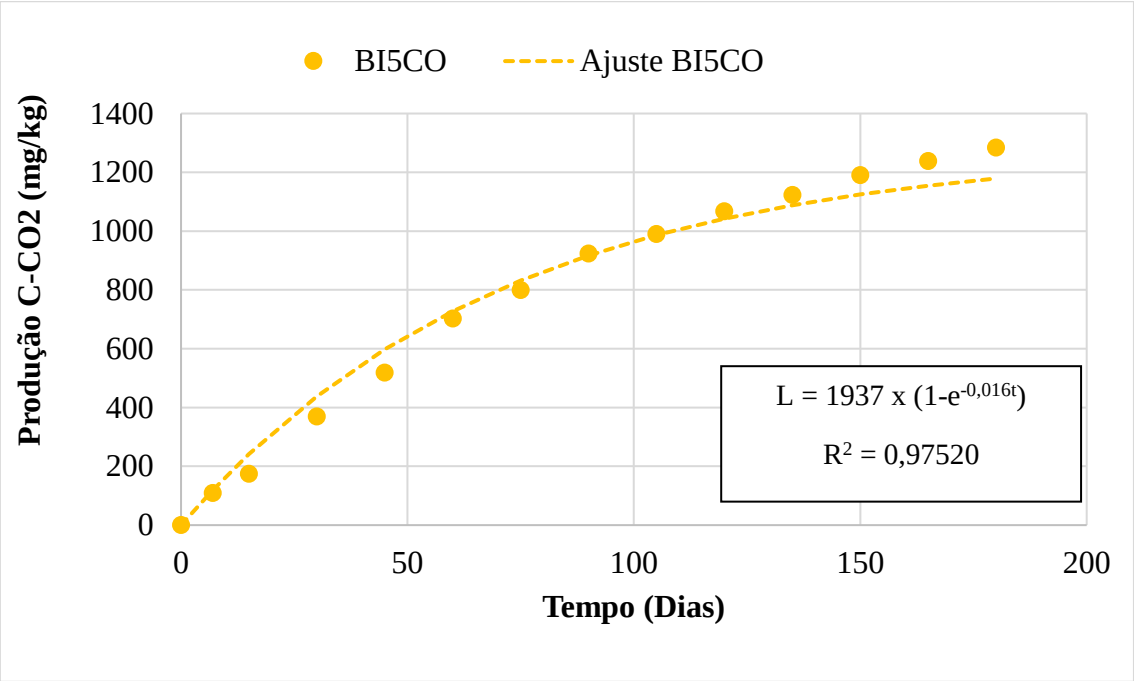
Fonte: O autor (2023)

Figura 52 - Ajuste da constante de produção (k) de C-CO_2 pelo modelo cinético de primeira ordem da biopilha com 10% de biossólido.



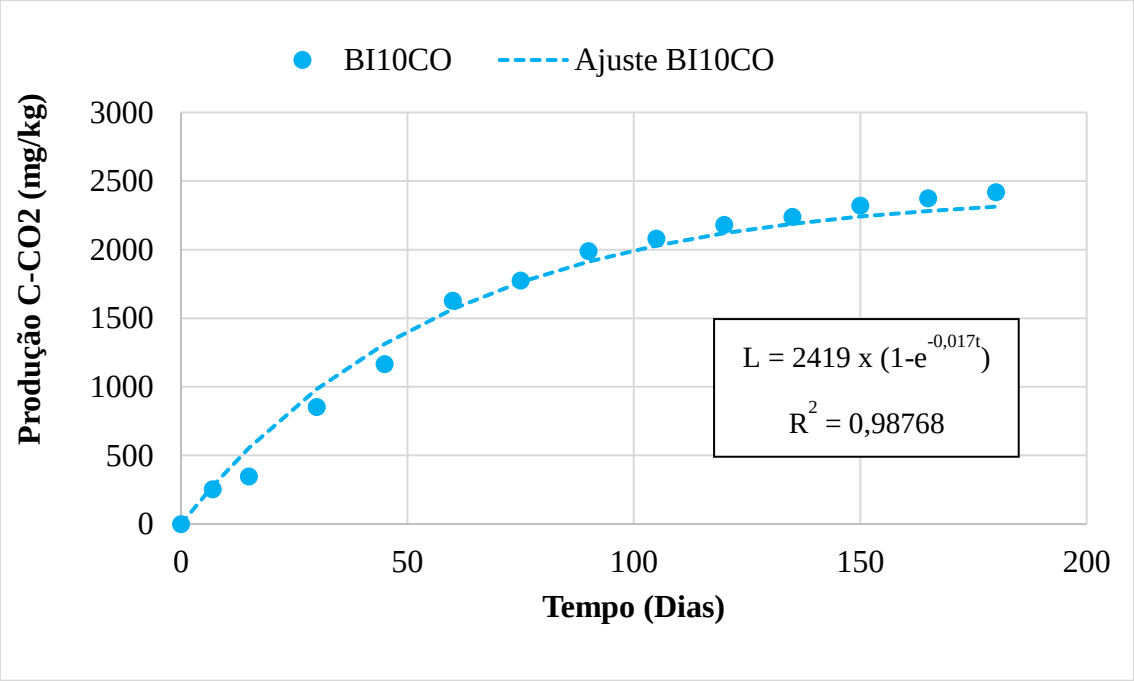
Fonte: O autor (2023)

Figura 53 - Ajuste da constante de produção (k) de C-CO_2 pelo modelo cinético de primeira ordem da biopilha com 5% de composto orgânico.



