

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

ARNALDO JOAQUIM DE SOUZA JUNIOR

**DINÂMICA DA POLIACRILAMIDA EM SOLOS COESOS SOB
EFEITO DA APLICAÇÃO DE SILICATO**

RECIFE

2024

Arnaldo Joaquim de Souza Junior
Engenheiro Agrônomo

Dinâmica da poliacrilamida em solos coesos sob efeito da aplicação de silicato

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciência do Solo.

Orientador: Prof. Dr. Brivaldo Gomes de Almeida

Coorientadores: Prof. Dr. André Marciel Netto
Prof. Dr. Marcelo Metri Corrêa

**Recife
2024**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S729d

Souza Junior, Arnaldo Joaquim de Souza Junior
DINÂMICA DA POLIACRILAMIDA EM SOLOS COESOS SOB EFEITO DA APLICAÇÃO DE SILICATO /
Arnaldo Joaquim de Souza Junior Souza Junior. - 2024.
95 f. : il.

Orientador: Brivaldo Gomes de Almeida.
Coorientador: Andre Marciel Netto; Marcelo Metri Correa.
Inclui referências, apêndice(s) e anexo(s).

Tese (Doutorado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo,
Recife, 2024.

1. Adubação silicatada. 2. Tabuleiros Costeiros. 3. Cristalino Meridional. 4. Propriedades hidráulicas do solo. 5.
Adsorção de polímeros. I. Almeida, Brivaldo Gomes de, orient. II. Correa, Andre Marciel Netto; Marcelo Metri, coorient.
III. Título

CDD 631.4

ARNALDO JOAQUIM DE SOUZA JUNIOR

Dinâmica da poliacrilamida em solos coesos sob efeito da aplicação de silicato

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciência do Solo.

Aprovada em 27 de fevereiro de 2024

Prof. Dr. Brivaldo Gomes de Almeida

Orientador

Universidade Federal Rural de Pernambuco

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Alexandre Tavares da Rocha

Universidade Federal do Agreste de Pernambuco

Prof. Dr. José Miguel Reichert

Universidade Federal de Santa Maria

Prof. Dr. Marcelo Metri Corrêa

Universidade Federal do Agreste de Pernambuco

Prof. Dr. Valdomiro Severino de Souza Junior

Universidade Federal Rural de Pernambuco

À minha querida mãe, Alda. Meu alicerce, minha vida, minha amada. Uma guerreira incansável que, com mãos firmes e coração gentil, moldou minha jornada com amor e dedicação. Que sempre colocou meu bem-estar à frente do seu, ensinando-me o verdadeiro significado do amor incondicional e da força que reside na delicadeza.

À minha Tia Laudiceia (in memoriam), a inesquecível Tia Ceia! Minha amada tia e segunda mãe, a quem a morte não pode levar de meu coração. In memoriam, sua presença é uma chama eterna que ilumina minha jornada, um legado de amor e resiliência.

Ambas, pilares de minha formação, são as raízes profundas que me ancoram e as asas que me permitiram voar. A cada palavra desta tese, ecoa o amor, os ensinamentos e a força que me concederam. É a elas que dedico cada conquista, cada descoberta, cada passo adiante nesta jornada.

AGRADECIMENTOS

A minha eterna gratidão a **Deus**, que me fortaleceu nos momentos de fraqueza e iluminou minha jornada com sua luz divina, revelando um caminho de graça e bênçãos.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco – **UFRPE**, pela acolhida calorosa no programa de Ciência do Solo. A oportunidade de cursar disciplinas nesse renomado programa enriqueceu profundamente meu conhecimento e perspectiva profissional. Esta universidade tem sido meu lar acadêmico desde a graduação, um lugar de crescimento e descoberta. Agora, ao concluir mais um ciclo significativo de minha jornada, reflito sobre os laços duradouros e o aprendizado inestimável que aqui adquiri.

A minha sincera gratidão ao Prof. Dr. **Brivaldo Gomes de Almeida**, cuja orientação e sabedoria foram pilares fundamentais no doutorado. Seu apoio, paciência e dedicação não apenas enriqueceram meu conhecimento, mas também moldaram minha perspectiva profissional. A cada desafio, sua confiança em minha capacidade foi o estímulo que impulsionou minha resiliência e determinação. Mais que um orientador, um amigo!

Ao Prof. Dr. **André Marciel Netto**, meu co-orientador, expressei meu profundo apreço. Sua expertise, orientação precisa e apoio foram essenciais para a qualidade e profundidade deste trabalho. A cada etapa, sua perspectiva inovadora foram fontes de inspiração e crescimento, fazendo desta jornada uma experiência de aprendizado enriquecedora.

Ao Prof. Dr. **Marcelo Metri Corrêa**, sou grato por sua amizade, foi meu orientador no mestrado, e agora co-orientador no doutorado, sua contínua confiança e apoio foram fundamentais para minha evolução profissional. Seus ensinamentos, tanto em conhecimento quanto em caráter, são joias preciosas que carregarei por toda a minha carreira.

Ao Prof. Dr. **Valdomiro Souza Júnior**, minha gratidão. Agradeço pela sua generosidade e conselhos inestimáveis. A disponibilidade do laboratório de Mineralogia foi fundamental para a evolução do trabalho.

Agradeço à coordenação da pós-graduação e, particularmente, à Prof. Dra. **Giselle Fracetto**. Sua prontidão em esclarecer dúvidas e orientar assegurou uma preparação e defesa sem empecilhos.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (**CAPES**) - Código de Financiamento 001.

À **Silifertil Ambiental Ltda** e **Century Química do Brasil Ltda** pela disponibilidade e facilidade na aquisição do fertilizante e do polímero, respectivamente. Objetos de estudos imprescindíveis para a realização da pesquisa.

Ao **IPA-Instituto Agronômico de Pernambuco** e a **Usina Trapiche S.A.** pela disponibilidade da área estudada.

À toda minha **família**, cujo apoio incondicional foi a rocha sobre a qual construí minha jornada. Em particular, sou eternamente grato ao meu pai, **Arnaldo Joaquim** e ao meu avô, **Luiz Pedro**, cuja serenidade e força foram faróis de esperança e resiliência. Eles estiveram ao meu lado em cada desafio, oferecendo sabedoria e apoio.

Agradeço profundamente à **Thaís Mendes**, minha noiva, cujo amor, apoio e orações foram meu alicerce. Seu encorajamento constante foi uma fonte inestimável de força e inspiração.

Ao **Eudes Oliveira**, técnico do laboratório, minha gratidão é profunda. Sua disposição em ajudar, os conselhos valiosos e as boas risadas compartilhadas enriqueceram não apenas meu trabalho, mas também minha experiência acadêmica. Sua presença tornou a jornada mais leve e significativa.

À **Steffany Daiana**, expresse minha gratidão. Foi um privilégio ser seu coorientador e acompanhar sua dedicação e crescimento. Sua contribuição foi fundamental para a realização deste trabalho. Valorizo profundamente a jornada que compartilhamos e a evolução da nossa relação profissional.

A **Talmo Henrique**, minha gratidão é imensa. Sua ajuda nas coletas de campo e a amizade sincera que construímos fora da academia foram fundamentais para mim. A **Paulo Henrique**, minha profunda gratidão, com a sabedoria de um conselheiro e a energia de um jovem, ele se tornou uma figura paternal. A **Edílson Amaral**, minha gratidão é certa. Sua expertise em geografia e habilidade com mapas enriqueceram meu trabalho. À **Ana Lua**, **Alisson José** e **Victor Miranda**, membros valiosos do Laboratório de Física do Solo - LaFis, minha gratidão é sincera. Cada um, à sua maneira, contribuiu significativamente para esse trabalho. A colaboração e o apoio que vocês ofereceram foram elementos essenciais que sustentaram não apenas este projeto, mas também o espírito de comunidade dentro do laboratório.

A **Artur Henrique**, minha gratidão. Sua ajuda foi fundamental para essa pesquisa. Estendo meu agradecimento a toda a equipe do laboratório de Mineralogia.

A **Marlon Ribas**, **Analice Nunes**, **Juliet Emília**, **Pedro Mouzinho**, **Edilvan Sousa** expresse meu sincero agradecimento. A convivência e o apoio contínuo se tornaram uma fonte de força e inspiração. Juntos, passamos por desafios e celebrações, fortalecendo um vínculo que vai além do contexto acadêmico.

A todos que cruzaram meu caminho durante esta jornada, desde os dedicados funcionários da UFRPE até os amigos que se tornaram minha rede de suporte, cada gesto e palavra de encorajamento foram essenciais. Ninguém faz ciência sozinho, e esta trajetória é o reflexo disso. Cada contribuição, direta ou indireta, transformou desafios em triunfos e sonhos em realidade. A todos vocês, minha eterna gratidão.

"O que fazemos na vida ecoa na eternidade." - Máximo, "Gladiador" (2000)

Dinâmica da poliacrilamida em solos coesos sob efeito da aplicação de silicato

RESUMO

Na busca por soluções sustentáveis e eficientes para o manejo do solo em ecossistemas agrícolas, a compreensão da interação entre polímeros e diferentes tipos de solo surge como um campo de estudo fundamental. Em particular, a poliacrilamida (PAM), um polímero aniônico comumente utilizado para melhorar as propriedades físicas do solo e controlar a erosão, apresenta desafios específicos em sua aplicação, especialmente no que diz respeito à sua penetração e eficácia nas camadas coesas localizadas nas subsuperfícies do solo. Este estudo aborda a interação da PAM com dois tipos de solo, Argissolo Amarelo Distrocoeso epirodóxico e Latossolo Amarelo Distrocoeso, focando na dinâmica do polímero no perfil do solo. A pesquisa foi conduzida em geossistemas distintos - os Tabuleiros Costeiros e o Cristalino Meridional - onde as propriedades físico-químicas e mineralógicas dos solos foram avaliadas para compreender sua influência na mobilidade da PAM. Utilizando o modelo de isotermas Sips para modelagem da adsorção e o Fator de Atenuação para analisar a persistência da PAM no solo, o estudo integra métodos de análise química, física e mineralógica para uma compreensão abrangente. Foram aplicados diversos tratamentos, incluindo a adição de silicato e a remoção de agentes cimentantes, para observar suas influências na adsorção da PAM. A pesquisa demonstrou que a mobilidade da PAM nos solos é fortemente influenciada pelas propriedades hidráulicas, químicas e mineralógicas dos solos. Além disso, tratamentos com silicato mostraram-se eficazes em melhorar a penetração da PAM, especialmente nos horizontes coesos, ressaltando a necessidade de adotar abordagens integradas que considerem simultaneamente as interações químicas, físicas e mineralógicas do solo para otimizar a eficácia da PAM. Essas descobertas ampliam a compreensão sobre o uso da PAM em práticas agrícolas e abrem caminho para métodos de manejo do solo mais eficientes e sustentáveis.

Palavras-chave: Adubação silicatada. Tabuleiros Costeiros. Cristalino Meridional. Propriedades hidráulicas do solo. Adsorção de polímeros.

Dynamics of polyacrylamide in cohesive soils under the effect of silicate application

ABSTRACT

In the quest for sustainable and efficient soil management solutions in agricultural ecosystems, understanding the interaction between polymers and various soil types emerges as a fundamental field of study. In particular, polyacrylamide (PAM), an anionic polymer commonly used to enhance soil physical properties and control erosion, presents specific challenges in its application, especially regarding its penetration and effectiveness in the cohesive layers located in soil subsurfaces. This study addresses the interaction of PAM with two soil types, Argissolo Amarelo Distrocoeso epirodóxico and Latossolo Amarelo Distrocoeso, focusing on the dynamics and attenuation of the polymer in the soil profile. The research was conducted in distinct environments - the Tabuleiros Costeiros and Cristalino Meridional - where the physicochemical and mineralogical properties of the soils were evaluated to understand their influence on PAM mobility. Using the Sips isotherm model for adsorption modeling and the Attenuation Factor to analyze the persistence of PAM in the soil, the study integrates chemical, physical, and mineralogical analysis methods for comprehensive understanding. Various treatments were applied, including the addition of silicate and the removal of cementing agents, to observe their influences on PAM adsorption. The research demonstrated that PAM mobility in soils is strongly influenced by the soils' hydraulic, chemical, and mineralogical properties. Moreover, silicate treatments proved effective in enhancing PAM penetration, particularly in the cohesive horizons, highlighting the need to adopt integrated approaches that simultaneously consider the chemical, physical, and mineralogical interactions of the soil to optimize PAM efficacy. These findings expand the understanding of PAM use in agricultural practices and pave the way for more efficient and sustainable soil management methods.

Keywords: Silicate Fertilization. Tabuleiros Costeiros. Cristalino Meridional. Soil Hydraulic Properties. Polymer Adsorption.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa de localização do primeiro perfil, situado no município de Goiana-PE.....	31
Figura 2 - Mapa de localização do segundo perfil, situado no município de Sirinhaém-PE ..	32
Figura 3 - Perfil à esquerda: Argissolo Amarelo Distrocoeso epirodóxico (AADe); Perfil à direita: Latossolo Amarelo Distrocoeso (LAD).	32
Figura 4 - Turbidímetro digital utilizado para determinar as concentrações da PAM.	34
Figura 5 - Aspectos dos sobrenadantes após período de agitação, antes e depois da adição da hiamina.	35
Figura 6 - Difratoograma de raio X do Argissolo Amarelo Distrocoeso epirodóxico (AADe)	52
Figura 7 - Difratoograma de raio X do Latossolo Amarelo Distrocoeso (LAD)	53
Figura 8 - Apresentação gráfica dos ensaios de cinética com os dados observados em laboratório e os modelos de pseudo-primeira ordem (vermelho) e pseudo-segunda ordem (azul), para os horizontes do AADe.	56
Figura 9 - Representação gráfica dos ensaios de cinética com os dados observados em laboratório e os modelos de pseudo-primeira ordem (vermelho) e pseudo-segunda ordem (azul), para os horizontes do LAD.	57
Figura 10 - Curvas de atenuação da poliacrilamida nos perfis do AADe (à esquerda) e LAD (à direita).....	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Propriedades típicas da poliacrilamida aniônica, Superfloc A-130.....	34
Tabela 2 – Análises de caracterização físicas do Argissolo Amarelo Distrocoeso epirodóxico (AADe) e o Latossolo Amarelo Distrocoeso (LAD)	46
Tabela 3 – caracterização química do Argissolo Amarelo Distrocoeso epirodóxico (AADe) e o Latossolo Amarelo Distrocoeso (LAD)	48
Tabela 4 – Valores de óxidos de ferro dos horizontes dos perfis do AADe e do LAD	51
Tabela 5 – Valores ajustados dos parâmetros dos modelos de pseudo-primeira e pseudo-segunda ordem para o perfil do Argissolo Amarelo Distrocoeso epirodóxico (AADe) e do Latossolo Amarelo Distrocoeso (LAD)	54
Tabela 6 – Parâmetros das isotermas de Freundlich, Langmuir e Sips para o perfil do AADe.	59
Tabela 7 – Parâmetros das isotermas de Freundlich, Langmuir e Sips para o perfil do LAD.	60
Tabela 8 – Valores do Fator de Retardo (R) para todos os tratamentos com PAM no perfil do AADe.	64
Tabela 9 – Valores do Fator de Retardo (R) para todos os tratamentos com PAM no perfil do LAD.	65
Tabela 10 – Valores do coeficiente de partição (K_D) para os tratamentos no perfil do AADe.	66
Tabela 11 – Valores do coeficiente de partição (K_D) para os tratamentos no perfil do LAD.	67
Tabela 12 – Propriedades hidráulicas para o perfil do AADe	68
Tabela 13 – Propriedades hidráulicas para o perfil do LAD.....	69
Tabela 14 – Dados de entrada para o cálculo da concentração a cada 2cm no perfil do solo via equação (24).....	70

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- AADe** - Argissolo Amarelo Distrocoeso epirodóxico
- ADA** - Argila dispersa em água
- AF** - Areia fina
- AG** - Areia grossa
- AM** - Areia média
- AMF** - Areia muito fina
- AMG** - Areia muito grossa
- ATD** - Análise termodiferencial
- ATR** - Refletância Atenuada Total
- BEST** - Estimativa de parâmetros de transferência de solo
- C** - Horizonte coeso
- COT** - Carbono Orgânico Total
- CTC** - Capacidade de troca de cátions
- CTC_{ef}** - Capacidade de Troca de Cátions Efetiva
- CTC_{pot}** - Capacidade de Troca de Cátions Potencial
- DCB** - Ditionito Citrato e Bicarbonato de Sódio
- DI** - Deionizada
- D_p** - Densidade da partícula
- DRX** - Difractometria de raio X
- D_s** – Densidade do Solo
- EF** - Eficiência Modificada
- ID** - Índice de dispersão
- IF** - Índice flocculação
- IPA** - Instituto Agrônomo de Pernambuco
- K_D** - Coeficiente de Partição
- K_F** - Constante de Freundlich (mg g^{-1})
- K_L** - Constante de Langmuir (L mg^{-1})
- K_s** - Constante de Sips (L mg^{-1})
- LACS** - Laboratório de Avaliação da Contaminação do Solo
- LAD** - Latossolo Amarelo Distrocoeso
- m** - Saturação por alumínio
- n** - Expoente de Freundlich

ns - Expoente de Sips
NTU - unidades nefelométricas de turbidez
PAM - Poliacrilamida
PCZ - Ponto de carga zero
pH - Potencial hidrogeniônico
PST - Percentagem de sódio trocável
R - Fator de Retardo
RP - Resistência à penetração de raízes
RMSE - Raiz Quadrada Média do Erro.
RPM - Rotação por minutos
SB - Soma de bases
Smax - Capacidade máxima de adsorção (mg g)
SSE - Soma dos Erros Quadráticos
TFSA - Terra Fina Seca ao Ar
UFPE - Universidade Federal de Pernambuco
UFRPE - Universidade Federal Rural de Pernambuco
V - Saturação por bases

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	18
1.1 Hipóteses	19
1.2 Objetivos.....	19
1.2.1 <i>Objetivo Geral</i>	19
1.2.2 <i>Objetivos Específicos</i>	19
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
2.1 Contrastes geomorfológicos: geossistema Tabuleiros Costeiros e Cristalino Meridional .	20
2.2 Solos coesos: caracterização e gênese	21
2.3 Uso de condicionadores no solo: poliacrilamida aniônica (PAM)	22
2.4 Silicatos no solo: mecanismos de ação e interações com a poliacrilamida.....	23
2.5 Agentes cimentantes e sua influência na adsorção da poliacrilamida no solo	25
2.6 Adsorção no solo	26
2.7 Cinética de adsorção	27
2.8 Métricas estatísticas na avaliação da sorção de poliacrilamida no solo	28
2.9 Programas BEST e BEST-WR.....	29
3 MATERIAL E MÉTODOS	31
3.1 Descrição da área de estudo.....	31
3.2 Análises físicas e químicas dos solos	33
3.3 Determinação da concentração de poliacrilamida (PAM).....	33
3.4 Cinética de adsorção	35
3.5 Isotermas de adsorção.....	37
3.5.1 <i>Isotermas de Langmuir</i>	38
3.5.2 <i>Isotermas de Freundlich</i>	38
3.5.3 <i>Isotermas de Sips</i>	39
3.6 Fator de Retardo (R) e Coeficiente de Partição (K_D)	39
3.7 Análises mineralógicas dos solos	40

3.8 Método Beerkan	40
3.9 Fator de Atenuação	42
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
4.1 Análises físicas dos solos	44
4.2 Análises químicas dos solos	47
4.3 Mineralogia na adsorção dos solos	50
4.4 Cinética de adsorção	53
4.5 Isotermas de adsorção	58
4.6 Fator de Retardo	64
4.7 Coeficiente de Partição (K_D)	66
4.8 Propriedades hidráulicas dos solos	68
4.9 Fator de atenuação e dinâmica da poliacrilamida nos solos	70
5 CONCLUSÕES	75
REFERÊNCIAS	76
APÊNDICES - Isotermas de adsorção no AADe, com o primeiro tratamento.....	89
ANEXO A – DESCRIÇÃO GERAL DO PRIMEIRO PERFIL (Itapirema, Goiana, PE)	92
ANEXO B - DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA DO PRIMEIRO PERFIL (Itapirema, Goiana	93
ANEXO C – DESCRIÇÃO GERAL DO SEGUNDO PERFIL (Sirinhaém, PE)	94
ANEXO D - DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA DO SEGUNDO PERFIL (Sirinhaém, PE)	95

1 INTRODUÇÃO

Os solos coesos representam um desafio no campo da geociência e da produção agrícola, especialmente em regiões como o Nordeste brasileiro. Caracterizados por uma resistência expressiva à penetração de raízes e uma notável variação na consistência em função da umidade, estes solos impõem limitações substanciais ao manejo do solo e, portanto, ao desenvolvimento agrícola.

No contexto da melhoria desses solos, a poliacrilamida (PAM) emerge como um condicionador de solo promissor, conhecido por sua eficácia na melhoria da estrutura do solo e, conseqüentemente na redução da erosão e na facilitação da infiltração de água. No entanto, a aplicação da PAM em solos coesos enfrenta desafios específicos, devido à sua mobilidade limitada e interações complexas com os componentes do solo.

Paralelamente, o silicato de cálcio e magnésio ($\text{Ca}_2\text{O}_4\text{Si}$ e $\text{Mg}_2\text{O}_4\text{Si}$) apresenta-se como um aditivo fundamental influenciando positivamente a dinâmica química do solo. A interação desses silicatos com a PAM em solos coesos é um assunto pouco explorado, oferecendo um potencial considerável para otimizar a eficácia da PAM e, por extensão, melhorar a qualidade dos solos coesos.

A presente pesquisa aborda essa dinâmica complexa, focando nas interações entre a PAM, a extração de agentes cimentantes e a adubação silicatada. Impulsionada pela hipótese de que a eficácia da mobilidade da PAM até o horizonte coeso é amplificada pela aplicação prévia do silicato de cálcio e magnésio no solo, e que a eficiência da mobilidade da PAM é potencializada após a extração dos agentes cimentantes, esta pesquisa buscou elucidar os mecanismos subjacentes que governam estas interações.

Neste contexto, o objetivo da pesquisa foi investigar como a interação entre esses elementos influencia a mobilidade e eficácia da PAM em solos coesos, se dedicando a quantificar os parâmetros de transporte da PAM, realizar análises químicas, físicas e mineralógicas dos solos. Adicionalmente, o estudo emprega o método Beerkan utilizando o software BEST (Estimativa de parâmetros de transferência de solo) para estimar os parâmetros hidráulicos dos solos.

Este estudo se destaca como uma pesquisa inovadora na área de manejo de solos coesos. Assim, os resultados esperados não apenas esclarecem as interações complexas entre a PAM, o silicato, e os solos coesos, mas também abrem caminho para novas técnicas de aprimoramento da qualidade do solo.

1.1 Hipóteses

A eficácia do transporte da poliacrilamida (PAM) até o horizonte coeso é amplificada quando combinada com a aplicação do silicato de cálcio e magnésio no solo. Isso se deve à capacidade do silicato de atuar como um competidor eficiente pelos sítios de adsorção no solo, facilitando assim a mobilidade da PAM;

A eficiência da mobilidade da PAM no solo coeso é potencializada após a extração de compostos de baixa cristalinidade, facilitando a penetração da PAM, otimizando sua distribuição e atuação nas camadas subsuperficiais do solo.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo Geral

Investigar a interação entre a poliacrilamida (PAM), a extração de compostos de baixa cristalinidade e a adubação silicatada em solos coesos, com foco em avaliar como esses elementos influenciam a mobilidade da PAM.

1.2.2 Objetivos Específicos

- Realizar análises químicas e físicas de caracterização dos solos, para obter dados detalhados que podem impactar a mobilidade da poliacrilamida (PAM);
- Quantificar os óxidos de ferro e analisar a mineralogia dos solos, para entender a influência desses componentes no processo de adsorção, bem como na interação e mobilidade da PAM;
- Quantificar os parâmetros de interação da PAM com os solos, calculando o fator de retardo (R) e coeficiente de partição (K_d).
- Utilizar o método Beerkan para estimar os parâmetros hidráulicos dos solos, analisando a distribuição de tamanho de partículas e parâmetros de escala de experimentos de infiltração, para avaliar a dinâmica da água e a potencial influência na mobilidade da PAM;
- Avaliar o potencial de atenuação da PAM em cada horizonte acima do horizonte coeso;
- Identificar o modelo isotérmico que melhor descreve o processo de adsorção da PAM aos solos estudados;

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Contrastes geomorfológicos: geossistema Tabuleiros Costeiros e Cristalino Meridional

O domínio morfoclimático Mar de Morros, conhecido por sua topografia ondulada e clima tropical úmido, abrange diferentes geossistemas, incluindo o Cristalino Meridional e os Tabuleiros Costeiros. Este domínio se estende por várias regiões, marcando presença significativa no Nordeste brasileiro, onde a interação entre clima, topografia e geologia cria uma paisagem diversificada e ecologicamente rica (AB'SABER, 1977; JATOBÁ et al., 2014).

Dentro deste domínio morfoclimático, a distinção entre os Tabuleiros Costeiros e o Cristalino Meridional é primordial. Os Tabuleiros Costeiros, caracterizados por planaltos elevados e planos, são formados principalmente por sedimentos da Formação Barreiras. Essa formação, presente em áreas como Goiana em Pernambuco, possui uma textura variada, com áreas arenosas e também argilosas, refletindo a heterogeneidade dos sedimentos. Estas características resultam em solos bem drenados e predominantemente cauliniticos (CRUZ et al., 2017; GIAROLA et al., 2009).

Por outro lado, o Cristalino Meridional, inserido neste domínio (Mar de Morros), é marcado pela predominância do complexo Cabrobó rochas pré-cambrianas, como granitos e gnaisses, e também por rochas efusivas na faixa vulcano-sedimentar sul de Pernambuco, incluindo traquitos, dioritos e basaltos (DANTAS; LIMA FILHO, 2007; SANTOS; LIMA, 2023). Esse geossistema é caracterizado pela intensa mamelonização, processo geomorfológico que forma colinas arredondadas pela erosão diferencial, resultando nos característicos Mar de Morros. Os processos de solifluxão, movimentos lentos de solos sob influência da gravidade, também foram provavelmente os principais responsáveis pelo modelado das colinas e morros nesta região. A presença de óxidos de ferro e processos pedogenéticos específicos, como a lixiviação intensa, também são características marcantes (JATOBÁ et al., 2014).

Tanto o Cristalino Meridional quanto os Tabuleiros Costeiros enfrentam desafios relacionados às camadas coesas dos solos, que podem limitar o aprofundamento das raízes e dificultar a infiltração de água, afetando negativamente o potencial agrícola destas áreas, especialmente na cultura da cana-de-açúcar (CINTRA; LOPES JÚNIOR et al., 2023; PORTELA; NOGUEIRA, 2004; REZENDE, 2000; SANTANA et al., 2006; VIEIRA et al., 2012).