Fonte: O autor (2023)

Figura 54 - Ajuste da constante de produção (k) de C-CO_2 pelo modelo cinético de primeira ordem da biopilha com 10% de composto orgânico.



Fonte: O autor (2023)

Tabela 34 – Constante de produção (k) de C-CO_2 das biopilhas ajustadas pelo modelo cinético de primeira ordem.

Experimento	k
BAN	0,012
BI5B	0,013
BI10B	0,016
BI5CO	0,014
BI10CO	0,017

Fonte: O autor (2023)

O cálculo da constante de produção, de acordo com o modelo de decaimento de primeira ordem dos experimentos, possibilitou comparar a eficiência da biodegradação de cada biopilha de forma indireta pela quantificação de CO_2 emitido, oriundo da degradação do óleo diesel ao longo do experimento.

As constantes de produção evidenciam e corroboram com os ensaios de HTP, onde se verifica que a velocidade de produção de CO_2 acumulado foram maiores para os experimentos que utilizaram maiores teores de materiais estruturantes bioestimulantes (10% de composto orgânico e 10% de biossólido). Foi possível notar também que todas as biopilhas onde foram adicionados materiais estruturantes, a constante de produção de CO_2 foi maior do que no solo contaminado, onde ocorreu apenas a atenuação natural. Isso reforça que houve bioestimulação da microbiota do solo contaminado pelos materiais estruturantes, aumentando não só em magnitude, como também em velocidade, a biodegradação do óleo diesel na matriz do solo.

No estudo desenvolvido por Pedroti (2007), utilizando a adição de 19 microrganismos isolados para a biorremediação de um solo contaminado por óleo bruto de petróleo, foram encontradas constantes de produção de CO_2 (k) que variaram de 0,05 até 0,13 nos ensaios de respirometria. Os maiores valores do coeficiente cinético K encontrados no trabalho de Pedroti (2007) em comparação aos valores encontrados no presente estudo se deve principalmente à técnica diferente utilizada, tendo em vista que em seus experimentos foram aportados microrganismos, e no presente trabalho buscou-se realizar o crescimento microbiano natural do solo. Outro aspecto que pode justificar essas diferenças consiste no tempo de ensaio, que no presente trabalho foram de 180 dias, e no trabalho de Pedroti (2007) os experimentos foram monitorados durante 15 dias.

4.4.7 Propriedades geotécnicas dos materiais da biopilha após finalização do experimento

Na Tabela 35 são apresentadas as propriedades geotécnicas e mecânicas dos materiais após biorremediação. Nota-se que a massa específica dos grãos tende a reduzir proporcionalmente ao teor de material estruturante utilizado nas biopilhas, sendo, portanto, o material sem adição de materiais estruturantes a maior massa específica dos grãos encontrada. O limite de liquidez e plasticidade seguem o mesmo padrão da massa específica. Esse comportamento pode estar associado à textura mais granular dos materiais estruturantes utilizados nas biopilhas.

Tabela 35 - Características geotécnicas e mecânica dos materiais após biorremediação.

Propriedades do Solo	BAN	BI5B	BI10B	BI5CO	BI10CO
Massa específica dos grãos (g/cm³)	2,649	2,632	2,611	2,625	2,602
Limite de liquidez (%)	40,1	38,5	32,3	36,1	30,3
Limite de plasticidade (%)	27,7	24,3	22,1	23,1	21,9
Índice de plasticidade (%)	12,4	14,2	10,2	13	8,4
Pedregulho (%)	9	10	13	14	15
Areia (%)	63,6	60,8	52,8	67,8	70,7
Silte (%)	14,2	15,1	18,1	8,1	6,1
Argila (%)	13,2	14,1	16,1	10,1	8,2
Umidade ótima (%)	14,7	16,1	17,5	15,7	17,1
Peso específico seco máximo (kN/m³)	17,05	16,95	15,43	16,59	15,67
Resistência a compressão (kPa)	138,4	130,7	125,8	128,1	117,16

Fonte: O autor (2023)

Quanto à granulometria, observa-se que o teor de pedregulho aumentou de forma proporcional ao teor de material estruturante utilizado. As demais frações variaram diferente entre o uso do composto orgânico e o biossólido. No caso do composto orgânico, observa-se que os teores de areia aumentaram de forma proporcional ao conteúdo de

composto orgânico adicionado. Para o biossólido, os teores de areia diminuíram à medida que se aumentou o conteúdo do biossólido. Para as frações de silte e argila, observa-se reduções dos teores à medida que se aumenta o teor de composto orgânica e aumentos dos teores de silte e argila quando se aumenta o conteúdo de biossólido.

Esses resultados revelam que as misturas obtidas da biorremediação incorporaram à textura dos materiais estruturantes e impactaram não só no processo de biodegradação, como também no desempenho geotécnico.

Quanto à compactação, nota-se que os materiais oriundos da biopilhas com adições dos materiais estruturantes apresentaram maiores teores de umidade ótima e menores pesos específicos secos máximos, possivelmente devido à interação da água com a matéria orgânica presente nos materiais das biopilhas. Portanto, nota-se que os materiais resultantes das biopilhas que foram bioestimuladas com uso de materiais estruturantes orgânicos aumentaram a porosidade do solo e aumentou a demanda de água para se obter o máximo peso específico seco na compactação. Esses resultantes corroboram com os resultados de resistência à compressão não confinada, onde se verifica uma redução da resistência de modo proporcional ao uso dos materiais estruturantes.

De acordo com Sathyapriya *et al*. (2023), a biorremediação de solos arenosos contaminados por óleo promove alterações que melhoram a propriedade geotécnicas em comparação ao solo contaminado não tratado. Aspectos como resistência ao cisalhamento e redução do potencial de deformação/colapso são destacados pelos autores como melhorias proporcionadas pela biorremediação do solo contaminado.

As alterações observadas no produto das biopilhas, de modo geral, não são significativas, em relação ao solo natural. É provável que esses materiais possam compor aplicações geotécnicas de baixas solicitações mecânicas como a cobertura diária de aterros sanitários, a utilização como substrato de biomantas de proteção de taludes, cobertura de pilhas, cobertura de estradas não pavimentadas de baixo fluxo, dentre outras. Rathod *et al.* (2022) orienta a utilização do solo biotratado também em aplicações não estruturais. No entanto, ressalta-se a importância de realizar estudos mais detalhados desses materiais oriundos das biopilhas para compreender seu potencial de aplicação em fins geotécnicos.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

5.1 CONCLUSÕES

Os resultados dos ensaios realizados em laboratório indicam que o solo areno-argiloso investigado, classificado pelo SUCS como SC, ao ser misturado com óleo diesel (teores 2% a 8%) apresentou alterações nas suas características físicas, químicas e geotécnicas que podem impactar obras geotécnicas próximas ao local da contaminação.

Os ensaios de caracterização física (granulometria, densidade real dos grãos e limites de Atterberg) foram realizados no solo natural e em misturas do solo natural investigado com óleo diesel (2% a 8%).

A comparação dos resultados dos limites de Atterberg determinados para o solo natural e misturas do solo natural com 8% de óleo diesel, indica uma variação pouco significativa no LL (aproximadamente 1, ou seja de 43% para 44%) e uma variação mais significativa no valor de LP (ou seja, aproximadamente 7%, de 24% para 31%), com uma redução significativa no valor de IP de aproximadamente igual a 6%, indicando uma redução na espessura da camada de agua adsorvida (camada dupla) presente nas partículas de argilas com óleo diesel.

Em termos químicos, a contaminação por óleo diesel não apresentou grandes variações no pH, porém houve aumento da acidez. Não foram verificados indícios de que as cargas elétricas do solo foram alteradas devido à contaminação. A matéria orgânica do solo aumentou, o que era esperado, tendo em vista que os combustíveis são constituídos por compostos orgânicos.

A adição do óleo diesel (8%) no solo areno-argiloso investigado variou os resultados dos ensaios de compactação (energia Proctor Normal) com redução do teor de umidade ótima (de 16% para 10,9%) e aumento do peso específico seco máximo correspondente (de 16,95 kN/m³ para 17,42 kN/m³).

Os parâmetros de resistência ao cisalhamento reduziram consideravelmente, em condições inundadas e não inundadas, com a presença do contaminante na matriz. Há uma tendência de ruptura plástica no solo contaminado ao ser cisalhado, embora tenham sido encontrados melhores propriedades de compactação. Os parâmetros de resistência, coesão e ângulo de atrito reduzem significativamente na presença do contaminante.

O solo contaminado apresentou maior compressibilidade do que o solo natural. Os parâmetros de compressibilidade foram aumentados, em condições inundadas e não

inundadas, na presença do contaminante. Ocorre um tipo de colapso da estrutura formada pela contaminação mediante à alteração do teor de umidade.

O solo contaminado apresentou elevação do potencial de colapso em relação ao solo natural. Esse colapso pode ser classificado como colapso por lixiviação, tendo em vista que a inundação da água no solo contaminado lixivia o combustível e partículas finas que estão fixadas ao contaminante.

A condutividade hidráulica saturada do solo contaminado foi menor do que a do solo natural, no entanto é possível que essa redução da condutividade hidráulica esteja associada ao colapso da estrutura do solo contaminado durante o processo de saturação.

A presença do contaminante no solo revelou que há reduções na sucção matricial, sugerindo que a estrutura formada no solo, contaminada, não consegue reter a umidade como o solo natural.

Quanto ao processo de biorremediação utilizando biopilhas de bancadas, conclui-se que a adição do composto orgânico e do biossólido de ETE agregaram propriedades às biopilhas, promovendo um ambiente favorável à biodegradação do óleo diesel presente na matriz do solo. A técnica utilizada mostrou-se viável, tendo em vista que houve remoções de hidrocarbonetos totais da ordem de 92%, aproximadamente, com 180 dias de tratamento.

O monitoramento revelou que os materiais estruturantes, além de melhorar as propriedades físicas das biopilhas, disponibilizaram nutrientes para os microrganismos que se desenvolveram em quantidade e com maior velocidade, em comparação à bioatenuação natural do solo contaminado.

As características geotécnicas do produto das biopilhas apresentaram alterações pouco significativas. No entanto, tais alterações não impossibilitariam a sua utilização em uma aplicação geotécnica de baixa solicitação mecânica como, por exemplo, camadas diárias de aterros sanitários, cobrimento de pilhas e aterros, cobertura de estradas não pavimentadas, aplicação como substrato de biomantas de proteção de taludes, dentre outros. No entanto, sugere-se que sejam realizados trabalhos futuros mais aprofundados nessa questão da caracterização desses produtos para avaliar a aplicabilidade desses materiais para fins geotécnicos.