2.2 Solos coesos: caracterização e gênese

A diversidade geomorfológica e geológica das regiões do domínio Mar de Morros estabelece o plano de fundo para a ocorrência e características distintas dos solos coesos. Esses solos, marcados por horizontes pedogenéticos subsuperficiais duros, distinguem-se por sua resistência à penetração e sua variação de consistência em resposta às condições de umidade. Especificamente, quanto à sua consistência, enquanto secos, são muito duros a extremamente duros, mas tornam-se friáveis ou firmes quando úmidos (EMBRAPA, 2018).

Essa característica é contrastante quando comparada com solos cimentados, que, independentemente da umidade, mantêm consistência de firme a extremamente firme. Além disso, é fundamental diferenciar solos coesos de solos adensados, onde a coesão tem natureza genética, sendo o adensamento resultado do manejo do solo (JACOMINE, 2001; GIAROLA; SILVA, 2002; RIBEIRO, 2022).

Os solos coesos, amplamente reconhecidos por sua variação de consistência em resposta às mudanças de umidade, têm ocorrência global, exemplificada pelos solos australianos conhecidos como “hardsetting”. Tanto coeso quanto “hardsetting” referem-se a solos que se tornam muito duros quando secos, mas apresentam maior maleabilidade ou firmeza quando úmidos (PRANDEL et al., 2015).

Dentro deste contexto, é imprescindível distinguir os solos coesos de outros tipos de solos endurecidos, como os fragipãs e duripãs, que, embora compartilhem algumas semelhanças, possuem características e processos de formação distintos. Os fragipãs, por exemplo, são horizontes específicos do solo, caracterizados por serem densos e compactados. Eles se formam por processos de adensamento e cimentação, frequentemente envolvendo a iluviação de argila. Apesar de também mudarem de consistência com a umidade, os fragipãs são identificados por sua densidade e adensamento específicos, sendo um horizonte subsuperficial distinto, que pode restringir a penetração de raízes e a infiltração de água (ACHÁ PANOSO, 1976; CORRÊA et al., 2015; GOMES et al., 2017; SANTOS et al., 2018).

Por outro lado, o duripã é um horizonte de solo endurecido, rico em sílica, formado sob condições específicas de pedogênese. Diferente dos solos coesos e fragipãs, o duripã é reconhecido por sua composição rica em sílica e características físicas consistentes, independentemente das condições de umidade. Sua textura dura e cristalina o torna mais resistente à erosão, influenciando significativamente o perfil do solo e a paisagem (ACHÁ PANOSO, 1976; CORRÊA et al., 2015; GOMES et al., 2017; SANTOS et al., 2018).

Essa análise comparativa entre solos coesos, fragipãs e duripãs ressalta a complexidade e diversidade dos solos endurecidos encontrados em regiões tropicais. Cada tipo possui características únicas que influenciam sua formação, estrutura e impacto no ambiente natural e na agricultura (GIAROLA; SILVA, 2002).

A gênese dos solos coesos, especialmente nas regiões do Cristalino Meridional e Tabuleiros Costeiros, é influenciada por uma série de fatores geológicos e climáticos complexos. Achá-Panoso (1976) propõe que a formação do horizonte coeso está relacionada à iluviação de argila, levando a uma diminuição da porosidade. Corrêa et al. (2008) e Lima Neto et al. (2009) complementam essa visão, apontando para a importância da argila fina iluvial no processo de obstrução dos poros, como indicado pelo aumento da superfície específica e pela relação entre argila fina e argila grossa nos horizontes coesos.

Moreau et al. (2006) reforça que, nos solos coesos, a mineralogia predominantemente caulínica e a forma placóide das partículas de argila promovem um ajuste cerrado entre elas, sugerindo que a coesão é majoritariamente um mecanismo físico, que se desfaz com a umidade, e a coesão é intensificada pela presença de hidroxialuminos-silicatos, funcionando como um “cimento” em processo físico-químico.

Em condições naturais, os solos coesos tendem a ser maciços ou a formar blocos, comumente encontrados entre 30 cm e 70 cm da superfície do solo. Este adensamento intrínseco leva à diminuição da porosidade do solo e aumento da sua densidade. Desafios significativos surgem quando essas características se manifestam próximo à superfície, como problemas relacionados à circulação de ar e água e à penetração de raízes (SANTOS et al., 2018).

A resistência à penetração (RP) dos solos coesos frequentemente excede 3 MPa antes de atingir o ponto de murcha permanente, restringindo o crescimento radicular e a emergência de hipocótilos. Essa RP elevada, aliada à falta de inovação tecnológica, tem impactos adversos na produtividade das culturas (GIAROLA; SILVA, 2002).

2.3 Uso de condicionadores no solo: poliacrilamida aniônica (PAM)

A coesão do solo é um desafio que tem recebido atenção significativa em pesquisas ao redor do mundo. Estudos têm se concentrado em estratégias para melhorar as qualidades dos solos coesos, explorando uma variedade de condicionadores de solo. Estes condicionadores incluem materiais orgânicos, inorgânicos e polímeros sintéticos, que têm mostrado eficácia na modificação das propriedades físicas dos solos (ALBALASMEH et al., 2021; AMIRI et al., 2019; HUYLEBROECK; SADONES, 2015; KANG et al., 2015; KHAN et al., 2016;

MARCELO et al., 2016; SCHAMP; KIMIAGHALAM et al., 2016; WANG et al., 2018). Dentre esses condicionadores, a poliacrilamida (PAM) tem se destacado. Formada pela polimerização de monômeros de acrilamida (Figura 1) (BARVENIK, 1994), a PAM é notável por sua capacidade de estruturar o solo, controlar a erosão e auxiliar na recuperação de solos salinos (WALLACE; WALLACE; ABOUZAMZAM, 1986). Sua eficácia é ainda mais acentuada quando combinada com produtos à base de cálcio (WALLACE; WALLACE, 1996).

A formulação da PAM varia de acordo com características como peso molecular, carga iônica e densidade de carga, aspectos que influenciam diretamente sua eficiência (SEYBOLD et al., 1994). Sua aplicação tem se mostrado segura para o ambiente e eficaz na melhoria da coesão do solo, como demonstram os estudos de Sojka e Surapaneni (2000). Lentz (2015) ressaltou a superioridade da PAM em comparação com biopolímeros, particularmente na prevenção da erosão superficial e na promoção da infiltração de água. Além disso, a degradação da PAM no solo, influenciada por fatores como tipos de cargas, variações de temperatura e ação de microrganismos, é uma área de pesquisa importante para otimizar sua aplicação em solos degradados (LU et al., 2002; TOLSTIKH et al., 1992; VACHER, 2003).

No contexto da agricultura, o uso da PAM em sistemas de irrigação tem se mostrado uma estratégia eficaz. McNeal et al. (2017) observaram que a aplicação de PAM aumentou significativamente a infiltração de água no solo. Estes resultados são corroborados por Sojka e Surapaneni (2000), que documentaram redução significativa na perda de sedimentos por escoamento e aumento de 15 a 50% na infiltração em solos de textura média a fina, após nove anos de aplicação de PAM em campos agrícolas. Rix et al. (2023) complementaram essas descobertas, demonstrando que o uso de PAM, como parte de práticas de conservação, pode melhorar a infiltração de água em sulcos e a umidade do solo. Além disso, Cochrane et al. (2005) realizaram testes em solo franco arenoso brasileiro, utilizando tratamentos com PAM, fosfógeno e a combinação de ambos para avaliar o efeito na perda de solo e água. Essa pesquisa adiciona uma perspectiva valiosa ao entendimento dos efeitos da PAM e de outros aditivos na conservação do solo e na gestão hídrica em diferentes contextos geográficos e tipos de solo.

Importante também é a interação das PAMs aniônicas com superfícies minerais, um processo facilitado pela presença de eletrólitos e potencializado por cátions como Ca^{2+} (ORTS et al., 2000). Essa interação é vital para a eficácia da PAM na estabilização da estrutura do solo e na prevenção da erosão.

2.4 Silicatos no solo: mecanismos de ação e interações com a poliacrilamida

O silício (Si), como o segundo elemento mais prevalente na crosta terrestre, é fundamental na dinâmica do solo e na nutrição das plantas. Apesar da abundância, a maioria das fontes de Si são insolúveis, sendo essencial selecionar fontes com alta concentração de Si solúvel e de fácil acesso (GASCHO, 2001). Nesse contexto, os silicatos de cálcio e magnésio, encontrados em abundância em escórias siderúrgicas, surgem como fontes eficientes e vantajosas de Si para o solo. Esses silicatos são notáveis pela sua maior solubilidade em comparação com o carbonato de cálcio, sendo 6,78 vezes mais solúveis. Essa característica confere aos silicatos uma taxa de reação e mobilidade superiores, permitindo-lhes atingir e beneficiar camadas mais profundas do solo.

Estudos como os de Schaller et al. (2019) e Ghosh et al. (2023) demonstraram que o Si pode aumentar a disponibilidade de fósforo nos solos, um aspecto fundamental para a saúde e produtividade das plantas. O Si é absorvido pelas plantas predominantemente na forma de ácido monossilícico dissolvido, com sua mobilidade e disponibilidade no solo influenciadas pela solubilidade dos silicatos minerais, além da ingestão de Si pelas plantas e seu retorno ao solo por meio de resíduos vegetais (KLOTZBÜCHER et al., 2016; SOMMER et al., 2006). O papel dos silicatos na melhoria da disponibilidade de fósforo está intimamente ligado ao seu mecanismo de deslocamento de ânions, uma forma de adsorção/dessorção competitiva essencial na dinâmica do solo (LUXTON; EICK; RIMSTIDT, 2008).

Além disso, os silicatos promovem reações que resultam no aumento do pH do solo, precipitação de metais tóxicos como Al e Mn, e no aumento dos teores de Ca e Mg trocáveis, conforme descrito em Azman et al. (2023). Essas reações, que ocorrem tanto para o silicato de cálcio (Ca_2SiO_4), quanto para o de magnésio (Mg_2SiO_4), são cruciais para a neutralização da acidez do solo e a melhoria de sua qualidade geral (CHONG et al., 2022). As reações envolvidas na dissolução dos silicatos no solo são:

1. $\text{CaSiO}_3 \rightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{SiO}_3^{2-}$
2. $\text{SiO}_3^{2-} + \text{H}_2\text{O}_{(\text{solo})} \rightarrow \text{HSiO}_3^- + \text{OH}^-$
3. $\text{HSiO}_3^- + \text{H}_2\text{O}_{(\text{solo})} \rightarrow \text{H}_2\text{SiO}_3 + \text{OH}^-$
4. $\text{H}_2\text{SiO}_3 + \text{H}_2\text{O}_{(\text{solo})} \rightarrow \text{H}_4\text{SiO}_4$

No contexto dessa interação dinâmica de nutrientes, o estudo de Pozza et al. (2007) revela que a aplicação prévia de silicato pode influenciar positivamente a disponibilidade de fosfato para as plantas. Essa observação sublinha a importância de considerar a sequência de aplicação de nutrientes, como silício e fósforo, e suas interações competitivas, afetando diretamente a eficiência da fertilização e a saúde das plantas. Essa descoberta abre a possibilidade de que, de maneira análoga, a aplicação de silicato ao solo antes da poliacrilamida

(PAM) possa facilitar sua movimentação. Hipoteticamente, o silício poderia saturar os sítios de adsorção no solo, reduzindo a retenção de PAM e potencialmente melhorando sua eficácia.

A natureza aniônica dos silicatos permite a competição com outros ânions por sítios de adsorção no solo. Esta característica sugere um potencial significativo de interação do silicato com compostos como PAM, um polímero aniônico com mobilidade limitada no solo. A interação dos silicatos no solo ocorre por meio do mecanismo do complexo de esfera interna, onde íons silicato formam ligações diretas com grupos hidroxila nas superfícies dos minerais do solo (DOELSCH et al., 2001). Esse mecanismo é determinante para entender como os silicatos competem com outros ânions e influenciam a mobilidade e eficácia de compostos como a PAM. Embora estudos específicos sobre a interação entre silicatos e a PAM sejam limitados, a similaridade nas interações com outros ânions sugere que os silicatos possam alterar a dinâmica de outros ânions no solo de maneira similar.

2.5 Agentes cimentantes e sua influência na adsorção da poliacrilamida no solo

A estruturação e estabilização do solo são processos complexos que envolvem a interação de várias substâncias presentes no ambiente terrestre. Entre essas substâncias, a matéria orgânica e os óxidos de ferro se destacam como agentes cimentantes fundamentais, que contribuem para a coesão e agregação das partículas do solo (SIX et al., 2002). A presença desses agentes cimentantes não apenas influencia a integridade física do solo, mas também afeta sua interação com outros compostos, como a poliacrilamida (PAM), um polímero amplamente utilizado para melhorar as propriedades do solo (SOJKA et al., 2007).

A matéria orgânica no solo, originada da decomposição de resíduos vegetais e animais, atua como um agente cimentante natural, promovendo a formação de agregados do solo e melhorando sua estrutura (YAVITT et al., 2021). Por outro lado, os óxidos de ferro presentes no solo, principalmente a hematita e a goethita, também desempenham papel significativo na cimentação das partículas do solo. Esses óxidos de ferro possuem propriedades eletrostáticas que facilitam sua ligação com a matéria orgânica e outras substâncias no solo carregadas negativamente (WANG et al., 2018).

A interação entre os óxidos de ferro e a matéria orgânica é complexa e pode ser influenciada por vários fatores ambientais, como o pH do solo e o ponto de carga zero (PCZ) dos óxidos de ferro (RANST et al., 1998). Além disso, a presença de outros íons no solo pode influenciar a extensão da ligação entre os óxidos de ferro e a matéria orgânica, afetando assim a estabilidade dos agregados do solo (FERNÁNDEZ; BUURMAN; MEIJER, 2008).

A PAM aniônica, caracterizada por seus grupos carboxilato carregados negativamente, interage eletrostaticamente com íons carregados positivamente no solo (CHIMISSO et al., 2020; GELIR et al., 2010). Estudos sobre a adsorção de compostos organoarsênicos em óxidos de ferro, como a ferrihidrita, oferecem ideias relevantes para entender essa interação. O ácido fenilarsonico (PAA) e o ácido difenilarsonico (DPAA), ambos com propriedades aniônicas, formam complexos de esfera interna com a ferrihidrita. Esses compostos, quando em solução aquosa, dissociam-se liberando íons hidrogênio e formando ânions fenilarsonato e difenilarsonato. Esse comportamento aniônico é análogo ao da PAM aniônica, sugerindo que a presença de óxidos de ferro no solo, como a ferrihidrita, pode influenciar significativamente a mobilidade e eficácia da PAM aniônica em melhorar as propriedades do solo. A formação de complexos polímero-mineral envolvendo a PAM aniônica e óxidos de ferro pode, portanto, ser importante para a melhoria da estrutura do solo (TANAKA et al., 2014).

2.6 Adsorção no solo

O processo de adsorção é um fenômeno intrinsecamente complexo, desempenhando um papel fundamental em diversas aplicações industriais e ambientais (HAUL; SING, 1982). Na essência desse processo, está a interação entre o adsorvato, a substância que está sendo adsorvida, e o adsorvente, o material que realiza a adsorção (NASCIMENTO et al., 2020). Essas interações podem ser categorizadas em dois tipos principais: fisissorção e quimissorção. A fisissorção, também conhecida como adsorção física, envolve forças de Van der Waals e é geralmente fraca e reversível (ADAMSON; GAST, 1997). Em contrapartida, a quimissorção envolve interações químicas mais fortes e específicas, marcadas pela formação de ligações químicas entre o adsorvato e o adsorvente (NASCIMENTO et al., 2020).

A eficiência do processo de adsorção é influenciada por vários fatores, incluindo a área superficial do adsorvente, suas propriedades, as propriedades do adsorvato, a temperatura e o pH (BOPARAI; JOSEPH; O'CARROLL, 2011). O pH, em particular, desempenha um papel essencial, influenciando o potencial de carga zero (PCZ) e afetando as cargas de superfície dos adsorventes (NASCIMENTO et al., 2020). Além disso, o equilíbrio das espécies na solução e a distribuição de espécies na superfície do adsorvente são fatores determinantes na eficácia da adsorção (HELFFERICH, 1985).

Aprofundando-se na complexidade da adsorção, o equilíbrio de adsorção emerge como um componente crítico, servindo como um ponto de convergência onde a dinâmica da adsorção se estabiliza (NASCIMENTO et al., 2020). Nesse estado de equilíbrio, a taxa de adsorção é

igual à taxa de dessorção, estabelecendo um balanço que é influenciado por fatores como a concentração do adsorvato, a temperatura e as propriedades do adsorvente (HELFFERICH, 1985).

Avançando para os modelos de isotermas de adsorção, eles se apresentam como ferramentas essenciais para caracterizar e quantificar as interações entre adsorvato e adsorvente (HAUL; SING, 1982). Entre esses modelos, as isotermas de Langmuir, Freundlich e Sips destacam-se por sua aplicabilidade e percepções proporcionadas sobre o processo de adsorção.

A isoterma de Langmuir assume uma superfície homogênea de adsorção com sítios equivalentes, postulando a formação de uma monocamada adsorvida (LANGMUIR, 1918). Em contraste, a isoterma de Freundlich é um modelo empírico que se aplica a superfícies heterogêneas, descrevendo a adsorção em multicamadas em uma superfície com diferentes energias de adsorção (FREUNDLICH, 1906).

A isoterma de Sips, frequentemente referida como isoterma de Langmuir-Freundlich, representa uma abordagem híbrida que combina as características das isotermas de Langmuir e Freundlich (SIPS, 1948). Ela é especialmente relevante para sistemas onde a heterogeneidade da superfície do adsorvente não pode ser negligenciada. A principal diferença entre as isotermas de Sips e Freundlich é a forma como elas abordam a heterogeneidade da superfície do adsorvente (NASCIMENTO et al., 2020). Enquanto Freundlich simplesmente assume uma superfície heterogênea com diferentes energias de adsorção, Sips vai um passo além, considerando uma distribuição contínua de energias de adsorção e a possibilidade de formação de uma monocamada.

Estes modelos de isotermas não são apenas fundamentais para a compreensão teórica da adsorção, mas também são instrumentos na otimização de processos práticos de adsorção (HAUL; SING, 1982). Eles oferecem perspectivas valiosas sobre a seleção de adsorventes, as condições operacionais ideais e a eficiência de remoção de adsorvatos específicos.

2.7 Cinética de adsorção

O estudo cinético de adsorção envolve a adição de um adsorvente a uma solução contendo um adsorvato com concentração inicial conhecida. Durante um período de contato definido e a uma temperatura específica, a solução é agitada para permitir a interação entre o adsorvente e o adsorvato. Após este período, as concentrações finais do adsorvato e a quantidade retida por unidade de massa do adsorvente são medidas para avaliar a eficácia do processo (POURHAKKAK, 2021).

Modelos cinéticos desempenham papel fundamental para compreender o processo de adsorção, otimizar parâmetros operacionais e comparar a eficácia de diferentes materiais adsorventes sob variadas condições experimentais (AHMAD; KUMAR, 2010). Esses modelos analisam como o tempo de contato influencia a adsorção do adsorvato pelo adsorvente.

Segundo Aljeboree et al. (2017), a cinética de adsorção refere-se à taxa com que as moléculas do adsorvato se ligam ao material do adsorvente. Esta taxa depende das propriedades físico-químicas tanto do adsorvato quanto do adsorvente, assim como da composição da solução. A análise da cinética de adsorção é essencial para entender os mecanismos subjacentes, tais como a liberação de calor, a velocidade do processo, a natureza dos sítios ativos no adsorvente e o tempo de contato ideal para a adsorção (DE SOUSA et al., 2022).

Os modelos cinéticos mais comuns em estudos de sistemas adsorvente/adsorvato são os de pseudo-primeira ordem (LAGERGREN, 1898), pseudo-segunda ordem (HO et al., 1996) e de difusão intrapartícula (WEBER, 1972). Esses modelos são essenciais para investigar os mecanismos de adsorção e identificar as fases limitantes do processo (WANG; GUO, 2020).

2.8 Métricas estatísticas na avaliação da sorção de poliacrilamida no solo

A modelagem da sorção de poliacrilamida no solo é um tema desafiador que exige uma abordagem analítica rigorosa (HU; ZHANG, 2023). A Eficiência Modificada (EF') e a Raiz Quadrada Média do Erro (RMSE) emergem como métricas fundamentais, cada uma oferecendo perspectivas únicas e complementares para avaliar a precisão e a confiabilidade dos modelos de sorção (KASSA et al., 2019).

A EF' é uma métrica relativa que avalia o desempenho de simulações de modelos, comparando vetores de dados medidos e estimados. Essa métrica é expressa pela equação (1) (LOAGUE; GREEN, 1991):

$$EF' = 1 - \sqrt{CP} = 1 - \sqrt{\frac{\sum_{t=1}^n [y(t) - \hat{y}(t)]^2}{\sum_{t=1}^N [y(t) - \bar{y}(t)]^2}} \quad (1)$$

Sendo: $y(t)$ os valores observados ou real; $\hat{y}(t)$ os valores previstos ou estimados pelo modelo; $\bar{y}(t)$ a média dos valores observados ao longo do tempo, ou seja, é a média de todos os $y(t)$ considerados no conjunto de dados ou durante o período de interesse.

Hu e Zhang (2023) aplicaram a EF' em seus estudos sobre a sorção de polímeros no solo, destacando sua eficácia em quantificar a precisão das previsões do modelo em relação aos dados observados. Esse trabalho enfatiza a necessidade de métricas robustas que possam

navegar pela complexidade inerente às interações solo-água e oferecer entendimentos claros e acionáveis para pesquisadores e profissionais da área.

Por outro lado, a RMSE, enraizada nas contribuições de Shepherd e Theil (1967), oferece uma avaliação do desempenho do modelo. É expressa pela equação (2):

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{t=1}^N \left[\frac{y(t) - \hat{y}(t)}{y(t)} \right]^2} \quad (2)$$

Kassa et al. (2019) reiteram a importância da RMSE, enfatizando sua aplicabilidade na análise rigorosa do erro nas previsões do modelo. A precisão nas estratégias de manejo do solo é imperativa, e a RMSE serve como uma lente, através da qual a acurácia das previsões pode ser meticulosamente examinada.

A integração harmoniosa da EF' e RMSE na avaliação de modelos de isothermas de adsorção é um testemunho de sua versatilidade e profundidade analítica (PAPURELLO; GANDIGLIO; LANZINI, 2019). A validação rigorosa dos modelos não é apenas uma necessidade acadêmica, mas uma prática para garantir que as estratégias de manejo do solo sejam informadas com precisão e confiabilidade.

2.9 Programas BEST e BEST-WR

O programa BEST (Estimativa de parâmetros de transferência de solo) (LASSABATÈRE et al., 2006), é baseado na metodologia Beerkan, que emprega fórmulas analíticas específicas para curvas características hidráulicas, estimando os parâmetros de forma, que dependem da textura, por meio de análises simples de tamanho de partícula. Também estima parâmetros de escala, que dependem da estrutura, por meio de experimentos de infiltração em campo com pressão zero (HAVERKAMP et al., 1999), juntamente com a metodologia para estimativa da condutividade hidráulica do solo saturado em campo (Kfs) proposta por Bagarello et al. (2014), representam avanços significativos na hidrologia do solo. Ambos os métodos compartilham a característica de simplificar a caracterização hidráulica do solo, tornando-a mais acessível e menos dependente de equipamentos especializados.

Como explorado no estudo de Bagarello e Iovino (2012), o programa BEST, utiliza o modelo de retenção de água de van Genuchten (1980) para analisar dados de infiltração de água no solo. Este método provou ser eficaz em uma variedade de condições de solo, especialmente em solos com altos teores de argila, conforme evidenciado pela ampla gama de amostras de solo da Sicília analisadas no estudo.

O impacto prático do programa BEST é significativo, principalmente na agricultura e no manejo de recursos hídricos. Desenvolvido por Lassabatère et al. (2006), o programa fornece uma ferramenta eficaz para avaliações rápidas das propriedades hidráulicas do solo, auxiliando na otimização do uso da água e na promoção de práticas agrícolas mais sustentáveis. Os princípios que fundamentam a importância da eficiência no uso da água e práticas sustentáveis de irrigação foram amplamente discutidos em Hillel (1998), preparando o terreno para inovações como o uso do programa BEST. Além disso, a procura contínua por métodos simplificados para se determinar os parâmetros hídricos do solo reflete a crescente necessidade de um manejo sustentável dos recursos naturais, um desafio premente no contexto atual (ROCKSTRÖM et al., 2009).

Embora o programa BEST seja eficaz na caracterização hidráulica de uma ampla gama de solos, sua aplicabilidade em solos hidrofóbicos pode ser limitada. Solos hidrofóbicos, que resistem à infiltração de água, apresentam desafios únicos na modelagem da infiltração. Para abordar esta questão, Abou Najm et al. (2021) propuseram um termo de correção inovador, integrando-o ao programa BEST para aprimorar a análise de solos com repelência à água. Esta adaptação, conhecida como BEST-WR (Estimativa de parâmetros de transferência de solo com repelência a água), foi desenvolvida para refletir a atenuação progressiva da taxa de infiltração em solos hidrofóbicos.

Paralelamente, Di Prima et al. (2021) validaram este modelo adaptado, demonstrando sua eficácia em diferentes texturas de solo e confirmando a utilidade do fator de escala como um novo índice para avaliar a repelência à água pelo solo. Este índice mostrou-se alinhado com os resultados obtidos pelo teste de penetração de gota de água, um método comum para quantificar a persistência da repelência à água no solo. Por meio desses estudos, o BEST-WR emerge como uma ferramenta valiosa para determinar as características hidráulicas de solos tanto hidrofílicos quanto hidrofóbicos, expandindo o escopo e a precisão do procedimento BEST original em condições variadas de solo.

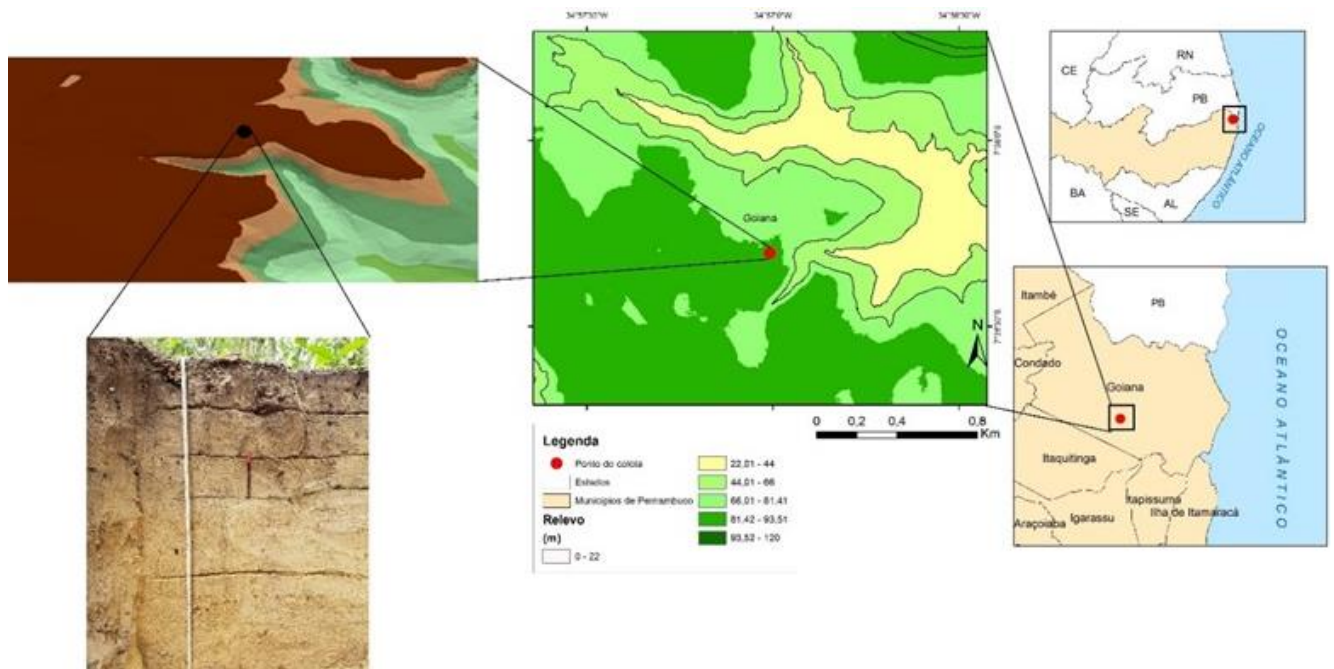
3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrição da área de estudo

Este estudo envolve dois solos coesos em Pernambuco, selecionados pela representatividade que apresentam nas paisagens dos Tabuleiros Costeiros e do Cristalino Meridional. Áreas com horizontes coesos marcantes foram priorizadas, conforme identificado em estudos anteriores (MELO et al., 2016).

A Estação Experimental de Itapirema, integrante do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), localiza-se em Goiana, na Zona da Mata Norte (Figura 1). Esta região, caracterizada pelos Tabuleiros Costeiros, possui um clima do tipo Ams' (segundo a classificação de Köppen) e uma média pluviométrica anual de 2.002,8 mm. A vegetação predominante é a floresta tropical subperenifólia, proporcionando um cenário relevante para o estudo dos solos coesos.

Figura 1 - Mapa de localização do primeiro perfil, situado no município de Goiana-PE



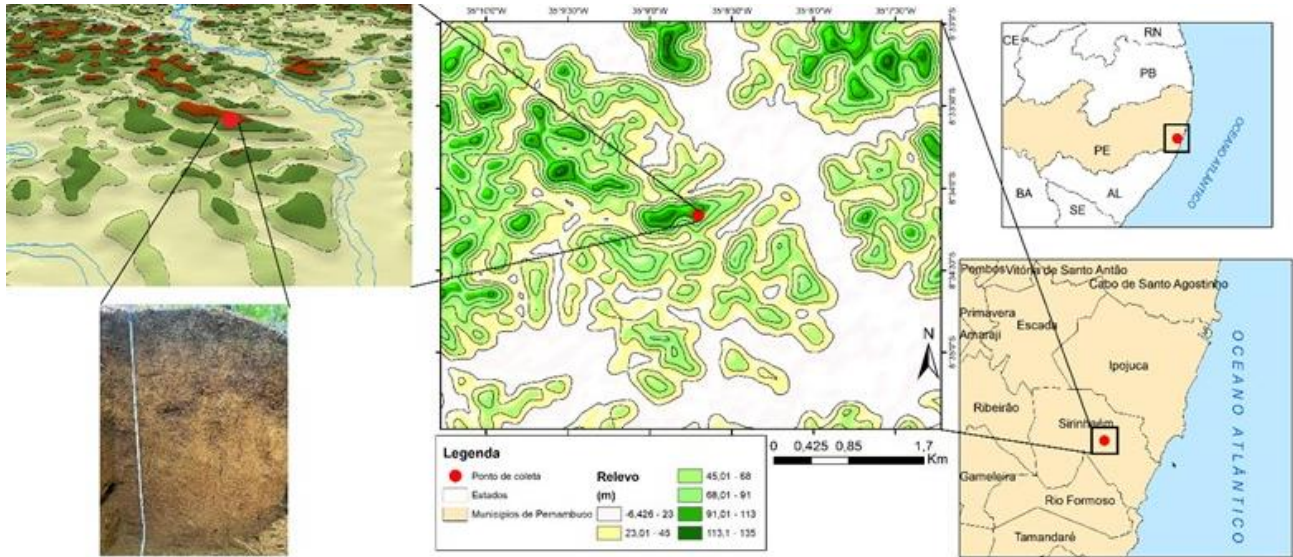
Fonte: Edilson Amaral Tavares Coutinho (2023)

Em contrapartida, a Usina Trapiche, no município de Sirinhaém, Zona da Mata Sul, representa o Geossistema Cristalino Meridional. Caracteriza-se pelo clima As' (Köppen) e uma precipitação média anual de 1.309,9 mm, com a mesmo tipo de vegetação (Figura 2).

Nas regiões estudadas, foram realizadas descrições morfológicas dos solos conforme as metodologias preconizadas em Santos et al. (2005), adotando o Sistema Brasileiro de

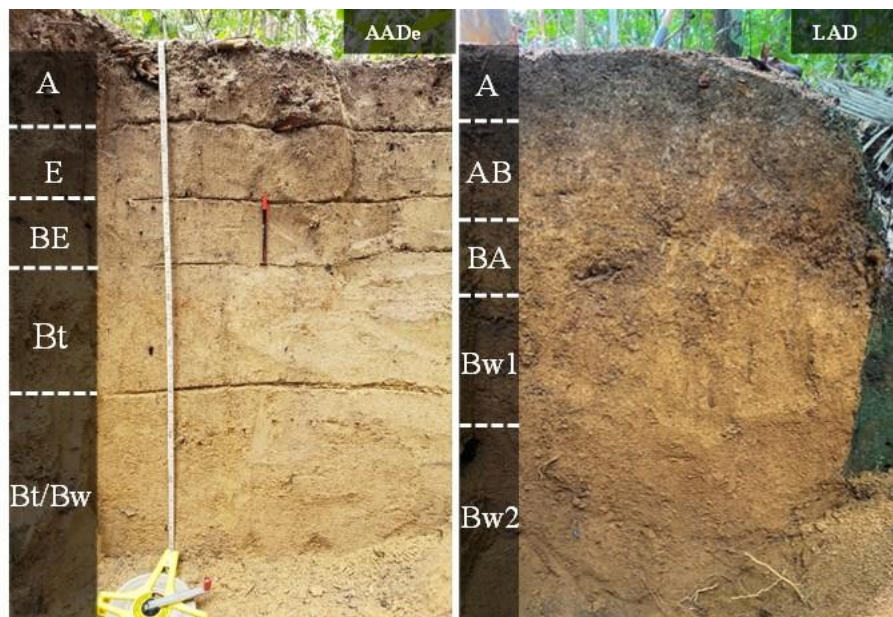
Classificação de Solos - SiBCS (EMBRAPA, 2018). Isso resultou na classificação de dois perfis distintos (Figura 3): o primeiro perfil como Argissolo Amarelo Distrocoeso epirredóxico (AADe) e o segundo como Latossolo Amarelo Distrocoeso (LAD).

Figura 2 - Mapa de localização do segundo perfil, situado no município de Sirinhaém-PE



Fonte: Edilson Amaral Tavares Coutinho (2023)

Figura 3 - Perfil à esquerda: Argissolo Amarelo Distrocoeso epirredóxico (AADe); Perfil à direita: Latossolo Amarelo Distrocoeso (LAD).



Fonte: Autor, 2023

Os horizontes selecionados para este estudo foram escolhidos com base na sua localização em relação à profundidade dos horizontes coesos, incluindo os próprios horizontes

coesos Bt no AADe e BA no LAD. A análise se concentra nos horizontes anteriores e nos coesos, pois o objetivo principal é avaliar a mobilidade do polímero através destas camadas, investigando os fatores que influenciam a interação e o transporte até o horizonte coeso.

Em relação aos perfis analisados, o AADe incluiu os horizontes A, E, BE e Bt, enquanto o LAD compreendeu os horizontes A, AB e BA. A decisão de não incluir horizontes abaixo dos coesos na análise se deve ao foco do estudo na dinâmica da poliacrilamida e na identificação dos fatores que afetam a sua chegada às camadas coesas, que são de particular interesse para a pesquisa.

3.2 Análises físicas e químicas dos solos

A determinação da densidade do solo foi realizada por meio da técnica do cilindro volumétrico, conforme descrito em Grossman e Reinsch (2002), enquanto que para aferir a densidade das partículas sólidas do solo empregou-se o método do picnômetro, baseado na metodologia de Flint e Flint (2002).

A caracterização granulométrica foi conduzida utilizando o procedimento do densímetro, conforme proposto por Gee e Or (2002) e adaptado por Almeida (2008), com leitura única realizada após um período de 24 h de sedimentação. Adicionalmente, mediu-se a quantidade de argila dispersa em água (ADA) e, com esses dados, foram calculados os índices de floculação (IF) e de dispersão (ID), estabelecidos pela relação entre a concentração de argila total e a fração de ADA.

As análises químicas incluíram pH em água e solução com KCl (1:2.5 v/v); Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} trocáveis extraídos por solução de KCl 1 mol L⁻¹; H+Al por cálcio acetato; e K^{+} e Na^{+} extraídos por Mehlich-1 (TEIXEIRA et al., 2017). A partir dos resultados foram calculados ΔpH , saturação por alumínio (m), soma de bases (SB), saturação por bases (V) e capacidade de troca de cátions (T). O carbono orgânico (C_{org}) foi determinado por oxidação úmida com dicromato de potássio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) 0,4 mol L⁻¹, usando o método Walkley-Black (NELSON; SOMMERS, 1996).

3.3 Determinação da concentração de poliacrilamida (PAM)

Foi utilizado o polímero aniônico Superfloc, A-130 (poliacrilamida - PAM), fabricado pela Cytec (Tabela 1), que possui alto peso molecular e não é tóxico ao ambiente (SOJKA;

SURAPANENI, 2000). Para determinar a concentração equivalente de PAM, foi utilizado um turbidímetro digital AKSO, modelo TU430 (Figura 4).

Tabela 1 – Propriedades típicas da poliacrilamida aniônica, Superfloc A-130

Propriedades Típicas	A-130
Aparência	Pó granulado branco
Grau de carga %	33
Peso molecular relativo	Alto
Densidade aparente, kg/m ³	850 ± 50
pH da solução a 0,5%, 25 °C	5,0 – 7,0
Viscosidade, cps	
0,10%	200
0,25%	400
0,50%	850
Especificações do produto	
Insolúveis % p/p (método BD 37)	2,0 máx.
Acrilamida residual, % (método BD 52)	0,05 máx.
PWG, Acrilamida residual, % (método BD 52)	0,020 máx.
Viscosidade padrão, cps (método 20, 20A, 21)	4,4 – 5,8

Fonte: Adaptada da Ficha técnica Kemira Superfloc

Figura 4 - Turbidímetro digital utilizado para determinar as concentrações da PAM.



Fonte: Autor, 2023

O processo de determinação da concentração equivalente de poliacrilamida (PAM) iniciou-se com a elaboração de uma curva de calibração. Para isso, foram preparadas soluções de PAM em diferentes concentrações. Em seguida, foi retirada uma alíquota de 10 mL de cada solução para análise da turbidez no turbidímetro digital.

A medição da turbidez foi realizada adicionando-se o surfactante catiônico hiamina à solução. Para preparar a hiamina, foi dissolvido 3,5 g de cloreto de benzetônio (Hyamine 1622)

em 100 mL de água deionizada (DI), resultando em uma solução a 3,5% p/v, conforme descrito por Kang et al. (2013). A interação entre as moléculas aniônicas de PAM e a hiamina 1622 leva à formação de coloides insolúveis, produzindo a turbidez da solução. Esta produção é proporcional à concentração de PAM, permitindo a correlação entre a turbidez em unidades nefelométricas (NTU) e a quantidade de PAM presente na solução.

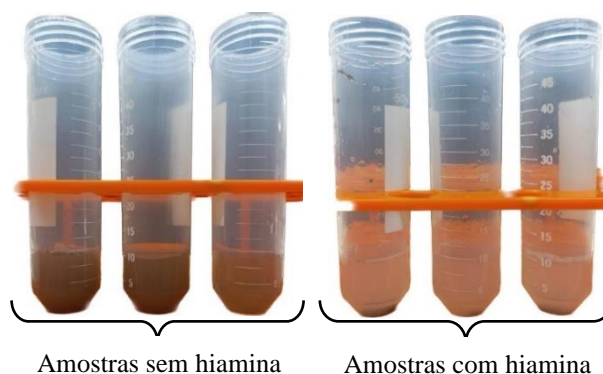
Após um período de reação de 5 minutos, a turbidez foi medida com o turbidímetro. Os dados obtidos foram analisados utilizando o Solver no Excel, da Microsoft Office 365. Esse processo permitiu estabelecer a curva de calibração e determinar o fator de correção necessário para converter a turbidez em concentração equivalente de PAM.

3.4 Cinética de adsorção

Os ensaios de cinética de adsorção foram conduzidos no Laboratório de Avaliação da Contaminação do Solo (LACS), situado no Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). O ambiente do laboratório foi mantido a uma temperatura controlada de 22°C, com uma variação permitida de $\pm 2^\circ\text{C}$. Foram utilizadas amostras de solo provenientes da terra fina seca ao ar (TFSA) para estes ensaios.

O procedimento consistiu em alocar amostras de solo de cada horizonte estudado em tubos Falcon, em triplicata (Figura 5). Cada tubo recebeu 10 g de TFSA e 40 mL da solução de PAM, com uma concentração de 200 mg L⁻¹. Os tubos foram agitados manualmente e, em seguida, colocados em uma mesa agitadora a 100 rpm. As amostras foram agitadas pelos seguintes intervalos de tempo: 1, 2, 6, 12, 24 e 48 h.

Figura 5 - Aspectos dos sobrenadantes após período de agitação, antes e depois da adição da hiamina.



Fonte: Autor, 2023

Após cada período de agitação, os tubos Falcon foram removidos da mesa agitadora e colocados em uma estante para tubos. Uma alíquota de 10 mL foi pipetada de cada tubo, transferiu-se esse material para um novo tubo, onde foi adicionado 0,1 mL de hiamina. Esta mistura foi então agitada via vortex para promover a reação entre a hiamina e a PAM. Após um período de espera de 5 min, a turbidez da solução foi medida utilizando o turbidímetro.

Os dados experimentais obtidos foram analisados aplicando-se os modelos cinéticos de adsorção de pseudo-primeira e pseudo-segunda ordem. Com base nesses modelos, foi identificado a cinética que melhor se ajustou ao comportamento do adsorvente e do adsorvato em estudo.

A cinética dos processos de sorção foi representada utilizando o modelo de pseudo-primeira ordem, que descreve a adsorção em função do tempo de contato (YANEVA; KOUMANOVA, 2006), conforme expresso pela equação (3):

$$\frac{dS_t}{dt} = k_1 (S_{e1} - S_t) \quad (3)$$

Em que: S_{e1} é a capacidade de sorção em equilíbrio (mg kg^{-1}); S_t é a capacidade de sorção no tempo t , (mg kg^{-1}); k_1 é a taxa constante de sorção de pseudo-primeira ordem (h^{-1}).

Após integração e aplicando-se os limites $t = 0$ a $t = t$ e $S_t = 0$ a $S_t = S_t$, a forma integrada da equação (3) fica expressa pela equação (4):

$$\log(S_{e1} - S_t) = \log S_{e1} - \frac{k_1}{2,303} t \quad (4)$$

Onde: k_1 é obtida por meio da regressão linear entre $\log(S_{e1} - S_t)$ e t .

Os dados foram também ajustados à cinética de pseudo-segunda ordem (HO; MCKAY, 1999), que é representada matematicamente pela equação (5):

$$\frac{dS_t}{dt} = k_2 (S_{e2} - S_t)^2 \quad (5)$$

Em que: k_2 representa a constante da taxa de adsorção de pseudo-segunda ordem (h^{-1}); S_{e2} e S_t são as capacidades de sorção em equilíbrio e no tempo t , respectivamente (mg kg^{-1}) e k_2 a taxa constante de sorção de pseudo-segunda ordem ($\text{kg kg}^{-1} \text{h}^{-1}$).

Após integração e aplicando-se os limites $t = 0$ a $t = t$ e $S_t = 0$ a $S_t = S_t$, a forma integrada da equação (5) fica expressa pela equação (6):

$$\frac{1}{S_{e2} - S_t} = \frac{1}{S_{e2}} + k_2 t \quad (6)$$

Os valores de S_{e2} e k_2 podem ser obtidos do intercepto e da inclinação da curva apresentada no gráfico (t/S_t) versus t , a partir da equação (7), onde k_s pode ser considerada a taxa inicial de sorção quando $t/S_t \rightarrow 0$:

$$\frac{t}{S_t} = \frac{1}{k_s} + \frac{1}{S_{e2}} t \quad \text{com} \quad k_s = k_2 S_{e2}^2 \quad (7)$$

3.5 Isotermas de adsorção

Os ensaios de isotermas de adsorção também foram conduzidos no Laboratório de Avaliação da Contaminação do Solo (LACS), situado no Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). O ambiente do laboratório também foi mantido a uma temperatura controlada de 22°C, com uma variação permitida de $\pm 2^\circ\text{C}$. Para essa análise, também foram utilizadas amostras de solo provenientes da terra fina seca ao ar (TFSA).

Os tratamentos compreenderam quatro ensaios de isotermas de adsorção, compostos por: 1º tratamento - aplicação de poliacrilamida (PAM) em solo natural; 2º tratamento - aplicação de PAM em solo com extração de agentes cimentantes; 3º tratamento - aplicação de PAM em solo natural tratado com silicato de cálcio e magnésio; 4º tratamento - aplicação de PAM em solo tratado com silicato e extração dos agentes cimentantes.

A metodologia adotada para extração de agentes cimentantes, detalhada no tópico 3.7 de "Materiais e Métodos", baseia-se no uso do método oxalato ácido de amônio, selecionado por sua eficácia em isolar componentes chave para a cimentação do solo. Os solos tratados com silicato de cálcio e magnésio ($\text{Ca}_2\text{O}_4\text{Si}$ e $\text{Mg}_2\text{O}_4\text{Si}$) receberam doses referentes a 600 kg ha⁻¹ (LIMA FILHO; SILVA, 2016). A fonte de silício foi misturada com 500g de solo seco ao ar, após a mistura, o solo foi colocado em recipientes plásticos, em seguida, foi adicionado água destilada em cada recipiente, mantendo a umidade na capacidade de campo. Após 60 dias de reação com o solo (período de incubação), o material foi usado para a realização dos ensaios.

Soluções contendo uma gama de concentrações de PAM (10, 20, 30, 50, 70, 90, 120, 150 e 200 mg L⁻¹) foram preparadas em água deionizada (DI). Em seguida, alíquotas de 40 mL de cada solução foram transferidas para tubos Falcon de 50 mL, contendo 10 g de TFSA, em triplicata. As amostras foram então agitadas horizontalmente pelo período definido nos ensaios de cinética. Após a agitação, 100 µL de solução de hiamina foram adicionados a cada tubo, seguidos de uma breve agitação de 10 s. Após um tempo de reação de 5 min, a turbidez das amostras foi medida com um turbidímetro, com as leituras expressas em unidades nefelométricas de turbidez (NTU).

3.5.1 Isotermas de Langmuir

A isoterma de Langmuir assume um número finito de sítios de adsorção, em que o máximo de absorção corresponde à formação de uma monocamada saturada de moléculas de soluto na superfície do adsorvente (LANGMUIR, 1916). A saturação é alcançada após um certo tempo, além do qual nenhuma sorção adicional pode ocorrer. A equação de Langmuir é aplicável a sorção homogênea, onde a sorção de cada molécula do adsorbato na superfície tem igual energia de ativação (TAHIR; RAUF, 2006). O modelo é descrito pela equação (8):

$$S = \frac{S_{\max} K_L C_{eq}}{1 + K_L C_{eq}} \quad (8)$$

Em que: S representa a quantidade máxima de PAM adsorvida no equilíbrio por unidade de massa do solo (mg kg^{-1}), C_{eq} representa a concentração final da solução em equilíbrio (mg L^{-1}), S_{\max} representa a capacidade máxima de adsorção da PAM pelo solo (mg kg^{-1}) e K_L é uma constante relacionada com a energia de ligação entre o solo e a molécula do PAM (L mg^{-1}).

Na isoterma de Langmuir o parâmetro R_L descreve as características essenciais da isoterma, indicando se o tipo de isoterma é reversível ($R_L = 0$), favorável ($0 < R_L < 1$), linear ($R_L = 1$) ou desfavorável ($R_L > 1$) (CHAYID; AHMED, 2015), e é calculado pela equação (9):

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L C_0} \quad (9)$$

3.5.2 Isotermas de Freundlich

O modelo de Freundlich é baseado em uma equação empírica, que assume uma superfície de adsorção heterogêneo, onde os sítios de adsorção possuem diferentes energias de absorção e não estão igualmente disponíveis (FOO; HAMEED; 2010). Esse modelo descreve a adsorção reversível e não se restringe à formação de monocamada, sendo expresso pela equação (10):

$$S = K_F C_{eq}^n \quad (10)$$

Em que: K_F ($(\text{mg g}^{-1}) (\text{L mg}^{-1})^{-1/n}$) e n são constantes do modelo de Freundlich que fornecem uma medida da capacidade de adsorção e da intensidade da sorção. Quanto mais próximo do valor de n estiver da unidade, mais a isoterma se aproxima da forma linear.

3.5.3 Isotermas de Sips

A equação de Sips permite calcular rigorosamente a distribuição das energias de adsorção dos locais de uma superfície quando as isotermas de adsorção são conhecidas, se a adsorção é localizada e não há interações, considerando a heterogeneidade da superfície do sólido sorvente (solo) (ÁLVAREZ et al., 2014). O modelo Sips é descrito pela equação (11):

$$S = \frac{S_{\max} (K_S C_{eq})^n}{1 + (K_S C_{eq})^n} \quad (11)$$

Em que: K_S , expressa em $(L \text{ mg}^{-1})^n$, é a constante de Sips relacionada à energia de adsorção.

3.6 Fator de Retardo (R) e Coeficiente de Partição (K_D)

O Fator de Retardo (R) é uma medida que indica o atraso na lixiviação de um composto em relação à percolação da água no solo. Este atraso ocorre devido à sorção do composto na matéria sólida do solo, além de processos como volatilização e difusão gasosa e aquosa. O Fator de Retardo (R) pode ser calculado pela equação (12):

$$R = \frac{1 + \rho_d}{\theta} \frac{dS}{dC_{eq}} \quad (12)$$

O cálculo do R, quando a isoterma é do tipo Freundlich, é feito utilizando-se a equação (13); sendo usada a equação (14) para o tipo Langmuir, e a equação (15) para o caso da isoterma ser do tipo Sips:

$$S = K_F C_{eq}^n \quad \rightarrow \quad R = 1 + \frac{\rho_d K_F n C_{eq}^{n-1}}{\theta} \quad (13)$$

$$S = \frac{S_{\max} K_L C_{eq}}{1 + K_L C_{eq}} \quad \rightarrow \quad R = 1 + \frac{\rho_d}{\theta} \frac{S_{\max} K_L}{(1 + C_{eq} K_L)^2} \quad (14)$$

$$S = \frac{S_{\max} (K_S C_{eq})^n}{1 + (K_S C_{eq})^n} \quad \rightarrow \quad R = 1 + \frac{\rho_d}{\theta} \frac{S_{\max} n K_S^n C_{eq}^{n-1}}{(1 + (K_S C_{eq})^n)^2} \quad (15)$$

Onde: ρ_d é a densidade do solo (g cm^{-3}); θ é a umidade volumétrica do solo ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$); S é a quantidade adsorvida no equilíbrio (mg g^{-1}); C_{eq} é a concentração de adsorvato dissolvido na solução em equilíbrio (mg L^{-1}); S_{\max} é a quantidade máxima de adsorção (mg g^{-1}); e n é o parâmetro de heterogeneidade.

O Coeficiente de Partição (K_D), derivado das isotermas de adsorção, reflete a intensidade da adsorção de uma molécula pelo solo. Um valor mais alto de K_D indica uma maior tendência de adsorção da molécula ao solo. Fatores como íons na solução, concentrações, força iônica, pH e a composição mineral do solo, influenciam o K_D . Ele é calculado a partir de ensaios de adsorção em lotes de equilíbrio, utilizando a seguinte equação (16):

$$K_D = \frac{S}{C_{eq}} = \frac{\text{Concentração da PAM no Solo}}{\text{Concentração da PAM na Solução}} \quad (16)$$

Onde, K_D é o Coeficiente de Partição ($L \text{ mg}^{-1}$); S é a quantidade adsorvida no equilíbrio (mg g^{-1}); C_{eq} a concentração de adsorvato dissolvido na solução em equilíbrio (mg L^{-1}).

3.7 Análises mineralógicas dos solos

As análises mineralógicas dos solos estudados foram realizadas no laboratório de mineralogia do solo da UFRPE. A fração argila foi analisada com a finalidade de se obter a composição mineralógica dos dois perfis. As análises foram realizadas por difratometria de raio X (DRX), em difratômetro XRD 6000 da Shimadzo, operando com radiação de $\text{Cu K}\alpha$ a 40 kV e 30 mA, com monocromador de grafite.

A fração argila foi analisada como argila natural (pó não orientado), com velocidade de $1^\circ \text{ min } 2\theta$, registrando amplitude de 3 a $70^\circ (2\theta)$. Os critérios empregados para interpretação dos difratogramas e identificação dos minerais constituintes foram baseados no espaçamento interplanar (d) e no comportamento dos picos de difração (BROWN; BRINDLEY, 1980; JACKSON, 1975; MOORE; REYNOLDS, 1989).

Utilizando a terra fina seca ao ar (TFSA), foram analisadas as formas de Fe de alta e baixa cristalinidade, pelos métodos de ditionito-citrato-bicarbonato de sódio - DCB (MEHRA; JACKSON, 1960); e oxalato ácido de amônio, pH 3,0, no escuro (MCKEAGUE; DAY, 1966), respectivamente.

3.8 Método Beerkan

Os procedimentos utilizados nos ensaios de infiltração via Beerkan, para estimativa das características hidráulicas dos solos, foram realizados a partir da inserção do infiltrômetro de anel simples ($\varnothing = 15 \text{ cm}$) ao solo. Durante estes ensaios, volumes constantes de água (250 mL cada), foram adicionados de maneira contínua ao anel. O principal objetivo desses ensaios era registrar o tempo necessário para que cada volume de água infiltrasse completamente na

superfície do solo. Esse procedimento permitiu a obtenção de uma representação tridimensional axissimétrica da lâmina acumulada de água, para tempos curtos e tempos longos, denotada como função do tempo $I_{3D}(t)$ (HAVERKAMP et al., 1994).