5.2 SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS

Diante dos resultados deste trabalho, sugerem-se os quesitos abaixo como possíveis trabalhos futuros:

- Realizar ensaios de avaliação do potencial de colapso do solo contaminado em diferentes tensões de inundação;
- Realizar vários ensaios de colapso em diferentes tensões de inundação e verificar como seriam afetados os parâmetros do modelo *Barcelona Basic Model* (BBM);
- Analisar as propriedades mecânicas e a compressibilidade utilizando ensaios com sucção controlada;
- Avaliar contaminações por diferentes poluentes como, por exemplo, misturas de óleo diesel com gasolina ou etanol, visando simular vazamentos simultâneos;
- Analisar o comportamento geotécnico do solo contaminado ao ser submetido a ciclos de secagem e umedecimento;
- Utilizar ensaios de colunas ou lisímetros instrumentados para avaliar o comportamento de solos contaminados por combustíveis em escala maior do que as amostras de laboratório;
- Avaliar a utilização de outros materiais estruturantes na técnica de biopilha como, por exemplo, esterco de aves, bovinos, ovinos, caprinos e etc para biorremediação de solos de região semiárida contaminados por combustível;
- Realizar ensaios de cisalhamento direto, compressibilidade, condutividade hidráulica e curva de retenção de umidade no material biorremediado.

REFERÊNCIAS

AKINWUMI, I. I. **Effects of waste engine oil contamination on the plasticity, strength and permeability of lateritic clay**. International Journal of Scientific and Technology Research, v. 3, n. 9, p. 331-335, Sept 2014.

ALCÂNTARA, M. A. de M. *et al*. Efeito da cinza de casca de arroz na plasticidade e compactação de uma mistura solo-cal. **Matéria (Rio de Janeiro)**, v.22, n.3, p.e11875, 2017.

AL-AGHBARI, M.; DUTTA, R.; MOHAMEDZEINI, Y. Effect of diesel and gasoline on the properties of sands—a comparative study. **International Journal of Geotechnical Engineering,** v. 5, n. 1, p. 61-68, Sept. 2011.

ALMEIDA, M. S.S. **Estudo da resistência ao cisalhamento de um solo não saturado quando percolado por fluídos de diferentes constantes dielétricas**. 2016. Tese (Doutorado). - Centro Interdisciplinar de Energia e Ambiente, Universidade Federal da Bahia. 2016.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **Standart test method for direct shear testo f soils under consolidated drained conditions.** D3080-04. West Conshohocken, USA: American Society of Testing and Materials (ASTM) International; 2004.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **Standard test method for measurement of soil potential (suction) using filter paper.** D5298-10. West Conshohocken, USA: American Society of Testing and Materials (ASTM) International; 2010.

ANDRADE, J. de A.; AUGUSTO, F.; JARDIM, I. C. S. F. Biorremediação de solos contaminados por petróleo e seus derivados. **Eclética química**, v. 35, n. 3, p. 17-43, Set. 2010.

ARAÚJO, A. O. **Dinâmica da matéria orgânica do solo em áreas manejadas e preservada na flona araripe**. 2015. Tese (Doutorado). - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Jul. 2015.

ASKARBIOKI, M. H. *et al*. Impact of gasoline contamination on mechanical behavior of sandy clay soil. **Journal of Mining and Environment**, v. 10, n. 2, p. 389-399, Apr. 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6457:** Amostra de solo – preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro, 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12007/90**. Solo – Ensaio de Adensamento Unidimensional**.** Rio de Janeiro,. 1990.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7182**: Solos – Ensaio de compactação. Rio de Janeiro, 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12025:** Solo-cimento - Ensaios de compressão simples de corpos de prova cilíndricos.. Rio de Janeiro, 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12770:** Solo coesivo – Determinação da resistência à compressão não confinada.. Rio de Janeiro, 1992.

AZUBUIKE, C. C.; CHIKERE, C. B.; OKPOKWASILI, G.C. Bioremediation techniques-classification based on site of application: principles, advantages, limitations and prospects. **World Journal Biotechnology**, v. 32, n.11, Nov. 2016.

BARBOSA, M. C.; JUCÁ, J. F.T.; BATALHA, M. S.; COELHO, C. R. B.; SOUZA, M. M.; MACIEL, F.J. Transporte de contaminantes e fluxo de gases em solos não saturados. Solos Não Saturados no contexto geotécnico, ABMS, São Paulo, 2015.

BICALHO, K.V.; MACHADO, S. L.; GERSCOVICH, D.MS . **Condutividade hidráulica e fluxo em solos não saturados.** Solos Não Saturados no contexto geotécnico, ABMS, São Paulo, 2015.

BECK, P. Soil and Ground-Water Remediation Techniques. **Geoscience Canada.** p.22-40. Mar.1996.

BRAMLITT, E. T. Clean soil at Eniwetok and Johnston Atolls. **Transactions of the American Nuclear Society.** 1990.

CABALA, G. V. E. **Estudo do comportamento mecânico de estruturas de solo-cimento reforçado com fibras de coco e hastes de bambu.** 2007. 113f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal. 2007.

CARVALHO, J. C.; JUNIOR, G. d; CARVALHO, E. **Tópicos sobre infiltração:** teoria e prática aplicadas a solos tropicais. Faculdade de Tecnologia, Brasília, 2012.

CARVALHO, J. C.; *et al.* **Propriedades químicas, mineralógicas e estruturais de solos naturais e compactados.** Solos Não Saturados no context geotécnico, ABMS, São Paulo, 2015.

CHANDLER, R. J. CRILLY, M. S. MONTGOMERY-SMITH, G. A low-cost method of assessing clay desiccation for low-rise buildings. **Proceedings of the Institute of Civil Engineering,** v.92, n. 2, p. 82-89, May, 1992.

CETESB, GTZ. **Manual de gerenciamento de áreas contaminadas**; 2.ed., CETESB, São Paulo; 2001.

CERQUEIRA, V.S. **Biorremediação de borra oleosa proveniente de indústria petroquímica em microcosmos.** 2011. 196f. Tese (Doutorado em Microbiologia Agrícola e do Ambiente) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Jun 2011.

CORREA, P. L. **Avaliação do gerenciamento de áreas contaminadas por hidrocarbonetos derivados de petróleo em postos revendedores de combustíveis no estado do Rio Grande do Norte.** 2017. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Porto Alegre, RS. 2017

CORREIA, N. de S. *et al*. Lime treatment of a diesel-contaminated coarse-grained soil for reuse in geotechnical applications. **International Journal of Geo-Engineering,** v. 11, n. 1, p. 1-15, Jun 2020.

COSTA FILHO, L.M.; JUCÁ, J.F.T. **Um caso de recalques devidos a vazamentos em área industrial.** 3º Seminário de Engenharia de Fundações Especiais e Geotecnia, SEFE/ ABMS, São Paulo, v.2, p.233-239, 1996.

DELLA-FLORA, I. K. **Remediação de solo contaminado com uma mistura comercial de diesel-biodiesel (b12):** uma avaliação em microcosmos dos efeitos da adição de compostos (in)orgânicos. 2021. 114f. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal da Fronteira Sul, 2021.

EDUARDO, E. N.; *et al.* Erodibilidade, fatores cobertura e manejo e práticas conservacionistas em Argissolo Vermelho-Amarelo, sob condições de chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.37, p.796-803, Jun 2013.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo.** Brasília, 2011. 574p.

ENVIRONMETAL PROTECTION AGENCY. **National Recommended Water Quality Criteria**., EPA-822-R-02-047. 2006.

ESTABRAGH, A. R.; KHATIBI, M.; JAVADI, A. A. Effect of cement on treatment of a clay soil contaminated with glycerol. **Journal of Materials in Civil Engineering**, v. 28, n. 4, p. 04015157, Nov 2016.

FAGERIA, N. K. *et al*. Caracterização química e granulométrica de solos de várzea de alguns estados brasileiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 29, n. 2, p. 267–274, Fev 1994.

FANG, H. Y.; CHANEY, R. C. **Introduction to environmental geotechnology.** CRC press, 2nd ed, 2016. 677p. ISBN 97-813-1537-473-4.

FARIAS, W.M.; *et al.* **Influência da Compactação nos Micro e Mesoporos Nanoestrurados e na Área Superficial Específica de um solo Laterítico.** VII Simpósio Brasileiro de Solos Não Saturados, v. 1, Pirenópolis –Go, Kelps, p. 169-175, 2011.

FERNANDEZ, F.; QUIGLEY, R.M. Hydraulic conductivity of natural clays permeated with simple liquid hydrocarbons. **Canadian Geotechnical Journal**, v.22, p. 205‑214, May 1985.

FREDLUND, D.G.; MORGENSTERN, N.R. Stress state variables for unsaturated soils. **Journal of the Geotechnical Engineering Division**, v.103, n.5, p. 447-466, May 1977.

FREDLUND, D.G.; RAHARDJO, H. **Soil mechanics for unsaturated soil.** Jonh Wiley & Sons, New York, 517 p., Jan 1993.

GEORGE, S. *et al*. Study on geotechnical properties of diesel oil contaminated soil. **International Journal of Civil and Structural Engineering Research**, v. 2, n. 2, p. 113-117, Mar 2015.

GUIGUER, N. J. Poluição das águas subterrâneas e do solo causada por vazamentos em postos de abastecimento. **Waterloo Hydrogeologic,** Inc. 356p., Mai 2000.

GUIMARÃES, C. C. **Estudo da utilização de composto orgânico para a remediação de solo contaminado por hidrocarboneto.** 2018. Dissertação (Mestrado em Ciência

Ambiental) - Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018.

HAGHSHENO, H.; ARABANI, M. Geotechnical properties of oil-polluted soil: a review. **Environmental Science and Pollution Research** p. 1-32, May 2022.

HERIS, M. N. *et al*. Effects of lead and gasoline contamination on geotechnical properties of clayey soils**. Soil and Sediment Contamination: An International Journal,**, v.29, p.340‑354, Jan 2020.

HUSSAIN, A. J.; AL-KHAFAJI, Z. S. Reduction of environmental pollution and improving the (Mechanical, physical and chemical characteristics) of contaminated clay soil by using of recycled oil. **Journal of Advanced Research in Dynamical and Control Systems**, v. 12, n. 4, p. 1276-1286, Aug 2020.

IZDEBSKA-MUCHA, D. *et al*. Influence of hydrocarbon contamination on clay soil microstructure. **Clay Minerals**, v. 46, n. 1, p. 47-58, Mar 2011.

JENNINGS, J.E.; KNIGHT, K. **A guide to construction on or with materials exhibiting additional settlement due to "collapse" of grain structure.** In: REGIONAL CONFERENCE FOR AFRICA ON SOIL MECHANICS AND FOUNDATION ENGINEERING, 7, Proceedings… Durban, v. 1, p.99-105, 1975.