Paralelamente aos ensaios de infiltração, foram coletadas amostras de solo deformadas e indeformadas, para a análise granulométrica e determinação das densidades do solo e de partículas. A análise dessas amostras é fundamental para determinar a curva granulométrica do solo, oferecendo perspectivas sobre a distribuição do tamanho de suas partículas (areia muito grossa, areia grossa, areia média, areia fina, areia muito fina, silte e argila) e, conseqüentemente, sobre suas propriedades físicas e de drenagem.

Os parâmetros hidráulicos determinados a partir da metodologia Beerkan são os parâmetros da curva de retenção de água $h(\theta)$ de van Genuchten (1980), e a curva de condutividade hidráulica $K(\theta)$ de Brooks e Corey (1964), expressos pelas equações (17) e (18), respectivamente.

$$\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left[1 + \left(\frac{h}{h_g} \right)^n \right]^{-m} \quad \text{com } m = 1 - \frac{2}{n} \quad (17)$$

$$\frac{K(\theta)}{K_s} = \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^\eta \quad (18)$$

Na análise hidrológica do solo é medida a umidade volumétrica θ [$L^3 L^{-3}$], incluindo os valores de umidade residual θ_r e saturada θ_s . O potencial matricial h [L] e a escala h_g [L] são fundamentais para entender o movimento da água no solo. Os parâmetros m e n definem a forma da curva de retenção de água, enquanto K_s [$L T^{-1}$] indica a condutividade hidráulica saturada, enquanto η modela a curva de condutividade hidráulica.

Essas funções dependem de cinco parâmetros: dois de forma (m ou n e η) e três de normalização (θ_s , K_s e h_g), influenciados pela textura e estrutura do solo, respectivamente. Para obter esses parâmetros, foi utilizado o programa BEST (Beerkan Estimation of Soil Transfer Parameters), desenvolvido por Lassabatère et al. (2006), integrando propriedades texturais e estruturais para uma análise completa das propriedades hidráulicas do solo.

Para avaliar a repelência à água pelo solo, foi utilizado o método do teste de tempo de penetração da gota de água (WDPT - Water Drop Penetration Time), descrito por Dekker et al. (2009). O método consiste em aplicar gotas de água destilada na superfície do solo e medir o tempo até sua completa infiltração. Esse teste é essencial para identificar a presença e a persistência da repelência da água pelo solo.

Com os dados do tempo de infiltração das gotas no solo, foi possível utilizar o software BEST adaptado, denominado BEST-WR, para a caracterização hidráulica de solos hidrorrepelentes, e que também pode ser aplicado a solos hidrofílicos. Usando o fator de correção, a infiltração de água em solos hidrorrepelentes pode ser modelada utilizando a equação (19) (ABOU NAJM et al., 2021):

$$i_{WR}(t) = i(t)(1 - e^{-\alpha_{WR}t}) \quad (19)$$

Onde: $i_{WR}(t)$ ($L T^{-1}$) é a taxa de infiltração escalonada; $i(t)$ ($L T^{-1}$) é a taxa de infiltração não escalonada, que não leva em conta a repelência à água; e a expressão $(1 - e^{-\alpha_{WR}t})$ é o fator de escala exponencial, no qual o parâmetro empírico α_{WR} (T^{-1}) é considerado como refletindo a taxa de atenuação da repelência à água durante a infiltração (ABOU NAJM et al., 2021).

A classificação hidrofóbica do solo se baseia no tempo que a gota de água leva para se infiltrar no solo. No caso de uma gota se infiltrar em menos de 5 segundos, o solo é considerado molhável. Porém, se levar mais tempo, o solo é classificado como repelente à água. No entanto, é importante notar que a repelência à água do solo pode variar em intensidade, e essa variação é refletida nos diferentes tempos de penetração:

- Levemente hidrofóbico: se o tempo de infiltração estiver entre 5 e 60 segundos;
- Moderadamente hidrofóbico: tempo de infiltração entre 60 e 600 segundos;
- Severamente hidrofóbico: se uma gota de água levar mais de 600 segundos para se infiltrar.

O teste WDPT é amplamente valorizado por sua simplicidade e baixo custo, requerendo apenas um conta-gotas e um cronômetro, e pode ser realizado eficazmente tanto em condições de campo quanto em laboratório. Essa metodologia, detalhada em Dekker et al. (2009), permite uma avaliação rápida e eficiente do nível de hidrofobicidade do solo, fornecendo informações valiosas para o entendimento da dinâmica da água no solo e para o planejamento de práticas de manejo apropriadas.

3.9 Fator de Atenuação

O Fator de Atenuação (AF) de um pesticida no solo refere-se à capacidade do solo de reduzir a quantidade ou a toxicidade de um pesticida à medida que ele se move através do solo. Esse processo é influenciado por vários fatores, como: tipo de solo; matéria orgânica; pH; umidade; e presença de microrganismos. Para calcular o AF, é necessário considerar a taxa de degradação do pesticida no solo, a adsorção às partículas do solo e outros processos que podem remover ou transformar o pesticida. Essas informações são fundamentais para avaliar o risco

ambiental associado ao uso de pesticidas e desenvolver estratégias de manejo sustentáveis (COHEN et al., 1995).

Portanto, analogamente, o AF desempenha um papel essencial na compreensão da interação e mobilidade da poliacrilamida (PAM) no solo. Esta análise é essencial para determinar se a PAM pode efetivamente migrar até o horizonte mais coeso do solo, contribuindo assim para a melhoria das propriedades físicas do solo. Para tanto, o AF foi calculado utilizando-se a equação (20):

$$AF = \exp \left(- \frac{0,693.L.R.\theta_{cc}}{q.t_{1/2}} \right) \quad (20)$$

Onde: 0,693 é o logaritmo natural de 2, que está relacionado à conversão do tempo de meia-vida para uma taxa de decaimento constante, que é uma prática comum em cálculos de decaimento exponencial; L é a profundidade considerada a partir da superfície do solo, que na prática se trata da espessura dos horizontes do perfil do solo (cm); R é o fator de retardo, obtido por meio de isothermas de adsorção (adimensional), refletindo a interação da PAM com o solo, retardando a sua mobilidade [equações (13), (14) e (15)]; e θ_{cc} é a umidade na capacidade de campo ($\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$), obtida a partir da proposta de Prevedello (1999), expressa pela equação (21):

$$\theta_{cc} = (\theta_s - \theta_r) \left(1 - \left(1 - p^{\frac{1-\gamma}{\gamma}} \right) \right)^{\frac{1}{1-\gamma}} + \theta_r \quad (21)$$

Onde: γ é o parâmetro relacionado aos atributos do solo e calculado pela equação (22); e p representa 1% do valor da condutividade hidráulica saturada (K_s) que define a taxa de drenagem na capacidade de campo.

$$\gamma = 2,5 + \frac{2}{n-1} \quad (22)$$

O cálculo do fluxo de água com umidade volumétrica em condições da capacidade de campo [$q(\theta_{cc})$], foi realizado a partir da equação de Buckingham-Darcy, considerando o gradiente hidráulico (H) unitário, utilizando-se a equação (23):

$$q(\theta_{cc}) = -K(\theta_{cc}).\nabla H \quad \text{com} \quad \nabla H = 1 \quad (23)$$

Sendo: $K(\theta_{cc})$ dado pela equação de Brooks e Corey (1964), conforme visto na equação (18).

O tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) da PAM foi obtido com base nos resultados propostos por Hennecke et al. (2018), cujo valor é de 5,4 anos, indicando o tempo da persistência do composto no ambiente.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análises físicas dos solos

A análise das propriedades físicas dos perfis do Argissolo Amarelo Distrocoeso epirredóxico (AADe) e do Latossolo Amarelo Distrocoeso (LAD) revela diferenças marcantes que são fundamentais para compreender suas interações com polímeros aniônicos (Tabela 2). No AADe, observa-se a predominância das classes de textura mais arenosas, com a fração areia variando de 815,20 g kg⁻¹ (horizonte BE) a 891,07 g kg⁻¹ (horizonte A), tendo conteúdo de argila que varia de 75,54 g kg⁻¹ (horizonte A) a 323,62 g kg⁻¹ (horizonte Bt). Esses dados sugerem uma menor capacidade de retenção de água e nutrientes em comparação com o LAD, que apresenta conteúdo de argila mais elevado, variando de 477,86 g kg⁻¹ (horizonte A) a 662,92 g kg⁻¹ (horizonte AB), compreendendo às classes texturais Argila a Muito Argilosa.

Além disso, a densidade do solo (Ds) no AADe mostra uma variação significativa, com valores de 1,40 kg dm⁻³ no horizonte A e 1,70 kg dm⁻³ no horizonte Bt, refletindo diferenças na adensamento e, conseqüentemente, na porosidade dos solos. Este aumento na Ds do Bt sugere um maior adensamento desse horizonte, indicativo do seu caráter coeso. Ainda sobre os horizontes do AADe, foi observado um padrão distinto nos índices de floculação (IF) e dispersão (ID). No horizonte A, o IF é alto (72%), mas diminui para 31% no horizonte BE, indicando menos aglutinação das partículas. No horizonte Bt, o IF aumenta para 95%, mostrando uma agregação de partículas significativa. Enquanto isso, o ID começa em 28% no A, aumentando para 69% no horizonte BE, refletindo maior dispersão das partículas, e depois diminui para 5% no horizonte Bt. Essas mudanças apontam para uma transição na estrutura do solo (Anexos A, B), com o Bt mais floculado e menos disperso que os horizontes superiores.

No perfil do LAD, observam-se valores de Ds relativamente uniformes, com variação de 1,40 kg dm⁻³ no horizonte A para 1,55 kg dm⁻³ no horizonte BA. Assim, o horizonte BA, apresentando a maior Ds, foi caracterizado como horizonte coeso neste perfil de solo (Anexos C e D). Além disso, destaca-se a estrutura do solo, consistentemente floculada em todos os horizontes, conforme demonstrado pelos máximos valores dos IF (100%).

No AADe, a predominância de classes texturais mais arenosas, principalmente nos horizontes A, E e BE, e Franco-Argilo-Arenosa no Bt (Tabela 2), aponta para menor capacidade de retenção de água e nutrientes, podendo afetar diretamente a adsorção de polímeros aniônicos, como a poliácridamida (PAM). A estrutura mais solta desses horizontes mais arenosos (Anexo B), aliada à sua porosidade mais elevada, tendem a limitar a interação superficial com polímeros aniônicos, reduzindo a adsorção em comparação com solos mais argilosos.

Tabela 2 – Análises de caracterização físicas do Argissolo Amarelo Distrocoeso epirredóxico (AADe) e o Latossolo Amarelo Distrocoeso (LAD)

Horizonte	Análise Granulométrica ⁽¹⁾										Classe Textural	IF ⁽²⁾	ID ⁽³⁾	Dp ⁽⁴⁾	Ds ⁽⁵⁾	PT ⁽⁶⁾	
	Argila	Silte	Areia	AMG	AG	AM	AF	AMF	ADA	Silte/Argila							
Argissolo Amarelo Distrocoeso epirredóxico (AADe)																	
	g kg ⁻¹											%		kg dm ⁻³		%	
A	75,54	33,39	891,07	44,48	162,35	325,29	298,68	60,27	20,99	0,44	Areia	72,00	28,00	2,70	1,40	48,15	
E	92,12	18,27	889,61	35,95	158,94	322,90	308,84	62,98	33,50	0,20	Ar-Fr	64,00	36,00	2,70	1,42	47,41	
BE	150,87	33,93	815,20	31,69	142,27	276,27	290,97	74,00	104,77	0,22	Fr-Ar	31,00	69,00	2,73	1,39	49,08	
Bt^(C)	323,62	26,94	649,44	22,89	110,87	222,63	220,17	72,88	16,81	0,08	Fr-Arg-Ar	95,00	5,00	2,78	1,70	38,85	
Latossolo Amarelo Distrocoeso (LAD)																	
A	477,86	128,28	393,86	48,29	110,36	108,75	98,79	27,67	0,00	0,27	Arg	100,00	0,00	2,70	1,40	48,15	
AB	662,92	60,93	276,15	30,68	87,82	74,65	63,38	19,62	0,00	0,11	M-Arg	100,00	0,00	2,70	1,35	50,00	
BA^(C)	628,77	56,34	314,89	32,29	94,36	89,63	75,97	22,64	0,00	0,09	M-Arg	100,00	0,00	2,73	1,55	43,22	

^(C) = Horizonte coeso; ⁽¹⁾ Método do densímetro com leitura da fração argila realizada com 24h de repouso (ALMEIDA, 2008); AMG: Areia muito grossa; AG: Areia grossa; AM: Areia média; AF: Areia fina; AMF: Areia muito fina; ADA = Argila dispersa em água; Ar-Fr = Areia Franca; Fr-Ar = Franco-Arenosa; Fr-Arg-Ar = Franco-Argilo-Arenosa; Arg = Argila; M-Arg = Muito Argilosa; ⁽²⁾ IF = Índice de floculação; ⁽³⁾ ID = Índice de dispersão (ID = 1 – IF); ⁽⁴⁾ Densidade das partículas sólidas do solo: Método do picnômetro (FLINT; FLINT, 2002); ⁽⁵⁾ Ds: Densidade do solo: Método do cilindro volumétrico (Grossman e Reinsch, 2002); ⁽⁶⁾ PT = Porosidade total do solo [PT = 1 – (Ds/Dp)].

Essa característica pode ser importante para entender a dinâmica de poluentes aniônicos no AADe, onde a menor adsorção pode levar a uma mobilidade mais elevada desses compostos no solo. Estudos como o de Falciglia et al. (2011) demonstram que a textura do solo influencia significativamente a interação solo-contaminante e a capacidade de adsorção, sugerindo que solos com menor área superficial específica, como os arenosos, possuem menor eficiência na retenção de compostos como a PAM em comparação com solos mais argilosos.

Por outro lado, o perfil do LAD, com alto conteúdo de argila (48 a 66%), mostra características diferentes. A estrutura mais fina e densa dos solos argilosos favorece uma maior interação física com polímeros aniônicos, como a PAM. A textura argilosa e a maior coesão desses solos podem aumentar a retenção física de polímeros, limitando sua mobilidade. Esta capacidade de reter polímeros aniônicos é particularmente relevante para aplicações em remediação de solos e controle de poluição, onde a estabilidade física e a retenção de contaminantes são fundamentais. Estudos, como o realizado por Paz-Ferreiro et al. (2016), demonstram que solos argilosos possuem propriedades superficiais analisadas em uma abordagem multiescala, revelando uma distribuição complexa e heterogênea de poros e áreas de superfície. Essa análise contribui para uma compreensão aprofundada da maior área superficial dos solos argilosos e, conseqüentemente, de sua capacidade aumentada de adsorção de compostos, o que pode ser extrapolado para a interação com polímeros aniônicos como a PAM, reforçando a importância da textura do solo na dinâmica de adsorção desses compostos.

4.2 Análises químicas dos solos

As propriedades químicas dos perfis do Argissolo Amarelo Distrocoeso epirredóxico (AADe) e do Latossolo Amarelo Distrocoeso (LAD), apresentadas na Tabela 3, mostram que, no AADe, os horizontes A, E, BE e Bt exibem condições ácidas, com pH variando de 4,45 a 5,05, e uma alta saturação por alumínio (51,49% no horizonte A e 57,32% no E). O ΔpH varia ao longo do perfil, com valores de $-1,21$ (A) a $-0,89$ (BE). A capacidade de troca de cátions efetiva (CTC_{Ef}) e potencial (CTC_{Pot}) variam consideravelmente entre os horizontes. Os valores do carbono orgânico total (COT) oscilam entre 0,81 e 1,99 dag kg^{-1} .

No LAD, os horizontes A, AB e BA também apresentam acidez (pH de 4,31 a 4,46), com valores de ΔpH de $-0,32$ a $-0,73$. A saturação por alumínio varia de 37,10 a 56,01 %, e a CTC_{Ef} e a CTC_{Pot} são mais elevadas do que no AADe. O conteúdo de COT é similar ao AADe, variando de 1,90 a 2,03 dag kg^{-1} .

Tabela 3 – caracterização química do Argissolo Amarelo Distrocoeso epirodóxico (AADe) e o Latossolo Amarelo Distrocoeso (LAD)

Horizonte	Prof. (cm)	pH ⁽¹⁾		Δ pH ⁽²⁾	PCZ ⁽³⁾	K ⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al ³⁺	SB	CTC _{Ef}	CTC _{Pot}	V	m	PST	P	COT
		(H ₂ O)	(KCl)			mmol _c kg ⁻¹					%								
Argissolo Amarelo Distrocoeso epirodóxico (AADe)																			
A	0-14	4,45	3,24	-1,21	2,04	0,36	0,59	3,97	1,36	6,67	48,40	6,28	12,95	54,68	11,49	51,49	4,57	11,25	1,99
E	14-30	4,59	3,79	-0,80	2,99	0,30	0,52	3,00	0,64	6,00	41,25	4,47	10,47	45,72	9,77	57,32	4,94	9,94	1,21
BE	30-43	5,05	4,16	-0,89	3,27	0,25	0,49	5,05	1,23	3,67	32,45	7,02	10,69	39,47	17,78	34,31	4,57	9,89	0,92
Bt^(C)	43-70	4,87	3,98	-0,89	3,09	0,25	0,53	4,62	1,36	5,00	31,25	6,76	11,76	38,11	17,74	42,51	4,53	9,57	0,81
Latossolo Amarelo Distrocoeso (LAD)																			
A	0-12	4,46	3,73	-0,73	3,01	0,62	0,99	3,27	5,07	12,67	113,85	9,95	22,61	123,80	8,04	56,01	4,38	11,45	2,03
AB	12-28	4,31	3,99	-0,32	3,67	0,42	0,84	6,37	3,87	7,67	70,40	11,50	19,17	81,90	14,04	40,00	4,40	10,51	1,99
BA^(C)	28-42	4,45	4,02	-0,43	3,58	0,28	0,70	6,34	1,73	5,33	50,05	9,04	14,38	59,09	15,30	37,10	4,83	9,80	1,90

^(C): Horizonte Coeso; ⁽¹⁾ Suspensão TFSA: solução na proporção 1:2,5 (V:V); ⁽²⁾ Δ pH = pH_{KCl} – pH_{H₂O} (MEKARU; UEHARA, 1972); ⁽³⁾ Estimativa pela equação: PCZ = 2 (pH_{KCl}) – pH_{H₂O} (KENG; UEHARA, 1974); CTC_{Ef} = Capacidade de troca de cátions efetiva; CTC_{Pot} = Capacidade de troca de cátions potencial; SB= Soma de bases; V = Saturação por bases; m = Saturação por alumínio, COT = Carbono orgânico total; P= Fósforo; PST = Percentagem de sódio trocável.

Do ponto de vista químico, tanto o AADe quanto o LAD apresentam características ácidas notáveis, embora o AADe se destaque por sua acidez acentuada e alta saturação por alumínio, especialmente nos horizontes superiores. O LAD, apesar de também ser ácido, apresenta saturação por alumínio ligeiramente menor e uma capacidade de troca catiônica mais elevada. Estas diferenças químicas entre os dois perfis de solos indicam variações no potencial de adsorção de polímeros aniônicos, como a poliacrilamida (PAM), devido à presença de cargas positivas acessíveis para a troca em ambos os solos.

A acidez, evidenciada pelos baixos valores de pH e Δ pH negativo do AADe e LAD, sugere um ambiente propício à maior protonação das cargas variáveis e à solubilização de alumínio, potencialmente contribuindo para a adsorção de polímeros aniônicos. A presença significativa de alumínio trocável em ambos os solos indica uma capacidade de interagir com polímeros aniônicos, influenciada por uma gama de fatores além da saturação por alumínio.

Conforme discutido por Chenyi et al. (2003), e complementado por Ganjegunte et al. (2011), a complexidade das formas de alumínio em solos ácidos desempenha um papel fundamental na influência da adsorção de polímeros, como a PAM. Ganjegunte et al. (2011) destacam a importância das propriedades químicas do solo na modulação da mobilidade de íons e a qualidade do solo quando interagem com polímeros aniônicos, proporcionando um contexto relevante para entender a interação específica entre a PAM e o solo. Essa discussão evidencia a necessidade de uma análise detalhada das propriedades do solo, incluindo a presença de íons Al^{3+} na solução do solo, alumínio trocável, complexos orgânicos de alumínio e alumínio precipitado, e como essas formas influenciam a adsorção da PAM.

A composição mineral aluminífera, a saturação da base, o pH da solução e a solubilidade dependente do pH, junto com a presença de diversos ligantes, definem a dinâmica do alumínio em solos ácidos. Estas características, junto com as ideias fornecidas por Ganjegunte et al. (2011), indicam um ambiente propício à adsorção de polímeros aniônicos. A interação entre a PAM e as diversas formas de alumínio no solo emerge como um campo de estudo importante, sugerindo a necessidade de investigações futuras para compreender plenamente a dinâmica de adsorção da PAM.

Além das interações diretas entre matéria orgânica e polímeros aniônicos, a presença de outros íons e compostos no solo, como fosfato, desempenha um papel significativo na dinâmica de adsorção. Estudos como o de Smolders et al. (2021) mostram que a competição entre matéria orgânica e diversos íons no solo pode influenciar a disponibilidade e mobilidade de compostos, incluindo polímeros aniônicos. A matéria orgânica pode competir com esses íons por sítios de adsorção, afetando a estabilidade dos agregados do solo e a reversibilidade da sorção. Embora

o estudo de Smolders et al. (2021) se concentre no fosfato, esses conceitos podem ser extrapolados para entender como a matéria orgânica interage com uma variedade de compostos aniônicos no solo, incluindo polímeros como a PAM, nos contextos dos solos AADe e LAD.

O carbono orgânico total (COT) no solo, um componente crucial na determinação da carga do solo, contém grupos funcionais ácidos que, quando desprotonados, conferem carga negativa à superfície do solo. À primeira vista, isso poderia parecer contraditório para a adsorção de polímeros aniônicos, já que cargas semelhantes se repelem. No entanto, a matéria orgânica no solo também pode formar complexos com íons metálicos, como o alumínio, que desempenham um papel importante na adsorção de substâncias.

Nesse contexto, o estudo de Ahmad e Martsinovich (2023) ilustra essa dinâmica, revelando que pequenas moléculas orgânicas e biopolímeros, como polissacarídeos, podem formar múltiplas ligações de hidrogênio com superfícies minerais de óxido, como o hidróxido de alumínio. Essas ligações criam pontes entre a matéria orgânica e os polímeros aniônicos, facilitando a adsorção destes últimos no solo, apesar da carga negativa inicialmente conferida pelo COT. Assim, a interação entre a matéria orgânica e os íons metálicos no solo é fundamental para entender como os polímeros aniônicos podem ser efetivamente adsorvidos, mesmo em ambiente com predominância de cargas negativas.

4.3 Mineralogia na adsorção dos solos

A análise dos dados de extração de ferro de alta e baixa cristalinidade em dois perfis de solos distintos, o Argissolo Amarelo Distrocoeso epirredóxico (AADe) e o Latossolo Amarelo Distrocoeso (LAD), revela padrões interessantes e diferenças marcantes entre esses tipos de solo. Utilizando os métodos de ditionito-citrato-bicarbonato de sódio (DCB) para o ferro de alta cristalinidade (Fe_d) e oxalato ácido de amônio para o ferro de baixa cristalinidade (Fe_o), foram observadas variações tanto na concentração desses elementos quanto na sua relação ao longo dos diferentes horizontes do solo (Tabela 4).

No AADe, percebe-se um aumento progressivo do teor de Fe_d à medida que se avança para horizontes mais profundos, começando com $5,87 \text{ g kg}^{-1}$ no horizonte A e chegando ao valor de $17,54 \text{ g kg}^{-1}$ no horizonte Bt. Esse padrão é acompanhado, embora em menor escala, pelo Fe_o , que também mostra aumento ao longo do perfil, indo de $0,37 \text{ g kg}^{-1}$ no horizonte A para $1,47 \text{ g kg}^{-1}$ no Bt. Interessantemente, a razão Fe_o/Fe_d se mantém relativamente constante e abaixo de 0,1 em todos os horizontes, sugerindo uma proporção estável entre as formas de ferro de baixa e alta cristalinidade neste tipo de solo.

Tabela 4 – Valores de óxidos de ferro dos horizontes dos perfis do AADe e do LAD

Horizontes	Fe _d	Fe _o	Fe _o /Fe _d
	g kg ⁻¹		
Argissolo Amarelo Distrocoeso epirodóxico (AADe)			
A	5,87	0,37	0,064
E	7,42	0,65	0,088
BE	9,34	0,77	0,083
Bt	17,54	1,47	0,084
Latosolo Amarelo Distrocoeso (LAD)			
A	97,59	3,39	0,035
AB	103,83	2,99	0,029
BA	82,64	2,05	0,025

Fe_d = Ferro de alta cristalinidade; Fe_o = Ferro de baixa cristalinidade;
 Fe_o/ Fe_d = Relação entre o ferro de alta e baixa cristalinidade.

Por outro lado, o LAD apresenta características distintas. Neste caso, os teores de Fe_d são notavelmente mais elevados, com valores surpreendentemente altos já no horizonte A, atingindo 97,59 g kg⁻¹, e mantendo-se elevados no horizonte AB com 103,83 g kg⁻¹. O Fe_o, apesar de também apresentar valores mais altos em comparação com o AADe, mostra uma menor proporção em relação ao Fe_d, como evidenciado pelas razões Fe_o/Fe_d, consistentemente menores, indicando predominância maior de ferro de alta cristalinidade neste tipo de solo.

A alta concentração de Fe_d no LAD sugere uma maior capacidade de adsorção de polímeros aniônicos, mas não necessariamente devido à maior área superficial. Os óxidos de ferro de alta cristalinidade, como goethita e hematita, possuem sítios de ligação específicos que podem ser mais eficazes na adsorção de certos compostos. Schwertmann e Taylor (1989) destacam a relevância desses óxidos na adsorção de compostos no solo, mas ressaltam que a especificidade dos sítios de ligação é um fator fundamental.

Enquanto isso, ainda com relação ao perfil do LAD, sua maior proporção de Fe_o, indica presença significativa de óxidos de ferro amorfos. Estes óxidos, devido à sua estrutura menos ordenada, têm maior área superficial específica, como descrito por Cornell e Schwertmann (2003). Essa maior área superficial pode aumentar a reatividade dos óxidos de ferro amorfos, influenciando a forma como a PAM interage com o solo. A reatividade elevada pode facilitar a adsorção de polímeros aniônicos, mas a natureza específica dessa interação pode variar em comparação com os óxidos de ferro de alta cristalinidade.

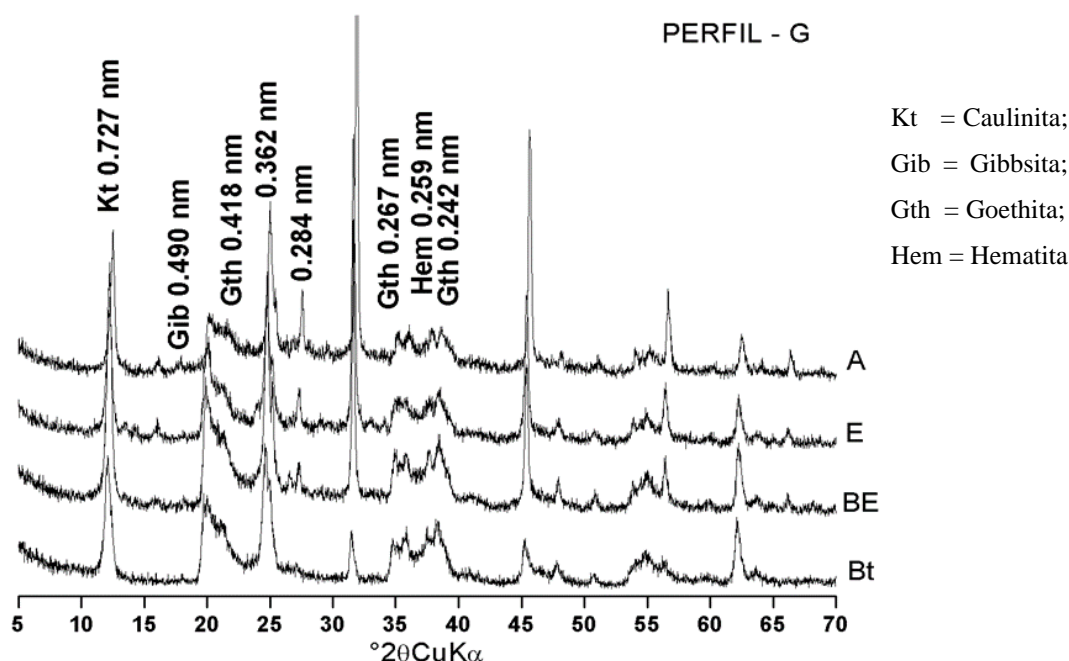
A interação entre a PAM e os óxidos de ferro no solo é também influenciada pelo pH. Em condições ácidas, os óxidos de ferro podem adquirir cargas positivas, facilitando a adsorção de polímeros aniônicos. Jardine et al. (1989) observaram que a protonação de grupos hidroxila

em óxidos de ferro aumenta em ambientes ácidos, promovendo a adsorção de compostos aniônicos. Essa interação é particularmente relevante no caso do LAD, que apresenta maior concentração de óxidos de ferro e, portanto, maior capacidade potencial de interagir com polímeros aniônicos em condições ácidas.

Em resumo, a variação nos teores de óxidos de ferro nos solos AADe e LAD tem implicações diretas na interação com polímeros aniônicos como a PAM. A maior concentração de óxidos de ferro de alta e principalmente de baixa cristalinidade no LAD sugere uma maior capacidade de adsorção de polímeros aniônicos, influenciando diretamente na reatividade do solo com a PAM. Essas características devem ser consideradas ao aplicar polímeros aniônicos para melhorar a estrutura do solo em horizontes subsuperficiais, como os coesos aqui estudados.

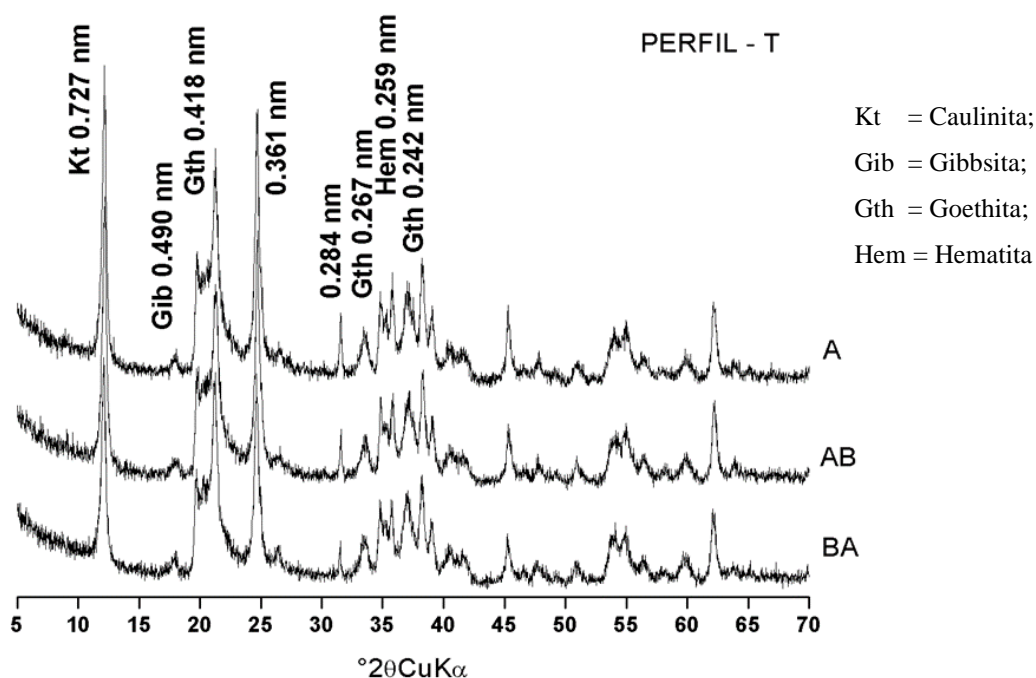
As análises mineralógicas dos perfis do AADe e do LAD realizadas por meio de difratogramas de raios X mostraram distinções claras na composição mineral da fração argila (Figuras 7 e 8).

Figura 6 - Difratograma de raio X do Argissolo Amarelo Distrocoeso epirredóxico (AADe)



No AADe, observou-se uma predominância de caulinita, gibbsita e traços de hematita, caracterizadas por picos em 0,727 nm, 0,490 nm e 0,267 nm, respectivamente (Figura 6). O LAD também apresentou caulinita e gibbsita, mas foi notável a presença marcante de goethita, identificada pelos picos em 0,418 nm, 0,361 nm e 0,242 nm (Figura 7). A intensidade relativa dos picos sugere uma maior concentração de goethita no LAD em comparação com o AADe.

Figura 7 - Difratograma de raio X do Latossolo Amarelo Distrocoeso (LAD)



A presença de caulinita, um mineral de argila 1:1, nos dois perfis de solo, sugere uma capacidade limitada de adsorção de compostos aniônicos, devido à sua baixa área superficial e capacidade de troca catiônica. No entanto, a gibbsita e a goethita presentes nesses solos podem compensar essa limitação. A gibbsita, especialmente sob condições de pH neutro ou ácido, pode adsorver ânions eficientemente, o que é relevante para a adsorção de polímeros aniônicos como a poliácridamida (PAM) utilizada nesse estudo (SANTOS et al., 2020).

A goethita, predominante no LAD, também oferece potencial para a adsorção de compostos aniônicos, atribuído à sua alta área superficial e sítios de adsorção ativos. A presença de goethita no LAD sugere uma maior capacidade de retenção de ânions, o que é importante para a interação com polímeros aniônicos como a PAM. A interação dos minerais de argila com a matéria orgânica do solo também pode influenciar a adsorção, afetando a dinâmica de compostos aniônicos em solos tropicais (FIJAŁKOWSKA; WIŚNIEWSKA; SZEWCZUK-KARPISZ, 2020).

4.4 Cinética de adsorção

A cinética de adsorção da poliácridamida (PAM) foi realizada em amostra dos dois perfis de solo, por meio da análise dos parâmetros: capacidade de sorção em equilíbrio (S_e); taxa constante de sorção (k); coeficiente de determinação (r^2) e soma dos erros quadráticos (SSE), para os modelos de pseudo-primeira ordem e pseudo-segunda ordem (Tabela 5).

Tabela 5 – Valores ajustados dos parâmetros dos modelos de pseudo-primeira e pseudo-segunda ordem para o perfil do Argissolo Amarelo Distrocoeso epirredóxico (AADe) e do Latossolo Amarelo Distrocoeso (LAD)

Argissolo Amarelo Distrocoeso epirredóxico (AADe)					
Parâmetro		Horizonte			
		A	E	BE	Bt
Pseudo cinética de 1ª ordem	S_{e1}	448,6	441,8	466,8	626,7
	k_1	0,2786	0,180	0,1561	0,5151
	r^2	0,998	0,813	0,971	0,767
	SSE	396,0	15954,5	10748,0	30178,5
Pseudo cinética de 2ª ordem	S_{e2}	514,8	537,6	557,00	670,15
	k_2	6,56E-04	3,20E-04	89,79	1,19E-03
	r^2	1,00	0,905	0,926	0,791
	SSE	4831,8	8894,9	19502,5	24214,4
Latossolo Amarelo Distrocoeso (LAD)					
Parâmetro		Horizonte			
		A	AB	BA	
Pseudo cinética de 1ª ordem	S_{e1}	430,6	349,1	266,5	
	k_1	0,218	0,216	0,191	
	r^2	0,993	0,989	0,987	
	SSE	792,6	788,2	602,9	
Pseudo cinética de 2ª ordem	S_{e2}	491,8	417,6	306,4	
	k_2	5,38E-04	7,54E-04	70,70	
	r^2	1,00	0,985	0,979	
	SSE	1870,6	1223,8	1062,9	

S_{e1} = Capacidade de sorção em equilíbrio de pseudo-primeira ordem (mg g^{-1}); S_{e2} = Capacidade de sorção em equilíbrio de pseudo-segunda ordem (mg g^{-1}); k_1 = Taxa constante de sorção de pseudo-primeira ordem (h^{-1}); k_2 = Taxa constante de sorção de pseudo-segunda ordem (h^{-1}); r^2 = Coeficiente de Determinação; SSE = Soma dos Erros Quadráticos.

Para o perfil do AADe, nos diferentes horizontes avaliados, identificou-se uma capacidade de sorção de equilíbrio (S_{e1}) variando de 441,8 mg kg^{-1} (horizonte E) a 626,7 mg kg^{-1} (horizonte Bt), indicando uma maior predisposição do último para reter PAM. As constantes das taxas de primeira ordem (k_1) também variaram significativamente, sendo mais alta no Bt (0,5151 h^{-1}), demonstrando que a velocidade de interação da PAM neste horizonte é mais rápida do que nos outros horizontes. Os coeficientes de determinação (r^2) ficaram acima de 0,767 para todos os horizontes, sugerindo que o modelo de pseudo-primeira ordem é adequado para descrever a cinética de adsorção. No entanto, a soma dos erros quadráticos (SSE) apresentou uma ampla variação, de 396,0 para o horizonte A a 30178,5 para o Bt, refletindo a variação na precisão do ajuste do modelo.

O horizonte Bt apresentou uma cinética de adsorção rápida, ou seja, maiores quantidades de PAM foram adsorvidas nas primeiras horas de ensaio. Isso ocorreu devido à maior disponibilidade de sítios de ligação nos solos no início do ensaio. À medida que os sítios superficiais são saturados, sua ocupação é dificultada devido às forças de repulsão entre as moléculas do soluto na fase sólida e na solução. O estudo de Zhang et al. (2019) avaliou o comportamento da adsorção não-equilibrada de PAM e confirmou que a matéria orgânica é o principal fator que influencia a capacidade de adsorção do solo, o que pode ser um indicativo da importância da matéria orgânica e da argila nas interações eletrostáticas entre o adsorvente e adsorvato.

Em contrapartida, o perfil do LAD teve valores de S_{e1} que foram de 266,5 mg kg⁻¹ no horizonte BA a 430,6 mg kg⁻¹ no horizonte A, sugerindo uma maior adsorção de PAM no A. As constantes k_1 foram relativamente próximas entre os horizontes, indicando uma certa consistência na velocidade de adsorção entre eles. Os valores de r^2 foram consistentemente altos (acima de 0,987), apontando para um bom ajuste do modelo de pseudo-primeira ordem em todos os horizontes. O SSE foi comparativamente baixo, variando de 602,9 a 792,6, o que implica um ajuste de modelo mais preciso em relação ao AADe.

Analisando a cinética de pseudo-segunda ordem, verificou-se que ambos os perfis mostraram valores de r^2 igual ou próximo de 1,00 para alguns horizontes, indicando um ajuste quase perfeito ao modelo teórico. Os valores de SSE foram maiores para o AADe, especialmente no horizonte Bt com 24214,4, enquanto o LAD manteve SSE abaixo de 1870,6, ressaltando um ajuste mais consistente e preciso para este último.

A análise cinética revelou que o tempo necessário para atingir o equilíbrio variou entre 12 e 24 horas nos dois perfis (Figuras 9 e 10), influenciando diretamente o tempo de agitação nos ensaios de isotermas de adsorção subsequente. As diferenças observadas nos parâmetros de ambos os perfis são importantes para compreender o potencial de adsorção e as características de retenção de PAM nos solos estudados.

A análise da cinética de adsorção da poliacrilamida (PAM) mostra que, no solo AADe, a adsorção da PAM é mais rápida devido à sua textura arenosa, que possui menos sítios de adsorção em comparação ao LAD. Esse solo arenoso permite uma maior acessibilidade aos sítios disponíveis, facilitando a rápida ligação da PAM. Isso destaca como a composição e a estrutura do solo são determinantes para a interação do polímero com o solo, evidenciando a influência direta das propriedades físicas do solo na eficácia da adsorção da PAM (ZHANG et al., 2019).

Figura 8 - Representação gráfica dos ensaios de cinética com os dados observados em laboratório e os modelos de pseudo-primeira ordem (vermelho) e pseudo-segunda ordem (azul), para os horizontes do AADe.

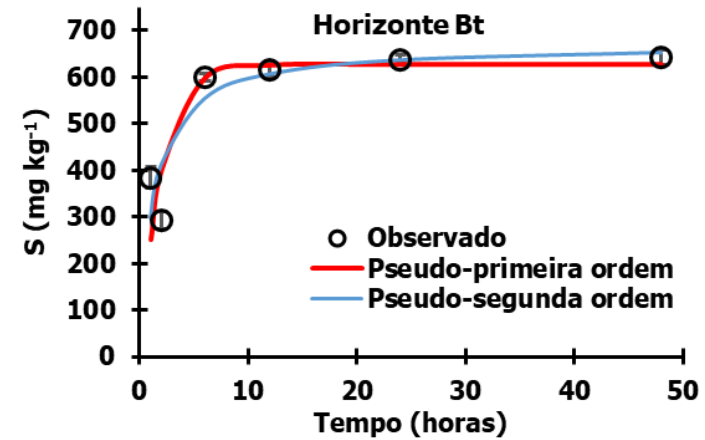
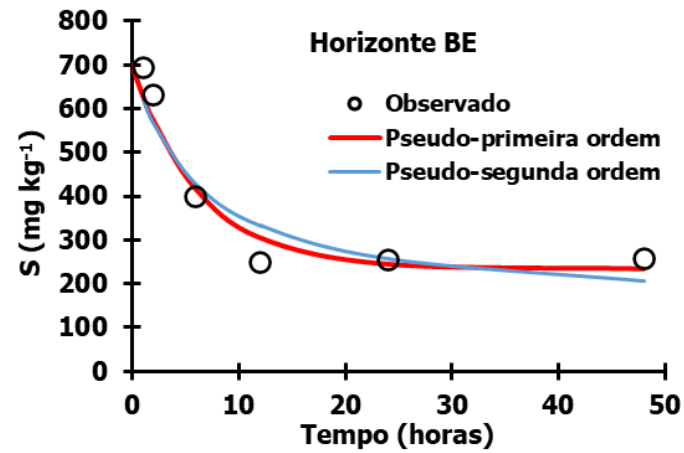
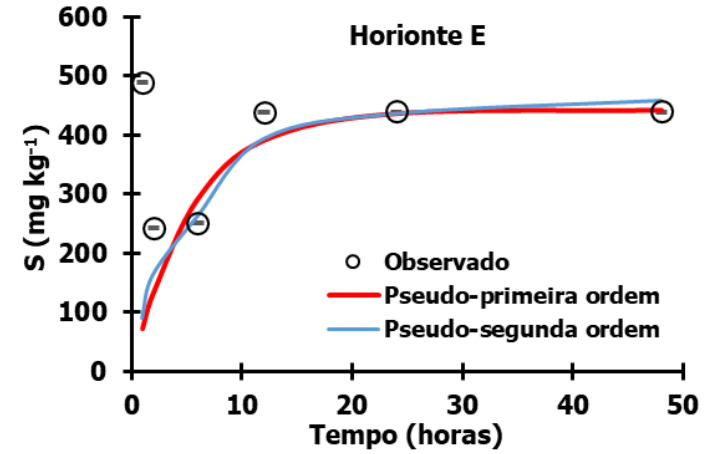
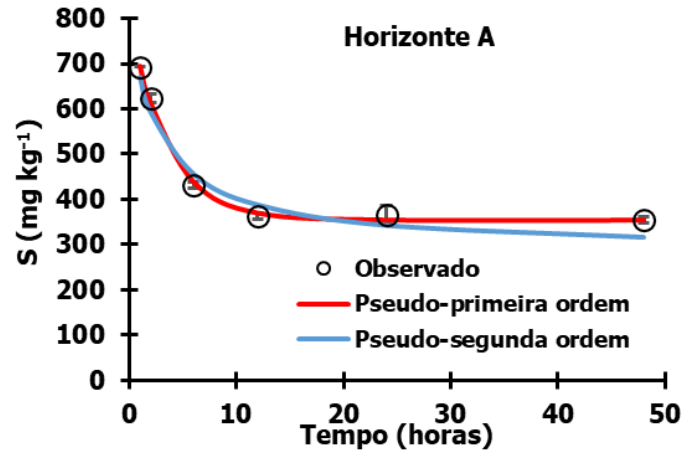
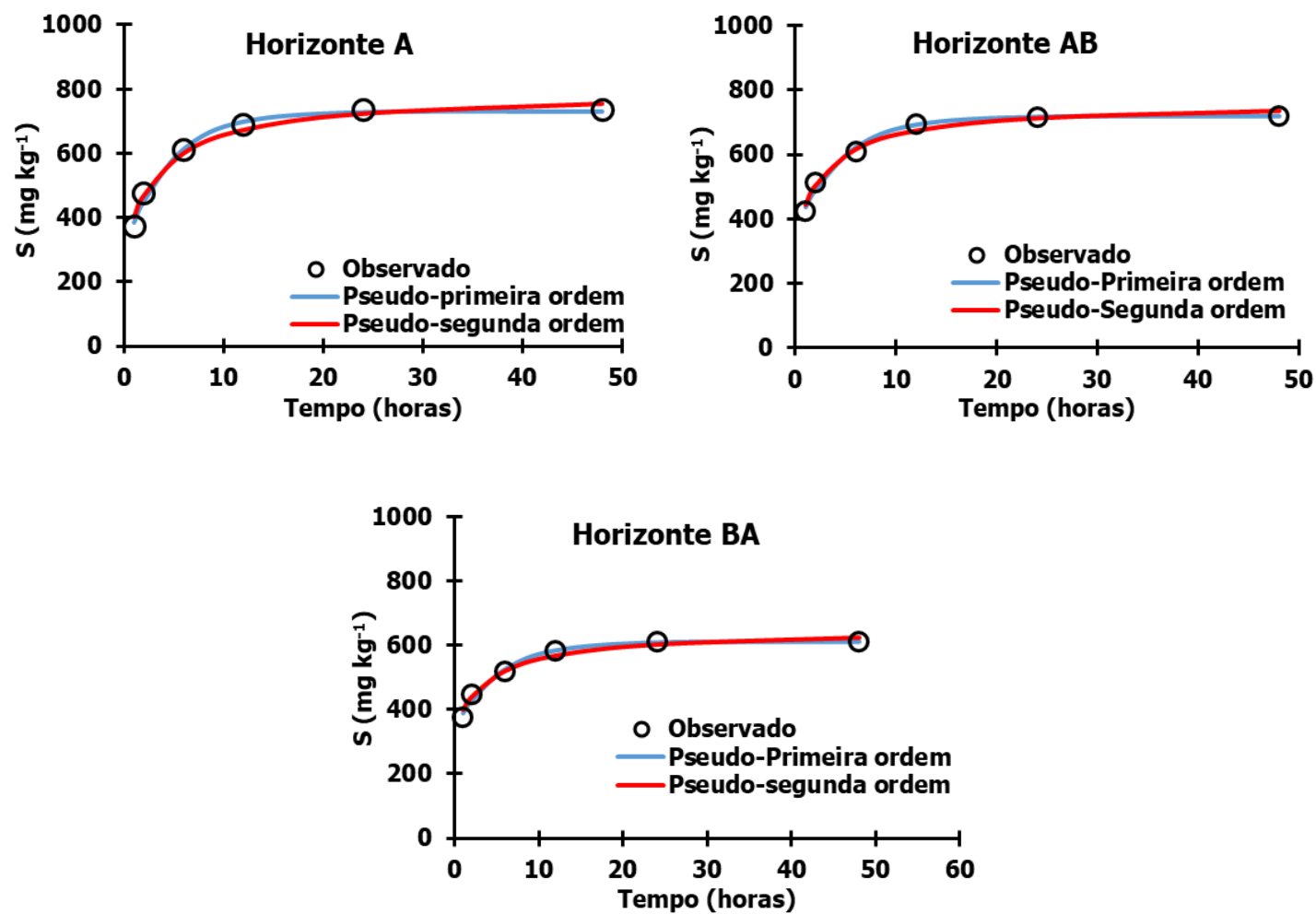


Figura 9 - Representação gráfica dos ensaios de cinética com os dados observados em laboratório e os modelos de pseudo-primeira ordem (vermelho) e pseudo-segunda ordem (azul), para os horizontes do LAD.



Para o LAD, a uniformidade na adsorção da PAM observada nos horizontes A, AB e BA, apesar da quantidade de matéria orgânica ser comparável à do AADe, é particularmente notável devido ao alto teor de argila (Tabela 2) e óxidos de ferro (Tabela 4). Tradicionalmente, espera-se que solos com maior teor de argila exibam uma adsorção mais heterogênea, atribuída à maior área superficial e à variedade de sítios de ligação disponíveis nas partículas de argila. No entanto, o que se observou nesta pesquisa vai contra essa expectativa, sugerindo que a interação entre PAM e argila pode ser mais complexa do que a simples correlação com a área superficial e a heterogeneidade dos sítios de ligação. De fato, Yang et al. (2022) exploraram essa complexidade ao detalhar como a heterogeneidade da superfície da argila influencia as interações químicas interfaciais, um fator que pode ser fundamental para compreender as nuances da adsorção de PAM em solos ricos em argila.

Uma possível explicação para essa uniformidade pode ser encontrada no estudo de Ma et al. (2023), que investigaram a adsorção de diferentes tipos iônicos de PAM em superfícies de montmorilonita. O estudo sugere que a estrutura e a carga da PAM podem influenciar sua interação com a argila de maneira que promova uma cobertura mais uniforme dos sítios de ligação, mesmo em solos com alto teor de argila. Além disso, a pesquisa desenvolvida por Latusek et al. (2023), sobre a interação de PAM aniônico com minerais contendo ferro na presença de íons metálicos pesados, indica que a presença de certos íons no solo pode alterar significativamente a adsorção da PAM, o que poderia contribuir para a uniformidade observada. Esses estudos apontam para a complexidade das interações solo-polímero e sugerem que outros fatores, além do teor de argila, como a composição química da PAM e a presença de íons metálicos, podem desempenhar papéis importantes na determinação do perfil de adsorção da PAM.

4.5 Isotermas de adsorção

Na comparação dos modelos isotérmicos para o perfil do AADe e do LAD, o modelo Sips demonstrou ser o mais adequado (Tabelas 6 e 7). Para o AADe, o modelo Sips alcançou um coeficiente de determinação (r^2) acima de 0,95, na maioria dos casos, indicando forte correlação entre os dados observados e os previstos pelo modelo. Além disso, um valor de Eficiência Modificada (EF) superior a 0,85 foi observado, significando que o modelo foi capaz de simular mais de 85% da variação dos dados observados com precisão (Tabela 6). Já o Erro Quadrático Médio (RMSE) abaixo de 10% indica que a média dos erros nas estimativas do modelo em relação aos valores reais é menor que 10%, evidenciando uma alta precisão e confiabilidade nas previsões do modelo.

Tabela 6 – Parâmetros das isotermas de Freundlich, Langmuir e Sips para o perfil do AADe.

Modelo	Parâmetros	Horizonte														
		1º Tratamento			2º Tratamento			3º Tratamento			4º Tratamento					
		E	BE	Bt	A	E	BE	Bt	A	E	BE	Bt	A	E	BE	Bt
Freundlich	K_F	69,4	165,3	98,1	12,7	16,9	16,5	23,7	24,2	20,2	45,1	51,1	8,3	4,2	20,8	24,4
	n	0,491	0,351	0,377	0,684	0,592	0,643	0,587	0,597	0,625	0,526	0,544	0,663	0,780	0,561	0,540
	r²	0,725	0,863	0,721	0,928	0,945	0,939	0,926	0,944	0,924	0,892	0,833	0,913	0,895	0,879	0,893
	SSE	89379,5	54540,9	78082,5	8856,0	5207,2	8008,3	10979,8	9090,1	11634,0	25589,2	50222,0	5051,6	5442,2	13132,5	12417,2
	RMSE	45,8	27,5	38,3	10,5	7,8	9,3	10,4	10,2	12,0	17,4	23,0	12,4	11,4	17,7	14,1
	EF	0,474	0,630	0,471	0,726	0,760	0,747	0,723	0,757	0,718	0,664	0,585	0,697	0,668	0,646	0,667
Langmuir	K_L	0,011	0,010	0,020	0,010	0,014	0,012	0,017	0,017	0,015	0,031	0,032	0,009	0,005	0,018	0,020
	S_{max}	908,2	1160,7	726,1	603,4	441,8	574,4	550,5	580,9	594,0	623,9	738,45	376,5	471,3	432,2	437,4
	r²	0,984	0,993	0,969	0,965	0,981	0,975	0,970	0,982	0,970	0,965	0,921	0,957	0,927	0,948	0,960
	SSE	6522,2	3543,0	10058,1	4766,9	1866,3	3553,1	4685,2	3102,9	5165,6	9212,4	26118,8	2790,9	4082,1	6318,1	5103,2
	RMSE	10,2	5,3	10,0	7,7	4,3	6,0	6,9	5,7	7,8	10,9	16,8	9,6	10,1	13,2	9,2
	EF	0,858	0,906	0,810	0,799	0,857	0,831	0,819	0,858	0,812	0,798	0,701	0,775	0,713	0,754	0,787
Sips	K_S	0,138	0,063	0,135	0,027	0,027	0,029	0,037	0,040	0,033	0,033	0,058	0,025	0,020	0,040	0,025
	S_{max}	453,9	932,2	474,7	338,4	317,2	361,0	363,8	305,5	416,0	380,8	455,0	213,0	196,9	284,4	213,0
	n	11,899	0,587	1,594	2,046	1,532	1,788	1,937	0,348	1,518	1,844	1,792	2,268	2,983	2,224	2,268
	r²	0,946	0,872	0,783	0,995	0,993	0,995	0,996	0,996	0,994	0,995	0,994	0,996	0,988	0,995	0,996
	SSE	17798,4	50938,9	60746,4	626,4	667,2	627,0	605,7	434,6	958,3	760,4	1301,6	231,3	718,1	539,0	231,3
	RMSE	16,3	25,9	33,0	3,1	2,7	2,9	4,0	1,7	2,2	2,2	2,3	2,0	4,4	2,4	2,0
EF	0,765	0,642	0,534	0,927	0,914	0,929	0,935	0,938	0,921	0,928	0,924	0,935	0,713	0,928	0,935	

K_F = Constante de Freundlich ((mg kg⁻¹) (L mg⁻¹)^{-1/n}); n = Expoente de Freundlich; K_L = Constante de Langmuir (L mg⁻¹); S_{max} = Capacidade máxima de adsorção (mg kg⁻¹); K_S = Constante de Sips ((L mg⁻¹)ⁿ); n_s = Expoente de Sips; r^2 = Coeficiente de determinação; SSE = Soma dos erros quadráticos; EF= Eficiência do modelo; RMSE = Raiz quadrada média do erro.