JIA, Y. G. *et al*. **Case study on influences of oil contamination on geotechnical properties of coastal sediments in the Yellow River Delta.** In: Advances in environmental geotechnics. Springer, Berlin, Heidelberg p. 767-771, 2010.

JIA, Y. G. *et al*. The influence of oil contamination on the geotechnical properties of coastal sediments in the Yellow River Delta, China. **Bulletin of Engineering Geology and the Environment,** v. 70, n. 3, p. 517-525, 2011.

KAMPF, N.; CURI, N. **Argilominerais em solos brasileiros.** In: CURI, N.;*et al.* . (eds) Tópicos em ciência do solo. SBCS, Viçosa, MG, 2003. p.1-54. ISSN 1519-3934.

KÄMPF, N.; CURI, N.; MARQUES, J.J. **Intemperismo e ocorrência de minerais no ambiente do solo.** MELO, V.F.; ALLEONI, L.R.F. (eds), Química e Mineralogia do solo, Parte I, SBCS, Viçosa, MG, 2009, p. 333-380.

KARKUSH, M. O.; AL-TAHER, T. A. A. Geotechnical evaluation of clayey soil contaminated with industrial wastewater. **Archives of civil engineering**, v. 63, n. 1, p 47-62, Mar 2017.

KARKUSH, M. O.; KAREEM, Z. A. Investigation of the impacts of fuel oil on the geotechnical properties of cohesive soil. **Engineering Journal,** v. 21, n. 4, p. 127-137, Jul 2017.

KOERNER, R. M.; DANIEL, D. E. **Final Covers for Solid Waste Landfills and Abandoned Dumps.** 1 ed. New York, ASCE PRESS,1997.

KHOSRAVI, E. *et al*. Geotechnical properties of gas oil-contaminated kaolinite. **Engineering Geology,** v. 166, p. 11-16, Nov 2013.

KNOX, R. C.; SABATINI, D.A.; CANTER, L.W. **Subsurface Transport and Fate Proceses.** 446 p. Boca Raton: Lewis Publ.,1993.

KOGBARA, R. B.; AL-TABBAA, A. Mechanical and leaching behaviour of slag-cement and lime-activated slag stabilised/solidified contaminated soil. **Science of the total environment,** v. 409, n. 11, p. 2325-2335, May 2011.

KOGBARA, R. B. A review of the mechanical and leaching performance of stabilized/solidified contaminated soils. **Environmental reviews,** v. 22, n. 1, p. 66-86, Mar 2014.

KOSHLAF, E.; BALL, A. S. Soil bioremediation approaches for petroleum hydrocarbon polluted environments. **AIMS microbiology,** v. 3, n. 1, p. 25, Jan 2017.

LAGREGA, M. D.; BUCKINGHAM, P. L.; EVANS, J. C. **Hazardous Waste Manegement.** Boston: McGraw Hill, 2nd. Ed.,2001.

LEONARD, S. A.; STEGEMANN, J. A. Stabilization/solidification of petroleum drill cuttings. **Journal of Hazardous Materials,** v. 174, n. 1-3, p. 463-472, Feb 2010.

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos.** Oficina de textos, Abr 2016.

LI, X. D. *et al*. Heavy metal speciation and leaching behaviors in cement based solidified/stabilized waste materials. **Journal of Hazardous Materials,** v. 82, n. 3, p. 215-230, Apr 2001.

LUTENEGGER, A.J. & SABER, R.T. Determination of Collapse Potential of Soils. **Geotechnical Testing Journal.** ASTM, vol. 11, n. 3, , p. 173-178, Set 1988.

MAO, D.; *et al.* Geophysical monitoring of hydrocarbon-contaminated soils remediated with a bioelectrochemical system. **Environmental Science and technology,** v.50, p. 8205-8213, Jul 2016.

MACHADO, S. L.; VILAR, O. M. **Potenciais da água no solo.** In: Solos não saturados no contexto geotécnico, ABMS, São Paulo, Jul 2005. ISBN: 97-8856-795-003-7

MARCON, A. F. **Durabilidade e módulo de elasticidade de misturas areia-cal-cinza volante.** 1977. 119 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. Mar 1977.

MARINHO, F. A. M. **Os solos não saturados:** aspectos teóricos, experimentais e aplicados. 2005. Tese (Livre Docência) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, Ago 2005.

MATER, L. *et al*. Proposal of a sequential treatment methodology for the safe reuse of oil sludge-contaminated soil. **Journal of hazardous materials**, v. 136, n. 3, p. 967-971, Aug 2006.

MEEGODA, J. N.; *et al.* Waste inmobilization Technologies. **Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management**. Jan 2003.

MENDONÇA, E.S.; MATOS, E.S. **Matéria Orgânica do Solo.** Métodos de Análises. Viçosa, MG, 2005. 81p.

MENDOZA, C. E. H.; RAMÍREZ, P.G.; ALEGRÍA, O.C. Geotechnical Evaluation of Diesel Contaminated Clayey Soil. **Applied Sciences,** v. 11, n. 14, p. 6451, Jul 2021.

MESRI, G.; OLSON, R. E. Mechanisms controlling the permeability of clays. **Clays and Clay Minerals**, v. 19. 1971.p. 151-158.