Tabela 7 – Parâmetros das isotermas de Freundlich, Langmuir e Sips para o perfil do LAD.

Modelo	Parâmetros	Horizontes											
		1º Tratamento			2º Tratamento			3º Tratamento			4º Tratamento		
		A	AB	BA	A	AB	BA	A	AB	BA	A	AB	BA
Freundlich	K_F	215,9	149,5	47,5	2,1	2,5	3,8	19,6	20,2	23,2	1,7	2,2	2,5
	n	0,490	0,566	0,725	0,698	0,662	0,584	0,624	0,622	0,557	0,747	0,705	0,665
	r²	0,926	0,895	0,925	0,938	0,937	0,931	0,956	0,949	0,918	0,955	0,929	0,939
	SSE	42215,1	56475,2	33433,6	432,0	454,2	484,5	6298,4	7458,4	9738,7	362,1	569,3	429,7
	RMSE	21,0	24,1	14,6	8,3	7,4	6,0	8,0	7,9	11,3	10,5	8,8	11,5
	EF	0,724	0,674	0,721	0,744	0,742	0,731	0,785	0,770	0,709	0,781	0,728	0,745
Langmuir	K_L	0,312	0,149	0,024	0,006	0,007	0,011	0,010	0,011	0,016	0,011	0,015	0,018
	S_{max}	897,6	990,1	1366,3	141,0	132,7	113,9	649,3	606,8	494,2	140,5	123,0	110,8
	r²	0,968	0,928	0,956	0,968	0,971	0,973	0,980	0,985	0,971	0,961	0,960	0,963
	SSE	19033,0	39609,1	21283,7	243,6	228,3	206,9	3168,9	2307,5	3757,5	346,7	346,9	294,5
	RMSE	13,8	20,0	11,9	6,3	5,4	3,9	5,7	4,0	6,4	9,6	6,4	9,0
	EF	0,814	0,727	0,777	0,808	0,817	0,824	0,848	0,872	0,819	0,786	0,788	0,789
Sips	K_S	0,500	0,376	0,082	0,017	0,018	0,022	0,030	0,028	0,038	0,015	0,018	0,020
	S_{max}	747,1	665,0	676,3	80,8	80,1	77,5	397,8	416,0	320,3	92,0	84,4	76,0
	n	1,356	2,067	2,288	1,813	1,853	1,798	1,549	1,506	1,850	1,736	1,985	1,918
	r²	0,972	0,949	0,993	0,987	0,992	0,993	0,994	0,992	0,995	0,992	0,990	0,996
	SSE	15664,0	27631,4	3129,3	85,8	53,0	48,0	845,1	1242,9	598,4	62,4	80,9	25,7
	RMSE	9,9	11,8	5,8	1,8	1,5	1,2	3,3	3,1	2,4	2,9	1,7	2,4
EF	0,832	0,772	0,915	0,886	0,912	0,915	0,921	0,906	0,928	0,909	0,898	0,938	

K_F = Constante de Freundlich ((mg kg⁻¹) (L mg⁻¹)^{-1/n}); n = Expoente de Freundlich; K_L = Constante de Langmuir (L mg⁻¹); S_{max} = Capacidade máxima de adsorção (mg kg⁻¹); K_s = Constante de Sips ((L mg⁻¹)ⁿ); n_s = Expoente de Sips; r^2 = Coeficiente de determinação; SSE = Soma dos erros quadráticos; EF= Eficiência do modelo; RMSE = Raiz quadrada média do erro.

No caso do LAD, o modelo Sips também apresentou um desempenho notável, com valores de r^2 consistentemente altos. Valores de EF acima de 0,80 implicam que o modelo foi eficiente em mais de 80% na simulação dos dados; enquanto valores de RMSE relativamente baixos reafirmam a baixa discrepância média entre os valores estimados pelo modelo e os observados, superando assim os modelos de Freundlich e Langmuir em termos de ajuste aos dados.

Analisando o solo natural (1º Tratamento), o modelo Sips, que prevê o valor máximo de adsorção, mostrou comportamentos distintos nos solos estudados. No AADe, os horizontes E e Bt apresentaram valores menores de S_{max} , cerca de 453 e 474 $mg\ kg^{-1}$, respectivamente, indicando uma capacidade de adsorção máxima inferior nesses horizontes. No entanto, um padrão diferente foi observado no horizonte BE, que registrou S_{max} notavelmente mais alto, cerca de 932 $mg\ kg^{-1}$, sugerindo uma maior capacidade de adsorção neste horizonte específico.

Em contraste, a análise do LAD usando o modelo Sips revelou uma consistência notável na capacidade de adsorção ao longo dos seus horizontes. No horizonte superficial A, o valor máximo de S_{max} observado foi de 747,1 $mg\ kg^{-1}$ (Tabela 7). Interessantemente, este alto nível de adsorção se manteve consistente nos horizontes subsequentes, AB e BA, com valores próximos de 665 $mg\ kg^{-1}$ e 676 $mg\ kg^{-1}$, respectivamente.

Após a extração dos agentes cimentantes (2º tratamento), foi observado uma diminuição na taxa de adsorção da PAM em ambos os solos, embora de maneira variada. No AADe, os horizontes E, BE e Bt mostraram uma tendência de redução no valor de S_{max} , alcançando 338,4 $mg\ kg^{-1}$, 317,2 $mg\ kg^{-1}$ e 361,0 $mg\ kg^{-1}$, respectivamente. Essa diminuição, embora significativa, foi menos acentuada se comparada com as mudanças observadas no perfil do LAD, onde a alteração foi mais pronunciada. Após a extração dos agentes cimentantes, os valores de S_{max} nos horizontes A, AB e BA do modelo Sips reduziram para 80,8 $mg\ kg^{-1}$, 80,1 $mg\ kg^{-1}$ e 77,5 $mg\ kg^{-1}$, respectivamente. Essa diminuição substancial na capacidade de adsorção, evidente em todos os horizontes do LAD, contrasta com as mudanças mais moderadas observadas no perfil do AADe.

A aplicação prévia de silicato no solo (3º Tratamento) também resultou em diminuição significativa na adsorção da PAM em ambos os solos, sendo particularmente acentuada no perfil do LAD. No AADe, os valores de S_{max} do modelo Sips após o tratamento foram de 213,0 $mg\ kg^{-1}$ para o horizonte E, 196,9 $mg\ kg^{-1}$ para o BE e 284,4 $mg\ kg^{-1}$ para o Bt. Embora representem uma redução em relação ao solo sob condição natural (1º tratamento), a magnitude dessa diminuição foi relativamente moderada.

Em contraste, a redução da capacidade de adsorção no LAD foi muito mais expressiva. Os valores de S_{\max} nos horizontes A, AB e BA foram drasticamente reduzidos para $92,0 \text{ mg kg}^{-1}$, $84,4 \text{ mg kg}^{-1}$ e $76,0 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente. Essa queda acentuada nos valores de S_{\max} reflete uma diminuição substancial na capacidade de adsorção da PAM, evidenciando um impacto significativamente maior do tratamento com silicato sobre o LAD em comparação com o AADe.

Após a aplicação prévia do silicato no solo (3º tratamento), observou-se uma redução na adsorção de PAM em comparação com o solo natural (1º tratamento), um resultado que destaca a eficácia deste tratamento. No AADe, essa redução se manifestou em todos os horizontes, com os valores de S_{\max} do modelo Sips alcançando $305,5 \text{ mg kg}^{-1}$ no horizonte A, $416,0 \text{ mg kg}^{-1}$ no E, $380,8 \text{ mg kg}^{-1}$ no BE e $455,0 \text{ mg kg}^{-1}$ no Bt. Embora as reduções sejam modestas, elas são consistentes e indicam uma tendência clara em todos os horizontes.

Similarmente, no LAD, a tendência de redução se manteve. Os valores de S_{\max} para os horizontes A, AB e BA foram respectivamente de $397,8 \text{ mg kg}^{-1}$, $416,0 \text{ mg kg}^{-1}$ e $320,3 \text{ mg kg}^{-1}$. Essa diminuição, mesmo que modesta em alguns casos, é um indicativo claro do efeito do silicato na adsorção de PAM, reafirmando a relevância deste tratamento no contexto da capacidade de adsorção de solos tratados.

No 4º e último tratamento, que envolveu a combinação da aplicação prévia de silicato no solo com a posterior extração de agentes cimentantes, foi observado a mais significativa redução na adsorção da PAM nos solos estudados. Essa abordagem resultou em valores de S_{\max} notavelmente menores, indicando uma eficácia marcante na redução da capacidade de adsorção.

No AADe, esta combinação resultou em valores de S_{\max} significativamente menores, refletindo a eficácia desse tratamento. Os valores para os horizontes A, E, BE e Bt foram, respectivamente, $213,0 \text{ mg kg}^{-1}$, $196,9 \text{ mg kg}^{-1}$, $284,4 \text{ mg kg}^{-1}$ e $213,0 \text{ mg kg}^{-1}$, os mais baixos em comparação com os tratamentos anteriores.

Da mesma forma, no LAD, a combinação da aplicação de silicato (prévia) seguida da extração de agentes cimentantes (4º tratamento) também levou a uma diminuição acentuada na capacidade de adsorção da PAM. Os valores de S_{\max} nos horizontes A, AB e BA foram de $92,0 \text{ mg kg}^{-1}$, $84,4 \text{ mg kg}^{-1}$ e $76,0 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente. Estes resultados destacam não só a menor taxa de adsorção alcançada no LAD, mas também a eficácia da combinação dos tratamentos na modulação da adsorção da PAM no solo.

A superioridade do modelo Sips em comparação com os modelos de Freundlich e Langmuir pode ser observada nos gráficos de todos os tratamentos nos Apêndices deste trabalho. Esta preferência pelo modelo Sips é atribuída a várias características intrínsecas do

modelo que o tornam particularmente adequado para descrever sistemas de adsorção em solos heterogêneos.

O solo, por sua natureza, é um sistema complexo e heterogêneo, apresentando uma variedade de sítios de adsorção com diferentes energias de adsorção. O modelo Sips, uma modificação do modelo de Langmuir que incorpora elementos do modelo de Freundlich, é capaz de considerar essa heterogeneidade. Ele introduz um parâmetro que descreve a distribuição da energia de adsorção sobre os sítios de adsorção, tornando-o mais representativo em sistemas reais como os solos AADe e LAD. Essa capacidade de acomodar a heterogeneidade do solo é essencial, pois, como observado em Sipos (2021), a diversidade de componentes orgânicos e inorgânicos nos solos pode levar a uma ampla gama de interações solo-polímero.

Além disso, o modelo Sips se destaca por sua capacidade de lidar com variações na energia de adsorção, ao contrário do modelo de Langmuir, que assume uma energia de adsorção constante para todos os sítios. Esta característica é essencial para explicar a alta precisão e confiabilidade do modelo Sips observada nos resultados, com o coeficiente de determinação r^2 frequentemente acima de 0,95 e valores de EF e RMSE indicando um ajuste superior aos outros modelos. A eficácia do modelo Sips em diferentes concentrações de adsorbato, como demonstrado nos estudos de Owabor et al. (2013), também é um fator fundamental, considerando que a concentração de polímeros em solos pode variar significativamente.

A flexibilidade e a generalização do modelo Sips são outras características que justificam sua escolha. A capacidade do modelo de se ajustar a diferentes tipos de isotermas, como observado nos estudos mencionados, sugere sua aplicabilidade em uma variedade de condições de solo e tipos de polímeros. Isso é particularmente útil em estudos agrônomicos e ambientais, onde a variabilidade das condições do solo é uma constante.

A aplicação de silicato nos solos estudados resultou em redução na adsorção da PAM, particularmente no LAD. Esse fenômeno é atribuído à competição aniônica pelos sítios de adsorção entre o silicato e a PAM, um processo fundamental na dinâmica de interação solo-polímero. O silicato, ao competir pelos mesmos sítios de adsorção que a PAM, especialmente em óxidos de ferro e alumínio, altera significativamente a mobilidade da PAM no perfil do solo.

Estudos anteriores, como os realizados por Goldberg e Traina (1987) e Lee e Kim (2007), destacam a eficácia de modelos como a capacitância constante para descrever a competição aniônica em óxidos. Esses trabalhos demonstram como ânions podem efetivamente deslocar uns aos outros dos sítios de adsorção, um princípio aplicável à interação entre silicato

e PAM no solo. A redução na adsorção da PAM após a aplicação de silicato sugere uma interação competitiva entre esses ânions.

Adicionalmente, as pesquisas de Mukhopadhyay et al. (2021) e Schaller et al. (2019) fornecem informações sobre como o silicato pode modificar o ambiente químico do solo, afetando a mobilidade de nutrientes e outros ânions. A presença prévia de silicato no solo altera condições como o pH do solo e a carga superficial dos coloides, influenciando a adsorção subsequente da PAM. Esses estudos reforçam a ideia de que o silicato, ao ocupar sítios de adsorção em solos ácidos, pode reduzir a disponibilidade desses locais para a PAM, facilitando sua mobilidade.

Portanto, a aplicação prévia de silicato no solo representa uma abordagem promissora para otimizar a distribuição da PAM em práticas agrícolas, especialmente em solos ricos em óxidos. Isso sugere uma necessidade de estudos adicionais que aprofundem na dinâmica de interação entre silicato e PAM em diferentes condições de solo.

4.6 Fator de Retardo

A análise do fator de retardo (R), calculado a partir dos parâmetros da isoterma de Sips - escolhida por sua adequação aos dados [equação (15)] - fornece perspectivas valiosas sobre a lixiviação da poliacrilamida (PAM) no solo, conforme ilustrado nas Tabelas 8 e 9.

Tabela 8 – Valores do Fator de Retardo (R) para todos os tratamentos com PAM no perfil do AADe.

PAM mg L ⁻¹	Fator de Retardo (R) ¹⁾															
	1º Tratamento				2º Tratamento				3º Tratamento				4º Tratamento			
	A ¹	E ¹	BE	Bt	A	E	BE	Bt	A	E	BE	Bt	A	E	BE	Bt
10	83,0	29,9	733,6	71,9	25,9	43,1	35,1	54,1	67,3	51,0	118,8	156,4	16,1	4,9	43,8	73,9
20	4,4	29,8	980,9	74,1	46,3	54,8	54,3	110,2	80,7	73,0	140,9	232,8	26,7	13,2	65,6	102,6
30	3,3	31,0	737,3	69,7	54,8	55,6	60,0	124,6	82,5	81,3	151,7	307,5	35,3	26,3	70,6	114,7
50	1,7	33,5	1148,3	56,5	58,2	49,0	58,2	119,0	7,4	80,3	143,8	351,9	36,0	41,4	68,4	103,7
70	2,0	32,8	942,4	65,0	51,0	37,2	50,0	100,3	60,1	65,9	118,2	324,9	28,8	38,9	50,7	79,3
90	2,8	38,2	247,4	98,6	39,3	28,0	37,0	69,8	42,9	49,0	77,2	250,9	19,3	30,7	28,7	50,2
120	13,4	67,3	65,5	105,6	24,3	18,2	23,7	38,9	28,7	30,9	41,6	145,1	10,6	17,0	13,0	24,2
150	43,2	58,9	38,7	48,3	13,8	11,1	13,9	17,5	17,6	16,9	21,4	51,0	5,4	7,6	5,7	10,4
200	56,9	20,2	13,6	15,5	4,8	5,1	5,3	5,7	6,8	5,5	4,5	4,1	2,4	2,5	2,1	3,4

⁽¹⁾ Valores de R obtidos a partir do coeficiente de partição (K_D), estimado pela relação: $K_D = S/C_{eq}$. 1º Tratamento: Solo Natural; 2º Tratamento: Solo com extração de agentes cimentantes; 3º Tratamento: Solo com adubação silicatada; 4º Tratamento: Solo com adubação silicatada e extração dos agentes cimentantes;

Tabela 9 – Valores do Fator de Retardo (R) para todos os tratamentos com PAM no perfil do LAD.

PAM mg L ⁻¹	Fator de Retardo (R)											
	1º Tratamento			2º Tratamento			3º Tratamento			4º Tratamento		
	A	AB	BA	A	AB	BA	A	AB	BA	A	AB	BA
10	828,3	586,4	60,7	2,9	3,5	5,5	19,6	24,2	28,8	2,9	23,2	33,3
20	830,2	705,8	138,0	3,7	4,6	6,9	25,3	30,2	40,6	3,6	23,2	38,0
30	809,7	715,1	199,1	4,0	5,0	7,1	26,7	31,8	44,1	3,9	19,9	34,7
50	781,7	713,9	220,7	3,8	4,6	5,7	24,6	29,2	39,3	3,8	13,3	21,8
70	702,9	705,2	216,2	3,2	3,7	4,2	20,8	24,3	30,0	3,3	8,6	13,4
90	586,6	635,7	186,4	2,6	2,9	3,1	15,3	18,6	22,0	2,8	6,2	8,5
120	255,6	240,3	153,9	2,0	2,1	2,1	10,8	13,0	11,7	2,2	3,9	4,7
150	70,7	29,5	71,9	1,6	1,7	1,6	6,2	8,9	5,2	1,8	2,7	3,1
200,0	17,1	7,5	13,2	1,3	1,3	1,3	3,2	4,0	2,4	1,4	1,8	1,9

1º Tratamento: Solo Natural; 2º Tratamento: Solo com extração de agentes cimentantes; 3º Tratamento: Solo com adubação silicatada; 4º Tratamento: Solo com adubação silicatada e extração dos agentes cimentantes.

Este fator de retardo é uma medida importante, indicando a relação da velocidade de migração da PAM a velocidade de escoamento real da água nos poros do solo. Vale ressaltar que, tanto no horizonte A como no E, os valores do R foram calculados a partir do cálculo do coeficiente de partição - K_D [equação (16)], tendo as relações entre S/C_{eq} calculadas, pois não foi possível definir isotermas de adsorção para estes dois horizontes.

Os valores de R foram consistentemente mais elevados nos ensaios com solos em condição natural, que contêm agentes cimentantes. Essa observação sugere que a presença desses agentes resulta em uma menor velocidade de deslocamento da solução de PAM através do perfil do solo, implicando em uma maior adsorção da PAM pelo solo.

Por outro lado, os tratamentos que envolveram solos com a extração dos agentes cimentantes, bem como aqueles tratados com silicato ou a combinação de ambos, apresentaram, em geral, valores de R significativamente mais baixos em comparação com o solo natural. Esta diferença foi particularmente considerável no perfil do LAD, que possui altas concentrações de óxidos de ferro (Tabela 4), influenciando a adsorção da PAM. A remoção desses óxidos resultou em uma redução substancial do fator R.

De maneira geral, os valores de R foram mais altos para concentrações baixas e médias de PAM e mais baixos para as concentrações mais altas. Esse padrão foi consistente em todos os horizontes e tratamentos. A explicação para isso reside na disponibilidade dos sítios ativos de adsorção, com valores mais altos de R ocorrendo devido à alta disponibilidade desses sítios. À medida que a disponibilidade diminui, os valores de R também diminuem, aumentando a mobilidade da PAM no solo. Isso é particularmente evidente nas maiores concentrações do adsorvato na solução.

Para que a PAM se desloque das camadas superficiais para as mais profundas do solo, são necessárias aplicações com concentrações mais elevadas da solução. Em concentrações mais baixas, a maior parte, ou até mesmo toda a PAM aplicada, tende a ser adsorvida nas camadas superficiais, não atingindo o horizonte coeso. Isso impede a melhoria das condições físicas dessa camada adensada, que é o principal objetivo da aplicação da PAM, para a redução da coesão dessas camadas.

Considerando a escala de mobilidade para pesticidas definida por Khan e Liang (1989), e aplicando-a para a PAM, o polímero pode ser classificado como bastante imóvel ($R > 10$) em todos os horizontes, exceto para concentrações aplicadas acima de 200 mg L^{-1} , onde a PAM seria classificada como moderadamente móvel ($3 < R < 10$). Este entendimento é fundamental para otimizar a aplicação da PAM, garantindo sua eficácia e minimizando a mobilidade indesejada no perfil do solo.

4.7 Coeficiente de Partição (K_D)

O Coeficiente de Partição (K_D) é uma ferramenta essencial para avaliar o potencial de adsorção da PAM no solo, estando diretamente relacionado ao fator de retardo. Valores elevados de K_D indicam uma maior tendência de adsorção e permanência da PAM no solo, como demonstrado nas Tabelas 10 e 11. Observou-se que os valores de K_D foram consistentemente mais altos nos horizontes de solos com agentes cimentantes (Solo Natural), evidenciando a importância desses agentes na adsorção da PAM.

Tabela 10 – Valores do coeficiente de partição (K_D) para os tratamentos no perfil do AADe.

PAM mg L^{-1}	Coeficiente de Partição (K_D)															
	1º Tratamento				2º Tratamento				3º Tratamento				4º Tratamento			
	A	E	BE	Bt	A	E	BE	Bt	A	E	BE	Bt	A	E	BE	Bt
10	15,1	1,5	25,0	3,5	1,3	2,8	2,1	1,9	4,7	2,7	7,6	4,5	0,7	0,1	2,2	2,7
20	0,6	7,0	81,6	10,3	2,5	3,9	3,6	4,4	6,2	4,2	9,6	6,9	1,3	0,3	3,7	4,0
30	0,4	11,9	83,5	19,6	3,2	4,2	4,3	5,5	6,8	5,1	11,1	10,0	1,9	0,7	4,3	5,0
50	0,1	20,4	263,9	50,8	4,3	4,5	5,1	6,6	7,3	6,1	12,9	15,1	2,5	1,4	5,4	6,0
70	0,2	30,9	279,3	57,7	4,6	4,4	5,3	6,8	7,2	6,3	13,2	16,3	2,7	1,9	5,7	6,1
90	0,3	34,3	72,1	32,4	4,6	4,1	5,1	6,5	6,6	6,1	12,3	17,1	2,6	2,0	5,2	5,6
120	2,3	19,9	26,3	18,0	4,2	3,5	4,6	5,7	5,8	5,5	10,4	16,1	2,3	2,0	4,2	4,6
150	7,8	10,1	20,6	7,6	3,6	2,9	3,9	4,5	4,9	4,6	8,4	12,8	1,9	1,7	3,3	3,5
200	10,3	5,6	10,4	4,4	2,5	2,1	2,7	3,0	3,3	3,0	4,6	6,1	1,3	1,2	2,1	2,3

1º Tratamento: Solo Natural; 2º Tratamento: Solo com extração de agentes cimentantes; 3º Tratamento: Solo com adubação silicatada e extração dos agentes cimentantes; 4º Tratamento: Solo com adubação silicatada.

Tabela 11 – Valores do coeficiente de partição (K_D) para os tratamentos no perfil do LAD

PAM mg L ⁻¹	Coeficiente de Partição (K_D)											
	1º Tratamento			2º Tratamento			3º Tratamento			4º Tratamento		
	A	AB	BA	A	AB	BA	A	AB	BA	A	AB	BA
10	100,2	39,5	18,2	0,1	0,3	0,4	6,4	6,2	4,1	0,1	0,1	0,1
20	126,2	54,0	17,5	0,5	0,5	0,8	5,9	6,2	4,8	0,5	0,6	0,4
30	160,5	76,3	16,6	0,7	0,6	0,8	4,8	5,7	5,5	0,6	0,6	0,8
50	232,7	112,0	20,7	0,7	0,7	0,8	6,0	6,0	5,5	0,7	0,7	0,7
70	247,4	148,3	26,1	0,6	0,7	0,8	6,3	5,9	5,7	0,6	0,6	0,7
90	236,4	152,7	26,3	0,6	0,7	0,8	5,4	5,3	5,8	0,6	0,7	0,7
120	144,8	100,4	30,1	0,6	0,6	0,6	5,4	5,2	5,0	0,6	0,7	0,6
150	82,8	52,3	24,2	0,5	0,5	0,5	4,0	4,8	3,4	0,6	0,5	0,5
200	53,1	41,4	15,7	0,4	0,4	0,4	3,0	3,0	2,4	0,4	0,4	0,4

1º Tratamento: Solo Natural; 2º Tratamento: Solo com extração de agentes cimentantes; 3º Tratamento: Solo com adubação silicatada e extração dos agentes cimentantes; 4º Tratamento: Solo com adubação silicatada.

A aplicação de PAM em solos naturais (1º Tratamento) resultou em valores elevados para os parâmetros K_D e R, sugerindo uma alta capacidade de retenção. Essa retenção está relacionada à interação dos polímeros com a argila, particularmente nas bordas quebradas dos minerais, onde as cargas positivas de íons de alumínio, ou outros elementos substituídos na rede cristalina, podem ser expostas, conforme descrito por Greenland (1972). Por outro lado, a remoção de agentes cimentantes (2º Tratamento), como óxidos e matéria orgânica, leva a uma diminuição nos valores de K_D e R.

No tratamento com adubação silicatada em solo natural (4º Tratamento), a adição de silicato de cálcio e magnésio ao solo aumentou ligeiramente a mobilidade da PAM. A capacidade do silicato de competir pelos sítios de adsorção no solo pode reduzir a retenção da PAM. Esta interação sugere um papel interessante do silicato na dinâmica de adsorção e mobilidade da PAM no solo, embora a complexidade dessa relação e seus efeitos específicos sobre a mobilidade da PAM em horizontes mais profundos do solo sejam aspectos que merecem atenção em estudos futuros.

A remoção dos agentes cimentantes do solo resultou em redução nos parâmetros de K_D e R, mas a adição de silicato de cálcio e magnésio pode influenciar positivamente a mobilidade da PAM. A compreensão completa do impacto dessa interação na dinâmica da PAM em diferentes tipos de solo é um aspecto importante para futuras investigações, especialmente considerando as variáveis ambientais e as características específicas de cada solo.

Essas observações são relevantes em solos coesos, onde a coesão é mais pronunciada entre 30 e 70 cm de profundidade. A coesão nesses horizontes pode dificultar a infiltração de água e o crescimento das raízes, com implicações significativas para a agricultura. A aplicação

da poliacrilamida nesses solos coesos tem demonstrado a capacidade de melhorar as características físicas do solo, reduzindo a coesão e facilitando a infiltração da água, como indicados por Marcelo et al. (2016) e Sojka et al. (2007). No entanto, a eficácia da PAM em alcançar a camada coesa e promover melhorias no solo, especialmente quando há aplicação em concentrações acima de 200 mg L^{-1} , é um aspecto que ainda requer mais estudos, como os realizados por Silva (2019), que obteve resultados promissores na melhoria das características físicas do horizonte coeso com a aplicação da PAM.

4.8 Propriedades hidráulicas dos solos

A análise dos dados em relação às propriedades hidráulicas do perfil do AADe revela valores altos da condutividade hidráulica saturada (K_s) nos horizontes A ($1,812 \text{ mm s}^{-1}$) e E ($1,009 \text{ mm s}^{-1}$), diminuindo acentuadamente nas camadas subjacentes (Tabela 12).

Tabela 12 – Propriedades hidráulicas para o perfil do AADe

Atributos	Parâmetros	A	E	BE	Bt
Condutividade hidráulica	K_s [mm s^{-1}]	1,812	1,009	0,00851	0,001238
	h [-]	5,964	5,732	6,121	5,978
Curva de retenção	h_g [mm]	N/A	N/A	-4306,1	-3112,1
	n [-]	2,675	2,732	2,641	2,672
	m [-]	0,252	0,268	0,243	0,251
Sorvidade	[$\text{mm s}^{-1/2}$]	8,60	7,56	4,17	0,95

Esta alta permeabilidade inicial é propícia à rápida infiltração da PAM, favorecendo sua movimentação nestes dois horizontes superficiais, diminuindo duas ordens de grandeza no horizonte BE. A sorvidade, refletindo a capacidade do solo de absorver água sob condições de saturação inicial, é igualmente elevada nos horizontes A ($8,60 \text{ mm s}^{-1/2}$) e E ($7,56 \text{ mm s}^{-1/2}$), diminuindo com a profundidade. No horizonte Bt (coeso), o valor da sorvidade representa apenas 11,7% dos obtidos nos horizontes A e E.

Os parâmetros da curva de retenção de água (h_g , n, m) demonstram uma capacidade variada de retenção de água entre os horizontes, com o BE possuindo a maior tensão matricial de entrada de água (h_g), o que pode influenciar a distribuição e a retenção da PAM no perfil do solo. Por conta do comportamento hidrofóbico dos horizontes A e E, não foi possível determinar o valor de h_g para este perfil.

Em contraste, o perfil do LAD apresenta K_s baixa, com valor máximo de apenas $0,011 \text{ mm s}^{-1}$, registrado no horizonte AB (Tabela 13), ligeiramente superior ao horizonte BE do AADe, com $0,0085 \text{ mm s}^{-1}$, sendo o menor valor entre os horizontes não coeso (Tabela 12).

Tabela 13 – Propriedades hidráulicas para o perfil do LAD

Atributos	Parâmetros	A	AB	BA
Condutividade hidráulica	K_s [mm s ⁻¹]	0,004	0,011	0,00995
	h [-]	9,701	8,609	7,998
Curva de retenção	h_g [mm]	-1805,35	-2745,76	-1544,36
	n [-]	2,298	2,357	2,400
	m [-]	0,130	0,151	0,167
Sorvidade	[mm s ^{-1/2}]	2,52	4,74	2,94

A condutividade hidráulica do LAD é bem menor que a do AADe, logo a mobilidade da PAM é bem mais lenta no LAD do que no AADe. No entanto, a presença da PAM, infiltrada até os horizontes coesos, ainda foi possível, embora em um ritmo mais gradual. A sorvidade variou entre 2,52 mm s^{-1/2} a 2,94 mm s^{-1/2}, indicando uma taxa moderada de infiltração inicial, que é importante para a dinâmica inicial da PAM no solo.

A curva de retenção de água no solo para o LAD revela uma menor resistência à entrada de água, comparada ao AADe, o que sugere uma facilitação potencial na mobilidade da PAM, apesar da baixa condutividade hidráulica. Os valores de n e m refletem uma menor capacidade de retenção de água, o que pode alterar a forma como a PAM se acumula e se move no solo. Isso ocorre porque o parâmetro n está associado à distribuição do tamanho dos poros no solo, com valores mais altos indicando uma maior heterogeneidade no tamanho dos poros. Uma menor heterogeneidade (valores mais baixos de n) implica em uma menor eficiência na retenção de água nos poros menores, facilitando a mobilidade da PAM. Além disso, o parâmetro m, que é uma função de n, influencia a forma da curva de retenção de água. Valores mais baixos de m indicam uma mudança mais lenta na disponibilidade de água com a variação da tensão matricial, o que pode resultar em uma menor retenção de água no solo e, conseqüentemente, afetar a dinâmica da PAM. Portanto, a compreensão desses parâmetros é importante para prever como a PAM se comportará em diferentes condições de solo (VAN GENUCHTEN, 1980).

A comparação entre os perfis do AADe e do LAD destaca como a textura dos solos estudados afeta as propriedades hidráulicas na mobilidade da PAM. No AADe, a PAM apresenta uma mobilidade maior sobretudo nos horizontes A e E, reduzindo drasticamente a mobilidade no horizonte BE; enquanto no LAD, a migração da PAM é mais lenta.

A análise realizada sobre as propriedades hidráulicas dos perfis do AADe e do LAD nos proporciona perspectivas valiosas sobre como a PAM se comporta em diferentes contextos de solos. Estas propriedades, que são intrinsecamente ligadas à textura e estrutura dos solos, desempenham um papel importante na determinação da infiltração e mobilidade da PAM no perfil dos solos. Compreender a relação entre as características hidráulicas dos solos e a

mobilidade da PAM é fundamental para a próxima abordagem da pesquisa, que se concentra no estudo do Fator de Atenuação (item 4.9).

Vale ressaltar que os parâmetros K_s e η foram utilizados nos cálculos envolvendo a equação (18), proposta em Brooks e Corey (1964), considerando a umidade volumétrica na capacidade de campo (θ_{cc}), que foi estimada com base na equação (21) proposta em Prevedello (1999). A curva de retenção da água no solo foi calculada a partir da equação de Buckingham-Darcy, considerando o gradiente hidráulico (H) unitário [equação (23)].

4.9 Fator de atenuação e dinâmica da poliacrilamida nos solos

O movimento da poliacrilamida (PAM) através dos perfis do Argissolo Amarelo Distrocoeso epirredóxico (AADe) e do Latossolo Amarelo Distrocoeso (LAD), refletido pelos valores calculados do Fator de Atenuação - AF [equação (20)], demonstra um cenário complexo onde múltiplas variáveis do solo influenciam a dinâmica de PAM. Essa equação leva em conta a interação da PAM com a matriz do solo por meio do fator de retardo (R), o fluxo hidráulico indicado pelo componente (q), e outros elementos como a umidade na capacidade de campo (θ_{cc}) e o tempo de meia-vida da PAM no solo ($t_{1/2}$), todos essenciais para uma avaliação abrangente que engloba atributos físicos, químicos e mineralógicos do solo. Esses dados encontram-se na Tabela 14.

Tabela 14 – Dados de entrada para o cálculo da concentração a cada 2cm no perfil do solo via equação (24).

Argissolo Amarelo Distrocoeso epirredóxico - AADe				
Profundidade	0-14	14-30	30-43	43-70
Horizonte	A	E	BE	Bt
$t_{1/2}$ da PAM (dias)	1971	1971	1971	1971
θ_{cc} (cm ³ cm ⁻³)	0,145	0,137	0,15	0,118
q (cm dia ⁻¹)	12,27	7,09	5,18E-02	8,69E-03
Latossolo Amarelo Distrocoeso - LAD				
Profundidade	0-12	12-28	28-42	-
Horizonte	A	BA	Bt	-
$t_{1/2}$ da PAM (dias)	1971	1971	1971	-
θ_{cc} (cm ³ cm ⁻³)	0,342	0,311	0,272	-
q (cm dia ⁻¹)	2,65E-02	1,60E-01	2,30E-01	-

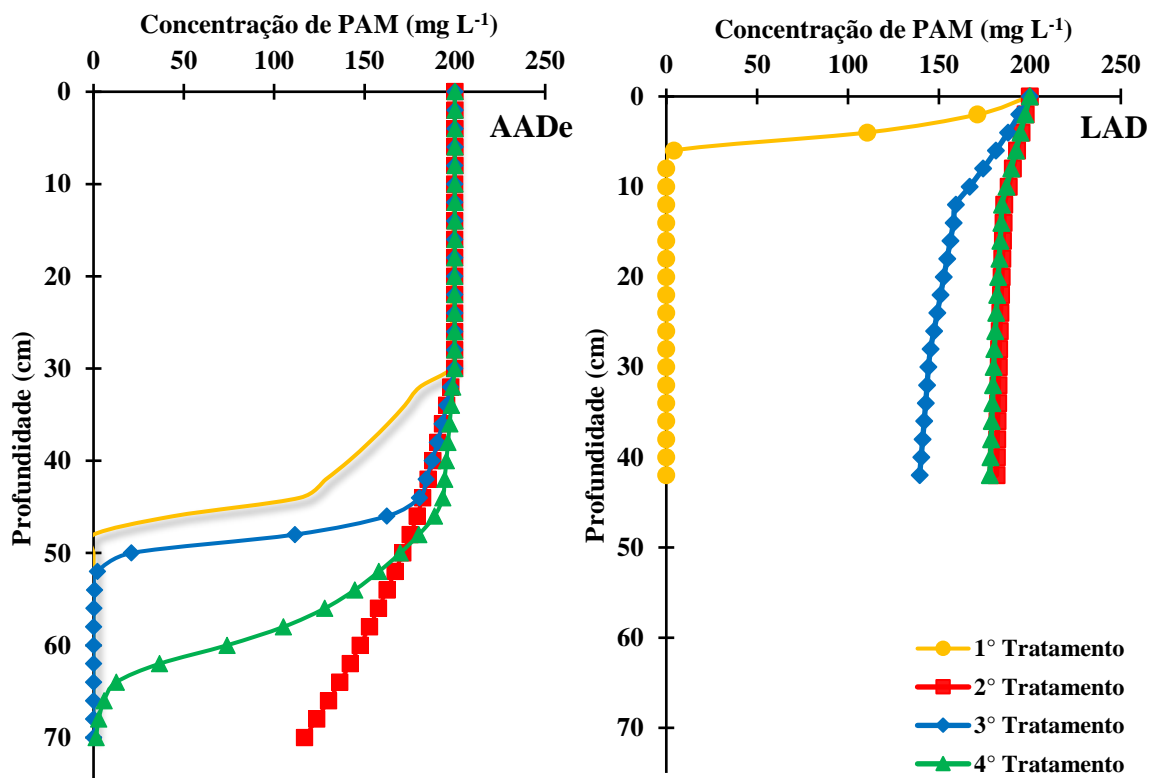
Os valores do fator de retardo R foram ajustados a cada 2 cm no perfil do solo, em função dos valores de concentração calculados pela equação (24), utilizada para avaliar a mobilidade da PAM nos perfis dos solos estudados.

$$C = C_0 \exp\left(\frac{-\ln 2 \cdot L \cdot R \cdot \theta_{cc}}{q \cdot t_{1/2}}\right) \quad (24)$$

Sendo: C_0 é a concentração de PAM aplicada na superfície do solo (200 mg L^{-1}); L é a profundidade do solo (cm); q é o fluxo de Darcy-Buckingham (cm dia^{-1}); R é o fator de retardo; θ_{cc} a umidade volumétrica na capacidade de campo ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$); $t_{1/2}$ é o tempo de meia-vida da PAM no solo, estimado em 1971 dias.

Nesse contexto, os resultados da atenuação da PAM nos solos estudados podem ser observados na Figura 10. A aplicação da PAM em solos naturais revela que a sua textura e as propriedades hidráulicas associadas são fatores determinantes na mobilidade inicial da PAM.

Figura 10 - Curvas de atenuação da poliacrilamida nos perfis do AADe (à esquerda) e LAD (à direita)



1º Tratamento: Solo natural com aplicação de PAM; 2º Tratamento: Solo sem agentes cimentantes com aplicação da PAM; 3º Tratamento: Solo com adubação silicatada e aplicação da PAM; 4º Tratamento: Solo com adubação silicatada, sem agentes cimentantes e aplicação da PAM.

No perfil do AADe, sua textura por ser em classes mais arenosa (Tabela 2), facilita a infiltração da PAM, permitindo uma percolação mais profunda e eficaz, ultrapassando com facilidade os primeiros 40 cm, como visto nas curvas da Figura 10 (à esquerda). Em contraste, no perfil do LAD, a textura argilosa e muita argilosa dos horizontes, aliada às propriedades hidráulicas resultantes, restringem essa mobilidade, retendo a PAM nas camadas superficiais e impedindo sua penetração até os horizontes coesos, no caso para o tratamento sem alteração do solo (Figura 10, à direita, curva em amarelo).

No entanto, quando os agentes cimentantes são extraídos (2º Tratamento), o comportamento das curvas muda drasticamente. Nos perfis do AADe e LAD, essa intervenção provoca uma redução marcante na adsorção, como evidenciado pela presença de PAM nas camadas coesas entre 43 - 70 cm e 28 - 42 cm, respectivamente (Figura 10 à esquerda e à direita, com ambas as curvas em vermelho). Esse fato demonstra que os agentes cimentantes têm um papel fundamental além das propriedades texturais e hidráulicas, influenciando diretamente a retenção do polímero. Portanto, a remoção desses agentes, não apenas modifica a estrutura do solo em nível microestrutural, mas também libera sítios de adsorção que antes mantinham a PAM imobilizada. Esses resultados enfatizam a complexidade das interações entre a PAM e os solos, onde a textura e a condutividade hidráulica ditam a mobilidade inicial do polímero, mas a estrutura química e física, influenciada pelos agentes cimentantes, é decisiva para a penetração da PAM em profundidade.

Observa-se também que no 3º Tratamento do estudo, a adição prévia de silicato mostrou-se eficaz na redução da adsorção da PAM, com efeitos diferenciados entre os dois perfis de solo (Figura 10, curvas em azul). No AADe, caracterizado por sua textura predominantemente arenosa, já existe uma limitação natural na quantidade de sítios de adsorção devido à menor área superficial. Assim, com menos locais para a adsorção tanto do silício quanto da PAM, o efeito da saturação pelo silicato é menos pronunciado, resultando em uma redução moderada na retenção do polímero. Esse fato fez a PAM alcançar profundidades além de 40 cm no AADe (Figura 10 à esquerda, curva em azul).

Por outro lado, o perfil do LAD, com sua textura variando de argilosa a muito argilosa, oferece uma abundância de sítios de adsorção. A adição de silicato neste solo resultou em uma competição mais efetiva pelos sítios, onde o silício, como ânion, pôde ocupar e saturar esses locais de ligação. Esta saturação reduziu a disponibilidade desses pontos para a PAM, promovendo uma mobilidade acentuadamente maior do polímero, que atingiu os horizontes coesos em maiores concentrações em comparação com o 1º tratamento (Figura 10 à direita, curva em azul).

Estes resultados destacam a importância de considerar a composição mineral e a capacidade de troca catiônica do solo ao empregar tratamentos que visam modificar a adsorção de polímeros. A presença de silicato, ao competir com a PAM pelos sítios de adsorção, pode liberar o polímero e permitir uma maior penetração no perfil do solo, o que é especialmente relevante em solos com alta capacidade de retenção, como o LAD. Esse entendimento realça o potencial do silicato como agente modificador na dinâmica do solo e abre caminho para estratégias de manejo que otimizem o uso de aditivos para melhorar as propriedades do solo e sua resiliência.

A sinergia observada no 4º Tratamento, que combinou a aplicação de silicato seguida pela extração de agentes cimentantes, proporcionou resultados notáveis em termos de mobilidade da PAM nos solos com caráter coeso coletados em Goiana e Sirinhaém. Essa estratégia combinada superou as limitações comuns encontradas na interação entre a PAM e os componentes do solo, permitindo que o polímero atingisse os horizontes coesos com uma eficiência notavelmente maior do que nos tratamentos isolados. A capacidade aprimorada da PAM de se mover através do perfil do solo sugere que a manipulação cuidadosa das condições do solo, mesmo aqueles com alta retenção natural como o LAD, pode resultar em uma mobilidade substancialmente maior do polímero, realçando o papel das intervenções químicas e físicas na otimização da funcionalidade da PAM.

A importância científica de explorar a extração de agentes cimentantes, apesar de sua inviabilidade prática em condições de campo, reside na sua capacidade de elucidar as complexidades das interações solo-polímero. Esse entendimento aprofundado é essencial para o desenvolvimento de práticas de manejo do solo que possam ser efetivas, tanto na reabilitação ambiental quanto na otimização da qualidade física do solo.

Ao ajustar a dosagem da adubação silicatada para 600 kg ha^{-1} , refletindo práticas de manejo realistas, observou-se uma influência positiva na redução da adsorção da PAM e, conseqüentemente, em sua mobilidade. Esta observação abre a possibilidade de que um aumento nas dosagens de silicato possa proporcionar benefícios ainda maiores, uma hipótese que merece ser investigada em pesquisas futuras, considerando tanto o potencial de melhoria da saúde do solo e da resistência das plantas quanto o equilíbrio com a sustentabilidade ambiental.

A investigação demonstrou que mesmo as maiores concentrações testadas de PAM, quando aplicadas isoladamente em condições naturais de solo, não garantiram a mobilidade desejada no perfil do Latossolo Amarelo Distrocoeso (LAD), especialmente na ausência de tratamentos complementares. Considerando a escória siderúrgica como fonte de silicato, sua

aplicação é economicamente vantajosa devido ao baixo custo e à disponibilidade no mercado, embora limitada por custos de transporte em regiões distantes. Esse aspecto financeiramente favorável complementa a adição de silicato como uma alternativa viável e prática no campo, superando as limitações inerentes às características do LAD e promovendo a movimentação efetiva da PAM até os horizontes coesos. Este achado é particularmente valioso, pois fornece uma base para a aplicação de silicato como uma tecnologia acessível e eficaz para melhorar a dinâmica da PAM no manejo do solo, contrastando com a extração de agentes cimentantes que, apesar de útil academicamente, não é uma opção prática para a agricultura.

Essa descoberta não apenas sublinha a importância de uma dosagem adequada de PAM, mas também realça o papel complementar do silicato, que pode ser estrategicamente utilizado para otimizar a função dos polímeros no solo. A integração dessas abordagens não apenas cria oportunidades para melhorar a qualidade física dos solos no campo, mas também fornece informações valiosas para futuras pesquisas e o desenvolvimento de novas tecnologias agrícolas. Os resultados deste estudo são um passo promissor em direção a práticas de manejo de solos coesos que combinam eficiência, viabilidade e sustentabilidade ambiental.

5 CONCLUSÕES

A formação dos solos nos Tabuleiros Costeiros e no Cristalino Meridional influencia suas características físico-químicas. Esses fatores ambientais afetam diretamente a interação do solo com polímeros aniônicos, moldando sua capacidade de adsorção e mobilidade.

O modelo de isotermas Sips demonstrou eficácia na representação das interações solo-polímero, considerando a heterogeneidade do solo e as variações na energia de adsorção. Sua alta precisão e confiabilidade destacam-se como um recurso valioso para compreender a dinâmica do solo e da poliacrilamida aniônica (PAM).

O estudo demonstrou que o Fator de Atenuação é uma ferramenta valiosa para avaliar a mobilidade da PAM nos solos estudados. Ele oferece *insights* essenciais sobre como as características físicas, químicas, mineralógicas e hidráulicas do solo, afetam a distribuição e a efetividade da PAM, enfatizando a necessidade de abordagens de manejo do solo adaptadas às propriedades específicas de cada perfil de solo.

A adição de silicato em solos argilosos provou ser uma abordagem eficaz para aumentar a mobilidade da PAM, permitindo sua penetração até os horizontes coesos de forma mais eficiente. Essa estratégia se mostra viável e promissora para a mobilidade da PAM em práticas agrícolas, especialmente em solos com alto teor de argila. Embora a combinação da adubação silicatada com a extração de agentes cimentantes tenha demonstrado aumento na mobilidade da PAM nos solos estudados, é importante ressaltar que a remoção de agentes cimentantes, apesar de útil para fins de pesquisa, não é prática para uso na agricultura. Este achado destaca a importância das interações químicas e físicas do solo na distribuição da PAM e oferece perspectivas valiosas para futuras pesquisas sobre gestão sustentável do solo.

Futuras pesquisas devem focar na análise das formas de alumínio e seu impacto na interação com a PAM nos solos estudados. A carência de dados sobre o tempo de meia-vida da PAM aniônica em diferentes solos abre um campo de estudo promissor. Além disso, é importante avaliar a dinâmica da PAM em condições variadas de umidade do solo, além da capacidade de campo, para entender sua eficácia em cenários de seca e solo saturado. Esses estudos aprofundarão o entendimento sobre a aplicação da PAM em ambientes agrícolas diversos.

REFERÊNCIAS

ABOU NAJM, M. R.; R. D. STEWART, S. DI PRIMA, L. LASSABATERE. A Simple Correction Term to Model Infiltration in Water-Repellent Soils. **Water Resources Research**, v. 57, n. 2, fev. 2021. <https://10.1029/2020WR028539>

AB'SABER; AZIZ NACIB. Espaços ocupados pela expansão dos climas secos na América do Sul, por ocasião dos períodos glaciais quaternários. **Paleoclimas**, n. 3, p. 1-19, 1977
Disponível em:
https://biblio.fflch.usp.br/AbSaber_AN_1351409_EspaçosOcupadosPelaExpansao.pdf.
Acesso em: 24 nov. 2023

ACHÁ PANOSO, L. Latossolo Vermelho-Amarelo de "Tabuleiro" do Espírito Santo: Formação, características e classificação. Recife, Universidade Federal Rural de Pernambuco, 1976. 116p. (Tese de Livre Docência)

ADAMSON, A.; GAST, A.; WILEY, J. **Physical Chemistry of Surfaces Sixth Edition**. [s.l.: s.n.]. Disponível em:
<<http://image.sciencenet.cn/olddata/kexue.com.cn/upload/blog/file/2009/10/2009108131813830677.pdf>> Acesso em: 24 nov. 2023

AHMAD, R.; KUMAR, R. Adsorptive removal of congo red dye from aqueous solution using bael shell carbon. **Applied surface science**, v. 257, n. 5, p. 1628–1633, 2010.
<https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2010.08.111>

AHMAD, W.; MARTSINOVICH, N. Atomic-scale modelling of organic matter in soil: adsorption of organic molecules and biopolymers on mineral surfaces. **Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, v. 381, n. 2234, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rsta.2022.0254>

ALBALASMEH, A. A; HAMDAN, E. H; GHARAIBEH, M. A; HANANDEH, A. E. Improving aggregate stability and hydraulic properties of Sandy loam soil by applying polyacrylamide polymer. **Soil and Tillage Research**, v. 206, p 104821, fev. 2021.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104821>

ALJEBOREE, A. M.; ALSHIRIFI, A. N.; ALKAIM, A. F. Kinetics and equilibrium study for the adsorption of textile dyes on coconut shell activated carbon. **Arabian journal of chemistry**, v. 10, p. S3381–S3393, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2014.01.020>

ALMEIDA, B. G. Métodos alternativos de determinação de parâmetros físicos do solo e uso de condicionadores químicos no estudo da qualidade do solo. **Tese Doutorado**. São Paulo: ESALQ/USP. 2008, 105p

ÁLVAREZ, S. RIBEIRO, R. S.; GOMES, H. T.; SOTELO, J. L.; GARCÍA, J. Synthesis of carbon xerogels and their application in adsorption studies of caffeine and diclofenac as emerging contaminants. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 95, p. 229-238, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2014.11.001>

AMIRI, E. H. EMAMI; MOSADDEGHI, M. R; ASTARAEI, A. R. Shear strength of an unsaturated loam soil as affected by vetiver and polyacrylamide. **Soil and Tillage Research**, v. 194, p. 104331, nov. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104331>

AZMAN, E. A.; ISMAIL, R.; NINOMIYA, S.; JUSOP, S.; TONGKAEMKAEW, U. The effect of calcium silicate and ground magnesium limestone (GML) on the chemical characteristics of acid sulfate soil. **PloS One**, v. 18, n. 9, p. e0290703, 2023. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0290703>

BAGARELLO, V.; DI PRIMA, S.; IOVINO, M.; PROVENZANO, G. Estimating field-saturated soil hydraulic conductivity by a simplified Beerkan infiltration experiment: SIMPLIFIED DETERMINATION OF SOIL HYDRAULIC CONDUCTIVITY. **Hydrological processes**, v. 28, n. 3, p. 1095–1103, 2014. <https://doi.org/10.1002/hyp.9649>

BAGARELLO, V.; IOVINO, M. Testing the BEST procedure to estimate the soil water retention curve. **Geoderma**, v. 187–188, p. 67–76, 2012. <https://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.04.006>

BARVENIK, F. W. Polyacrylamide characteristics related to soil applications. **Soil Science**, v. 158, n. 4, p. 235–243, out. 1994. <https://doi.org/10.1097/00010694-199410000-00002>

BOPARAI, H. K.; JOSEPH, M.; O'CARROLL, D. M. Kinetics and thermodynamics of cadmium ion removal by adsorption onto nano zerovalent iron particles. **Journal of Hazardous Materials**, v. 186, n. 1, p. 458–465, fev. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.11.029>

BROWN, G.; BRINDLEY, G. W. X-ray Diffraction Procedures for clay mineral Identification. In: (Ed). *Crystal structures of clay minerals and their x-ray identification*. London: Mineralogical Society, 1980 chapter 5, p. 305-360.

CHAYID, M. A.; AHMED, M. J. Amoxicillin adsorption on microwave prepared activated carbon from *Arundo donax* Linn: isotherms, kinetics, and thermodynamics studies. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v.3, n. 3, p. 1592-1601, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.05.021>

CHENYI, W.; SHUPING, B.; MINGBIAO, L. Review on the Progress of Analytical Methodologies for Polynuclear Aluminum in Environmental Water Systems. **Reviews in Analytical Chemistry**, v. 22, n. 1, jan. 2003. <https://doi.org/10.1515/REVAC.2003.22.1.53>

CHIMISSO, V. CONTI, S., KONG, P., FODOR, C., MEIER, W. P. Metal cation responsive anionic microgels: behaviour towards biologically relevant divalent and trivalent ions. **Soft Matter**, v. 17, n. 3, p. 715–723, 2021. <http://xlink.rsc.org/?DOI=d0sm01458c>

CHONG, I. Q., AZMAN, E. A., NG, J. F., ISMAIL, R., AWANG, A., HASBULLAH, N. A., MURDAD, R., AHMED, O. H., MUSAH, A. A., ALAM, M. A., BESAR, N. A., TAJIDIN, N. E., JALLOH, M. B. Improving Selected Chemical Properties of a Paddy Soil in Sabah Amended with Calcium Silicate: A Laboratory Incubation Study. *Sustainability*, v. 14, n. 20, p. 13214–13214, 14 out. 2022. <https://dx.doi.org/10.3390/su142013214>

CINTRA, F. L. D.; PORTELA, J. C.; NOGUEIRA, L. C. Caracterização física e hídrica em solos dos tabuleiros costeiros no distrito de irrigação Platô de Neópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 08, n. 01, p. 45-50, 2004.