MOHEBBI, M.; GITIPOUR, S.; MADADIAN, E. Solidification/stabilization of cresol-contaminated soil: Mechanical and leaching behavior. **Soil and Sediment Contamination: An International Journal,** v. 22, n. 7, p. 783-799, June 2013.

MORAIS, E. B**. Biodegradação de resíduos oleosos provenientes de refinaria de petróleo através do sistema de biopilhas.** 2005. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, Set 2005.

MUSTAFA, Y. M. H. *et al*. Utilization of Portland cement with limestone powder and cement kiln dust for stabilization/solidification of oil-contaminated marl soil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 3, p. 3196-3216, Jan 2021.

NAMKONNG, W.; *et al*. Bioremediation of diesel contaminated soil with composting. **Environmental Pollution**, v. 119, p.23-31, Aug 2002.

NASEHI, S.A., *et al.* Influence of gas oil contamination on geotechnical properties of fine and coarse-grained soils. Geotechnical and Geological Engineering, v.34, p. 333–345, Feb 2016.

NEZHAD, R. S. *et al*. Utilization of Nanosilica and Hydrated Lime to Improve the Unconfined Compressive Strength (UCS) of Gas Oil Contaminated Clay. **Geotechnical and Geological Engineering,** v. 39, n. 3, p. 2633-2651, Mar 2021.

OLIVEIRA JÚNIOR, A. I. de *et al*. Statistical multivariate analysis applied to environmental characterization of soil in semiarid region. **Revista Caatinga**, v. 32, n. 1, p. 200-210, Jan-Mar 2019.

OLIVEIRA JÚNIOR, A.I; *et al.* Influência da adição de fibras curtas de coco distribuídas aleatoriamente na curva de retenção de água de retenção de água de um solo argiloso compactado. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales,** v. 16, n. 11, p. 218-231, Abr 2023.

OLIVEIRA, F. L. *et al*. Prepared bed land treatment of soils containing diesel and crude oil hydrocarbons. **Journal of Soil Contamination**, v. 7, n. 6, p. 657-674, 1998.

OLIVEIRA, N.M.; *et al.* Influência da estrutura na curva de retenção de água de retenção e no comportamento colapsível de um solo tropical. **Anuário do Instituto de Geociências,** v.44, p. 35335, 2021.

OLUREMI, J. R.; ADEWUYI, A. P.; SANNI, A. A. Compaction characteristics of oil contaminated residual soil. **Journal of Engineering and Technology (JET),** v. 6, n. 2, p.75-87, Dec 2015.

OSTOVAR, M., *et al.* Effects of crude oil on geotechnical specification of sandy soils. **Soil and Sediment Contamination: An International Journal,** , v.30, p.58–73, Jul 2020.

PEDROTI, G. I. **Ensaios de biodegradabilidade aeróbia de hidrocarbonetos derivados do petróleo em solos.** 2007. 119 f. Dissertação (Mestrado) – Centro de tecnologia, Universidade Federal do Espírito Santo, Jun 2007.

PEREZ, I. **A avaliação do potencial de encapsulamento de um solo contaminado com cloreto de zinco através da adição de cal e cimento.** 2017. 118 f. Dissertação (Mestrado). Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Abr 2017.

PEREZ, A. C. **Análise da influência de insumos minerais no comportamento de um perfil de solo tropical.** 2022. 138 f. Tese (Doutorado) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Jun 2022.

PENG, S.; *et al.* Phytoremediation of petroleum contaminated soils by *Mirabilis Jalapa L.* in a greenhouse plot experiment. **Journal of hazardous materials,** v. 168, n. 2-3, p. 1490-1496, Sept 2009.

PORTELINHA, F. H. M. *et al*. Geotechnical Properties and Microstructure of a Diesel Contaminated Lateritic Soil Treated with Lime**. Soil and Sediment Contamination: An International Journal,** v. 30, n. 7, p. 838-861, Mar 2021.

RESENDE, M. *et al*. **Pedologia: base para distinção de ambientes.** 5 ed. Lavras: Editora UFLA, 322 p, 2007. ISBN 97-885-8769-240-5.

PRESS, F.; *et al.* **Para Entender a Terra.** Tradução: Menegat, R. et al .4a.ed. Bookman, Porto Alegre, 656p. 2006. ISBN: 97-885-363-0611-7.

RAJABI, H.; SHARIFIPOUR, M. Geotechnical properties of hydrocarbon-contaminated soils: a comprehensive review. **Bulletin of Engineering Geology and the Environment,** v. 78, n. 5, p. 3685-3717, Jul 2019.

RAHMAN, Z. A. *et al*. Influence of oil contamination on geotechnical properties of basaltic residual soil. **American journal of applied sciences,** v. 7, n. 7, p. 954, Jan 2010.

RASHEED Z. *et al*. Effect of crude oil products on the geotechnical properties of soil. **WIT Transactions on Ecology and the Environment**, v.186, p. 353‑361, Dec 2014.

RATHOD, V. P.; *et al.* Effect of bioremediation technique on engineering properties of crude oil-contaminated soil. **Biocatalysis and Agricultural biotechnology,** v.43, p102393, Aug 2022.

ROJAS, J. W. J.; CONSOLI, N. C.; HEINECK, K. S. Análises do comportamento físico de um solo contaminado por borra oleosa ácida e encapsulado com cimento Portland. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 2, p. 217-225, Jun 2008a.

ROJAS, J. W.; CONSOLI, N. C.; HEINECK, K. S. Durabilidad de um suelo contaminado y tratado com cemento Portland. **Revista Ingeniería de Construcción**, v.23, n.3, p.163-170, Dic 2008b.

ROJAS, J. W. **Estudo de remediação de solo contaminado por borra oleosa ácida utilizando a técnica de encapsulamento.** 2007. 150 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) -Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. Mar 2007.

SAFEHIAN, H.; RAJABI, A. M.; GHASEMZADEH, H. Effect of diesel-contamination on geotechnical properties of illite soil. **Engineering geology**, v. 241, p. 55-63, Jul 2018.

SAHM, H., Biological Fundamentais; in: REHM, H. J.; REED, G: em cooperação com PÜHLER, A.; STADLER, P.; **Biotechnology:** a multivolume compreensive treatise, 2nd ed, 1993.

SANCHES, L. E. A. **Desativação de empreendimentos industriais:** um estudo sobre o passivo ambiental. 1998. Tese (Livre Docência) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, Mai 1998.

SANTOS, E., UNAGRI N. C. H., SANTOS B. M. **Principais técnicas de remediação e gerenciamento de áreas contaminadas por hidrocarbonetos no estado de São Paulo.** 2008. 127 f. Monografia. Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, São Paulo. 2008.

SANTOS, R. M. **Avaliação da adição do pó da casca de coco verde, como material estruturante, na biorremediação de solo contaminado por petróleo.** 2007. 143 f. Tese (Doutorado) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Abr 2007.

SANTOS, R. S.; SOUZA, G. P.; HOLANDA, J. N. F. Caracterização de massas argilosas contendo resíduo proveniente do setor petrolífero e sua utilização em cerâmica estrutural. **Revista Cerâmica**, v.48, p.115-120, Set 2002.

SANTOS, S. S. **Remediação de solos contaminados por derivados de petróleo utilizando processo foto-fenton.** 2005. 117 f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Jul 2005.

SARKAR, D, et al. Strategies for enhanced bioremediation of organic and inorganic pollutants in environmental samples. **Microbial Biodegradation and Bioremediation.** Elsevier, 2014.

SATHYAPRIYA, S.; SHARVESH, R.; NATARAJAN, C. Bioremediation of oil-contaminated sand. **Jordan Journal of civil Engineering,** v.17, n.3, Mar 2023.

SHAHSAVARI, E.; *et al.* Plant residues - A low cost, effective bioremediation treatment for petrogenic hydrocarbon-contaminated soil. **Science of the Total Environment,** v.443, p. 766–774, Jan 2013

SHAH, S. J. *et al*. Stabilization of fuel oil contaminated soil—A case study. **Geotechnical & Geological Engineering**, v. 21, n. 4, p. 415-427, Dec 2003.

SILVA, D. do N. *et al.* Remediation of polluted soils contaminated with Linear Alkyl Benzenes using Fenton's reagent. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 48, p. 257-265, Jun 2005.

SAVIOZZI, A.; CARDELLI, R.; COZZOLINO, M. Bioremediation with compost of a diesel contaminated soil: monitoring by dehydrogenase activity and basal respiration. **Compost Science and Utilization**, v.17, n.1, p.55-60, 2009.

SCHWARZ, L. G.; KRIZEK, R. J. Hydrocarbon residuals and containment in microfine cement grouted sand. **Journal of Materials in Civil Engineering**, v. 18, n. 2, p. 214-228, Apr 2006.

SOBRINHA, M. A. S. M.; *et al.* Análise do potencial de erodibilidade de um solo de Juazeiro do Norte, Ceará**. Revista brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental**, v. 11, p. 8-22, Jan 2021.

SUTHERSAN, SUTHAN. S. **Remediation Engineering:** Design Concepts. CRC Press Inc. Lewis Publishers. 362 p. 1997.

TRINDADE, P.V.O. **Avaliação das técnicas de bioaumentação e bioestimulação de solo contaminado por hidrocarbonetos de petróleo.** 2002. 127 f. Tese (Doutorado) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2002.

van GENUCHTEN. M. T. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsatured soils. **Soil Science Society of America Journal**., v.44, v.5, p.892-898, Sept 1980.

van GENUCHTEN, M.T.; NIELSEN, D.R. On describing and predicting the hydraulic properties of unsatured soils. **Annales Geophysicae**., v.3, p.615-628, Jan 1985.

VASCONCELOS, R. F. B. *et al*. Limites de consistência e propriedades químicas de um Latossolo amarelo distrocoeso sob aplicação de diferentes resíduos da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 639-648, Jun 2010.

VERWEY, E. J. W. Theory of the stability of lyophobic colloids. **The Journal of Physical Chemistry**, v. 51, n. 3, p. 631-636, Aug 1948.

WADA, L. M. **Estudo do comportamento de solos contaminados com óleo de isolamento de transformadores.** 2011. 77 f. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, Fev 2012.

WASZAK, D. Q.; *et al.* Bioremediation of a Benzo [a] Pyrene-Contaminated Soil Using a Microbial Consortium with *Pseudomonas aeruginosa*, *Candida albicans*, *Aspergillus flavus*, and *Fusarium sp*. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 226, n. 9, p. 319, Aug 2015.

WILES, C. C. A review of solidification/stabilization technology**. Journal of hazardous materials**, v. 14, n. 1, p. 5-21, 1987.

ZOGALA, B. *et al*. Geoelectrical investigation of oil contaminated soils in former underground fuel base: Borne Sulinowo, NW Poland. **Environmental Geology**, v. 58, n. 1, p. 1-9, Jul 2009