COHEN, S. Z.; WAUCHOPE, R. D.; KLEIN, A. W.; EADSFORTH, C. V.; GRANEY, R. Offsite transport of pesticides in water mathematical models of pesticide leaching and runoff. **International Union of Pure and Applied Chemistry**, v. 67, n. 12, p. 2109-2148, 1995. <https://doi.org/10.1351/pac199567122109>

CORNELL, R. M.; SCHWERTMANN, U. **The iron oxides: Structure, properties, reactions, occurrences and uses**. 2. ed. Weinheim, Germany: Wiley-VCH Verlag, 2003 <https://10.1002/3527602097>

CORRÊA, M. M., KER, J. C., ARAÚJO FILHO, J. C. DE, & CAMÊLO, D. DE L. Formas de ferro, silício e, ou, alumínio na gênese de fragipãs e horizontes coesos dos tabuleiros costeiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 4, p. 940–949, 1 ago. 2015. <https://doi.org/10.1590/01000683rbc20140679>

CORRÊA, M. M.; KER, J. C.; BARRÓN, V.; TORRENT, J.; CURI, N.; TORRES, T. C. P. Caracterização física, química, mineralógica e micromorfológica de horizontes coesos e fragipãs de solos vermelhos e amarelos do ambiente Tabuleiros Costeiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 1, p. 297–313, 2008. <https://10.1590/S0100-06832008000100028>

COCHRANE, B.H.W., REICHERT, J.M., ELTZ, F.L.F., NORTON, L.D., Controlling soil erosion and runoff with polyacrylamide and phosphogypsum on subtropical soil. **Transactions of the ASAE** 48, 149–154, 2005. <https://doi.org/10.13031/2013.17958>

CRUZ, M. A. S., ROCHA, R. O. F., SILVA, A. A. G. DA, AMORIM, J. R. A. DE, ARAGÃO, R. GEOTAB: Clima, recursos hídricos e bacias hidrográficas na região de atuação da Embrapa Tabuleiros Costeiros. **Scientia Plena**, v. 13, n. 10, 2017. <https://10.14808/sci.plena.2017.109914>

DE SOUSA, LAILSON; ALEXANDER VILLA-VÉLEZ, HARVEY; DA SILVA LEITE COELHO, PAULO HENRIQUE. Cinética da adsorção de óleo diesel por bioadsorventes de fibras in natura de coco (cocus nucífera). **Revista ION**, v. 35, n. 1, 2022

DEKKER, L. W. RITSEMA, C. J., OOSTINDIE, K., MOORE, D., WESSELING, J. G. Methods for determining soil water repellency on field-moist samples. **Water Resources Research**, v. 45, n. 4, abr. 2009. <https://doi:10.1029/2008WR007070>

DI PRIMA, S., STEWART, R. D., ABOU NAJM, M. R., RIBEIRO RODER, L., GIADROSSICH, F., CAMPUS, S., ANGULO-JARAMILLO, R., YILMAZ, D., ROGGERO, P. P., PIRASTRU, M., LASSABATERE, L. BEST-WR: An adapted algorithm for the hydraulic characterization of hydrophilic and water-repellent soils. **Journal of Hydrology**, v. 603, p. 126936–126936, 1 dez. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126936>

DOELSCH, E. MASON, A., ROSE, J., STONE, W. E. E., BOTTERO, J. Y., BERTSCH, P. M. Chemistry and structure of colloids obtained by hydrolysis of Fe (III) in the presence of SiO₄ ligands. **Colloids and surfaces. A, Physicochemical and engineering aspects**, v. 217, n. 1–3, p. 121–128, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0927-7757\(02\)00566-6](https://doi.org/10.1016/S0927-7757(02)00566-6)

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília, 1999. 412p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Sistema brasileiro de classificação de solos. 5. ed. rev. e ampl. - Brasília, DF. 2018. 356 p. ISBN: 978-85-7035-817-2

EPSTEIN, E. Silicon. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, v. 50, n. 1, p. 641–664, jun. 1999. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.50.1.641>

FALCIGLIA, P. P.; GIUSTRA, M. G.; VAGLIASINDI, F. G. A. Soil texture affects adsorption capacity and removal efficiency of contaminants in ex situ remediation by thermal desorption of diesel-contaminated soils. **Chemistry in ecology**, v. 27, n. sup1, p. 119–130, 2011. <https://doi.org/10.1080/02757540.2010.534087>

FERNÁNDEZ, L.; P. BUURMAN; MEIJER, E. L. Role of organic matter and sesquioxides on variable charge of three soils from Galicia, Spain. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 29, n. 15-16, p. 2441–2457, 11 nov. 2008. <https://doi.org/10.1080/00103629809370123>

FIJAŁKOWSKA, G.; WIŚNIEWSKA, M.; SZEWCZUK-KARPISZ, K. Adsorption and electrokinetic studies in kaolinite/anionic polyacrylamide/chromate ions system. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 603, p. 125232–125232, 1 out. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2020.125232>

FLINT, A. L.; FLINT, L. E. Particle Density. **SSSA Book Series**, p. 229–240, 11 set. 2018. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.4.c10>

FLORY, P. J. Principles of Polymer Chemistry. Ithaca: Cornell University Press, 1953.

FOO, K. Y.; HAMEED, B. H. Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. **Chemical Engineering Journal**, v. 156, n. 1, p. 2-10, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.09.013>

FREUNDLICH, H. M. F. Over the adsorption in solution. **Journal of Physical Chemistry**, v. 57, p. 385-470, 1906. <https://doi.org/10.1515/zpch-1907-5723>

GANJEGUNTE, G. K.; SHENG, Z.; BRAUN, R. J. Salinity management using an anionic polymer in a pecan field with calcareous-sodic soil. **Journal of environmental quality**, v. 40, n. 4, p. 1314–1321, 2011. <https://doi.org/10.2134/jeq2010.0490>

GASCHO, G. J. Chapter 12 Silicon sources for agriculture. Em: Silicon in Agriculture. [s.l.] **Silicon in Agriculture**, 2001. p. 197–207. [https://doi.org/10.1016/S0928-3420\(01\)80016-1](https://doi.org/10.1016/S0928-3420(01)80016-1)

GEE, G. W.; OR, D. 2.4 Particle-Size Analysis. **SSSA Book Series**, p. 255–293, 11 set. 2018. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.4.c12>

GELIR, A., ALVEROĞLU, E., TULUN, M., YILMAZ, Y., SÖZERI, H. Controlling the size and the stability of magnetic clusters formed in polyacrylamide hydrogels via cobalt-anionic fluoroprobe interactions. **Polymer Engineering and Science**, v. 50, n. 4, p. 843–850, 28 dez. 2009. <https://doi.org/10.1002/pen.21597>

GHOSH, A., BISWAS, D. R., BHATTACHARYYA, R., DAS, S., DAS, T. K., LAL, K., SAHA, S., ALAM, K., CASINI, R., ELANSARY, H. O., & MANJANGOUDA, S. S. Rice residue recirculation enhances mobilization and plant acquisition of soil inorganic phosphorus by increasing silicon availability in a semi-arid Inceptisol. **Frontiers in sustainable food systems**, v. 7, 23 mar. 2023. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2023.1059450>

GIAROLA, N.F.B., LIMA, H. V. DE, ROMERO, R. E., BRINATTI, A. M., SILVA, A. P. Mineralogia e cristalografia da fração argila de horizontes coesos de solos nos tabuleiros costeiros. **Revista Brasileira De Ciencia Do Solo**, v. 33, n. 1, p. 33–40, 1 fev. 2009. <https://10.1590/S0100-06832009000100004>

GIAROLA, N.F.B.; SILVA, A.P. Conceitos sobre Solos Coesos e Hardsetting. **Scientia Agricola**, v.59, n.3, p. 613-620, 2002. DOI: 10.1590/S0103-90162002000300030.

GOLDBERG, S.; TRAINA, S. J. Chemical Modeling of Anion Competition on Oxides Using the Constant Capacitance Model-Mixed-ligand Approach. **Soil Science Society of America Journal**, v. 51, n. 4, p. 929–932, 1 jul. 1987. <https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100040019x>

GOMES, V., ARAÚJO FILHO, J. C., VIDAL-TORRADO, P., COOPER, M., SILVA, E. A. DA, CURI, N. Cemented Horizons and Hardpans in the Coastal Tablelands of Northeastern Brazil. **Revista Brasileira De Ciencia Do Solo**, v. 41, n. 0, 1 jan. 2017. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20150453>

GREENLAND, D. J. Interactions between organic polymers and inorganic soil particles. Em: DEBOODT, M. (Ed.). **Proceedings of a Symposium on the Fundamentals of Soil Conditioning**. Ghent, Belgium: [s.n.]. p. 205–220, 1972.

GROSSMAN, R. B.; REINSCH, T. G. 2.1 Bulk Density and Linear Extensibility. **SSSA Book Series**, p. 201–228, 11 set. 2018. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.4.c9>

HAUL, R. S. J. G., K. S. W. SING: Adsorption, Surface Area and Porosity. 2. Auflage, Academic Press, London 1982. 303 Seiten. **Berichte der Bunsengesellschaft für physikalische Chemie**, v. 86, n. 10, p. 957–957, out. 1982. <https://doi.org/10.1002/bbpc.19820861019>

HAVERKAMP, R., F. BOURAOUI, C. ZAMMIT, R. Angulo-Jaramillo, and J.W. Delleur. 1999. Soil properties and moisture movement in the unsaturated zone. p. 2931–2935. In J.W. Delleur (ed.) **The handbook of groundwater engineering**. CRC, Boca Raton, FL.

HAVERKAMP, R., P.J. ROSS, K.R.J. Smetten, and J.-Y. Parlange. 1994. Three-dimensional analysis of infiltration from the disc infiltrometer. 2. Physically based infiltration equation. **Water Resour. Res.** 30:2931–2935

HAYNES, R.; ZHOU, Y. Competitive and noncompetitive adsorption of silicate and phosphate by two acid Si-deficient soils and their effects on P and Si extractability. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 64, n. 4, p. 535–541, 9 maio 2018. <https://10.1080/00380768.2018.1473008>

HELFFERICH, F. G. Principles of adsorption & adsorption processes, by D. M. Ruthven, John Wiley & Sons, 1984, xxiv + 433 pp. **AIChE Journal**, v. 31, n. 3, p. 523–524, mar. 1985. <https://doi.org/10.1002/aic.690310335>

HENNECKE, D., BAUER, A., HERRCHEN, M., WISCHERHOFF, E., GORES, F. Copolímeros catiônicos de poliacrilamida (PAMs): determinação da meia-vida ambiental em solo tratado com lodo. **Environ Sci EUR** 30, 16. 2018. <https://doi.org/10.1186/s12302-018-0143-3>

HILLEL, D. **Introduction to Environmental Soil Physics**. [s.l.] Elsevier, 2003.

HO, Y. S.; MCKAY, G. Comparative sorption kinetic studies of dye and aromatic compounds onto fly ash. **Journal of Environmental Science & Health Part A**, v. 34, n. 5, p. 1179-1204, 1999. <https://doi.org/10.1080/10934529909376889>

HOLMGREN, G. G. S. A rapid citrate-dithionite extractable iron procedure. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v.31, p.210-211, 1967. <https://doi.org/10.4141/cjss66-003>

HU, S.; ZHANG, C. A sorption isotherm model for soil incorporating external and internal surface adsorption, and capillarity. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 60, n. 8, p. 1103–1116, 1 ago. 2023. <https://10.1139/cgj-2022-0386>

JACKSON, M. L.; LIM, C. H.; ZELAZNY, L. W. Oxides, hydroxides, and aluminosilicates. In: KLUTE, A. (Ed.). *Methods of soils analysis. Parte 1: Physical and mineralogical methods*. Madison: **American Society of Agronomy**, 1986. p. 101-150.

JACOMINE, P.K.T. Evolução do conhecimento sobre solos coesos no Brasil. In: **WORKSHOP COESÃO EM SOLOS DOS TABULEIROS COSTEIROS**, Aracaju, 2001. Anais. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, p.19-46, 2001.

JARDINE, P. M.; MCCARTHY, J. F.; WEBER, N. L. Mechanisms of Dissolved Organic Carbon Adsorption on Soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 53, n. 5, p. 1378–1385, set. 1989. <https://doi.org/10.2136/sssaj1989.03615995005300050013x>

JATOBÁ, L.; SILVA, A. F.; GOMES, A. L. L. Relevância e solos no domínio morfoclimático dos “mares de morros” em Pernambuco. **Revista Equador**, v. 3, n. 2, p. 2–18, 2014. <https://doi.org/10.26694/equador.v3i2.2777>

LATUSEK, K., URBAN, T., ULATOWSKA, J., POLOWCZYK, I., NOWICKI, P., WIŚNIEWSKA, M. Accumulation of toxic Pb (II) ions by the iron-containing minerals in the presence of ionic polyacrylamide soil conditioner. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 15, p. 44553–44565, 24 jan. 2023. <https://dx.doi.org/10.1007/s11356-023-25502-x>

KANG, J., SOWERS, T. D., DUCKWORTH, O. W., AMOOZEGAR, A., HEITMAN, J. L., & MCLAUGHLIN, R. A. Turbidimetric determination of anionic polyacrylamide in low carbon soil extracts. **J. Environ. Qual.** 42, 1902–1907, 2013. <https://10.2134/jeq2013.07.0279>

KANG, J.-K., MCLAUGHLIN, R. A., AMOOZEGAR, A., HEITMAN, J. L., DUCKWORTH, O. W. TRANSPORT OF DISSOLVED POLYACRYLAMIDE THROUGH A CLAY LOAM SOIL. **Geoderma**, v. 243-244, p. 108–114, 1 abr. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.12.022>

KASSA, M.; HAILE, W.; KEBEDE, F. Evaluation of Adsorption Isotherm Models for Potassium Adsorption under Different Soil Types in Wolaita of Southern Ethiopia. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 50, n. 4, p. 388–401, 11 jan. 2019. <https://doi.org/10.1080/00103624.2018.1563097>

KHAN, M. A.; LIANG, T. Mapping pesticide contamination potential. **Environmental management**, v. 13, n. 2, p. 233–242, 1989. <https://doi.org/10.1007/BF01868370>

KHAN, M. I. IRFAN, M., AZIZ, M., KHAN, A. H. Geotechnical characteristics of effluent contaminated cohesive soils. **Journal of Environmental Engineering and Landscape Management**, v. 25, n. 1, p. 75–82, 28 nov. 2016. <https://doi.org/10.3846/16486897.2016.1210155>

KIMIAGHALAM, N.; CLARK, S. P.; AHMARI, H. An experimental study on the effects of physical, mechanical, and electrochemical properties of natural cohesive soils on critical shear stress and erosion rate. **International Journal of Sediment Research**, v. 31, n. 1, p. 1–15, mar. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2015.01.001>

KLOTZBÜCHER, T., MARXEN, A., JAHN, R., VETTERLEIN, D. Silicon cycle in rice paddy fields: insights provided by relations between silicon forms in topsoils and plant silicon uptake. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 105, n. 2, p. 157–168, 5 maio 2016. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9782-1>

LASSABATÈRE, L.; ANGULO-JARAMILLO, R.; SORIA, J. M.; CUENCA, R.; BRAUD, I.; HAVERKAMP, R. Beerkan estimation of soil transfer parameters through infiltration experiments - BEST. **Soil Science Society of American Journal**, v.70, p.521-532, 2006. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0026>

LAGERGREEN, S., BIHANG A. K. SVENSKE VET. AK. HANDL. Zur Theorie der sogenannten Adsorption gelöster Stoffe. *Zeitschrift für Chemie und Industrie der Kolloide*, v. 2, n. 1, p. 15–15, jul. 1907. <https://doi.org/10.1007/BF01501332>

LANGMUIR, I. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. **Journal of the American Chemical Society**, v. 40, n. 9, p. 1361-1403, 1918. <https://doi.org/10.1021/ja02242a004>

LEE, Y.-B.; KIM, P.-J. Reduction of Phosphate Adsorption by Ion Competition with Silicate in Soil. **Korean Journal of Environmental Agriculture**, v. 26, n. 4, p. 286–296, 31 dez. 2007. <http://dx.doi.org/10.5338/KJEA.2007.26.4.286>

LENTZ, R. D. Polyacrylamide and biopolymer effects on flocculation, aggregate stability, and water seepage in a silt loam. **Geoderma**, v. 241-242, p. 289–294, mar. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.11.019>

LIMA NETO, J. DE A. RIBEIRO, M. R., CORRÊA, M. M., SOUZA JÚNIOR, V. S. DE, LIMA, J. F. W. F., FERREIRA, R. F. DE A. E. L. Caracterização e gênese do caráter coeso em latossolos amarelos e argissolos dos tabuleiros costeiros do estado de Alagoas. **Revista brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 4, p. 1001–1011, 2009. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000400024>

LIMA FILHO, O. F.; SILVA, C. J., Avaliação Agronômica do Silicato de Cálcio e Magnésio Granulado na Cultura da Cana-de-Açúcar. **Embrapa Agropecuária Oeste**, 31p, 2016.

LOAGUE, K.; GREEN, R. E. Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: Overview and application. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 7, n. 1-2, p. 51–73, jan. 1991. [https://doi.org/10.1016/0169-7722\(91\)90038-3](https://doi.org/10.1016/0169-7722(91)90038-3)

LOPES JÚNIOR, M., SANTOS QUERINO, C. A., DELFINO DE ANDRADE, A. M., CARNEIRO, R. G., LIMA MOURA, M. A. Balanço de radiação da cana-de-açúcar na região de tabuleiros costeiros de Alagoas, Brasil. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 32, p. 83–101, 10 jan. 2023. <https://10.55761/abclima.v32i19.15785>

LU, J.H.; WU, L.; LETEY, J. Effects of soil and water properties on anionic polyacrylamide sorption. **Soil Science Society of America Journal**. v. 66, p. 578–584. 2002. <https://10.2136/sssaj2002.5780>

LUXTON, T.; EICK, M.; RIMSTIDT, D. The role of silicate in the adsorption/desorption of arsenite on goethite. **Chemical geology**, v. 252, n. 3–4, p. 125–135, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2008.01.022>

MA, X. SUN, X., CHANG, M., LIU, Q., DONG, X., FAN, Y., CHEN, R. Adsorption of Different Ionic Types of Polyacrylamide on Montmorillonite Surface: Insight from QCM-D and Molecular Dynamic Simulation. **Molecules**, v. 28, n. 11, p. 4417–4417, 29 maio 2023. <https://dx.doi.org/10.3390/molecules28114417>

MARCELO, V. F., ALMEIDA, B. G. DE, FILHO, J. C. DE A., SOUZA, W. L. DA S. Disponibilidade hídrica de solo coeso sob a ação de poliácridamida: qualidade física ambiental. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**. Rio de Janeiro, n 42, p. 12-25, 2016. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820160009>

MCKEAGUE, J. A.; DAY, J. Dithionite-and oxalate-extractable Fe and Al as aids in differentiating various classes of soils. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 46, n. 1, p. 13-22, 1966. <https://doi.org/10.4141/cjss66-003>

MCNEAL, J. P., KRUTZ, L. J., LOCKE, M. A., KENTY, M. M., ATWILL, R. L., PICKELMANN, D. M., BRYANT, C. J., WOOD, C. W., GOLDEN, B. R., COX, M. S. Application of Polyacrylamide (PAM) through Lay-Flat Polyethylene Tubing: Effects on Infiltration, Erosion, N and P Transport, and Corn Yield. **Journal of Environmental Quality**, v. 46, n. 4, p. 855–861, 1 jul. 2017. <https://doi.org/10.2134/jeq2016.08.0299>

MEHRA, O. P.; JACKSON, M. L. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite citrate system buffered with sodium bicarbonate. **Clay and clay minerals**, New York, v.7, 1960. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-009235-5.50026-7>

MELO, D. V. M. BRIVALDO, G. DE A., KAIRON, R. A., EDIVAN, R. DE S., WAGNER, L. DA S. S., CERES, D. G. C. DE. A Pore size distribution and hydro-physical properties of cohesive horizons treated with anionic polymer. **African Journal of Agricultural Research**, 3 nov. 2016. <https://doi.org/10.5897/AJAR2016.11108>

MOORE, D. M.; REYNOLDS, R. C. X-ray diffraction and identification and analysis of clay minerals. Oxford: Oxford University Press, 1989. 444 p

- MOREAU, COSTA, L. M. DA, KER, J. C., GOMES, F. H. Gênese de horizonte coeso, fragipã e duripã em solos do tabuleiro costeiro do sul da Bahia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 6, p. 1021–1030, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832006000600011>
- MUKHOPADHYAY, R. SARKAR, B., BARMAN, A., DATTA, S. C., & MANJIAIAH, K. M. Arsenic Adsorption on Modified Clay Minerals in Contaminated Soil and Water: Impact of pH and Competitive Anions. **CLEAN – Soil, Air, Water**, v. 49, n. 4, p. 2000259, 9 fev. 2021. <https://doi.org/10.1002/clen.202000259>
- NASCIMENTO, R. F., LIMA, A. C. A., VIDAL, C. B., MELO, D. Q., RAULINO, G. S. C. Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais. E-book. 2. ed. Fortaleza: Imprensa Universitária. 2020. (Estudos da pós-graduação). Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/53271>. Acesso em: 26 dez. 2023.
- NUNES, W. A. G. A., KER, J. C., SCHAEFER, C. E. G. R., FERNANDES FILHO, E. I., GOMES, F. H. Relação solo-paisagem-material de origem e gênese de alguns solos no domínio de "Mar de Morros", Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 25(2), 327-338, 2001. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832001000200011>.
- ORTS, W. J.; SOJKA, R. E.; GLENN, G. M. Biopolymer additives to reduce erosion-induced soil losses during irrigation. **Industrial Crops and Products**, v. 11, n. 1, p. 19–29, jan. 2000. [https://doi.org/10.1016/S0926-6690\(99\)00030-8](https://doi.org/10.1016/S0926-6690(99)00030-8)
- OWABOR, C. N.; OBOH, I. O.; F.A. OMIOJIEAHIOR. Adsorption Isotherms for Naphthalene on Clay and Silt Soil Fractions: A Comparison of Linear and Nonlinear Methods. **Advanced Materials Research**, v. 367, p. 359–364, 1 out. 2011. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.367.359>
- PAPURELLO, D.; GANDIGLIO, M.; LANZINI, A. Experimental Analysis and Model Validation on the Performance of Impregnated Activated Carbons for the Removal of Hydrogen Sulfide (H₂S) from Sewage Biogas. **Processes**, v. 7, n. 9, p. 548, 21 ago. 2019.
- PAZ-FERREIRO, J., DE A. MARINHO, M., DE ABREU, C. A., AND VIDAL-VÁZQUEZ, E.: Multiscale analysis of nitrogen adsorption and desorption isotherms in soils with contrasting pedogenesis and texture, *Nonlin. Processes Geophys. Discuss.* [preprint], <https://doi.org/10.5194/npg-2015-79>, 2016.
- POZZA, A. A. A., CURTI, N., COSTA, E. T. DE S., GUILHERME, L. R. G., MARQUES, J. J. G. DE S. E. M., MOTTA, P. E. F. DA. Retenção e dessorção competitivas de ânions inorgânicos em gibbsita natural de solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 11, p. 1627–1633, 2007. <https://10.1590/S0100-204X2007001100015>
- PRANDEL, L. V.; SAAB, S. C.; GIAROLA, N. F. B.; BRINATTI, A. M.; Analysis of kaolinite isomorphic substitution and microdeformation in hardsetting soils horizons through x-ray diffraction and the rietveld method", p. 65. In: **Proceedings of the International Symposium on Crystallography [Blucher Physics Proceedings, v.1, n.3]**. São Paulo: Blucher, 2015. <https://dx.doi.org/10.5151/PHYPRO-SIC100-065>
- PREVEDELLO, C. L. Novo método para estimativa da umidade do solo na condição de capacidade de campo. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.4, p.23-28, 1999

RANST, V. SHAMSHUDDIN, BAERT, DZWOWA. Charge characteristics in relation to free iron and organic matter of soils from Bambouto Mountains, Western Cameroon.

European Journal of Soil Science, v. 49, n. 2, p. 243–252, 1 jun. 1998.

<https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.1998.00159.x>

REZENDE, J.O. Solos coesos dos Tabuleiros Costeiros: Limitações agrícolas e manejo. Salvador, SEAGRI-SPA, 2000. 117p. (Série Estudos Agrícolas, 1)

RIBEIRO, L. P. Sílica em Horizontes Coesos de Solos da Bahia. **Universitas**, [S. l.], n. 38, p. 59, 2022. Disponível em: <https://periodicos.ufba.br/index.php/universitas/article/view/1177>. Acesso em: 22 nov. 2023

RIX, J. P., LO, T. H., GHOLSON, D. M., SPENCER, G. D., SINGH, G. Effects of conservation practices on rainfed maize yield, furrow water infiltration, and soil moisture for surface sealing loam soils in the Yazoo-Mississippi Delta. **Soil Science Society of America Journal**, 20 set. 2023. <https://doi.org/10.1002/saj2.20595>

ROCKSTRÖM, J., STEFFEN, W., NOONE, K., PERSSON, Å., CHAPIN, F. S., LAMBIN, E., LENTON, T. M., SCHEFFER, M., FOLKE, C., SCHELLNHUBER, H. J., NYKVIST, B., DE WIT, C. A., HUGHES, T., VAN DER LEEUW, S., RODHE, H., SÖRLIN, S., SNYDER, P. K., COSTANZA, R., SVEDIN, U., FOLEY, J. Exploring the safe operating space for humanity. **Ecology and society: a journal of integrative science for resilience and sustainability**, v. 14, n. 2, 2009. <https://www.jstor.org/stable/26268316>

SANTANA, M. B., SOUZA, L. DA S., SOUZA, L. D., FONTES, L. E. F. Atributos físicos do solo e distribuição do sistema radicular de citros como indicadores de horizontes coesos em dois solos de tabuleiros costeiros do estado da Bahia. **Revista brasileira de ciência do solo**, v. 30, n. 1, p. 1–12, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832006000100001>

SANTOS, R. D., SANTOS, R. D., SANTOS, H. G., KER, J. C., ANJOS, L. H. C., SHIMIZU, S. H. Manual de descrição e coleta de solos no campo. 7. ed. Viçosa. **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, 2015. 100p.

SANTOS, A. C., PEREIRA, M. G., ANJOS, L. H. C. DOS, BERNINI, T. DE A., COOPER, M., NUMMER, A. R., FRANCELINO, M. R. Gênese e classificação de Solos numa toposequência no ambiente de Mar De Morros do médio Vale do Paraíba do Sul, RJ. **Revista Brasileira De Ciência Do Solo**, 34:1297-1314, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000400027>

SANTOS, C. A. DOS; LIMA, F. J. DA C. Mapa geológico do estado de Pernambuco. **SGB-CPRM**, 2023. <https://rigeo.sgb.gov.br/handle/doc/23235>

SAVANT, N. K., KORNDÖRFER, G. H., DATNOFF, L. E., SNYDER, G. H. Silicon nutrition and sugarcane production: a review. **Journal of Plant Nutrition**, v. 22, n. 12, p. 1853-1903, 1999. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01904169909365761>. Acesso em: 19 out. 2023.

SCHALLER, J., FAUCHERRE, S., JOSS, H., OBST, M., GOECKEDE, M., PLANER-FRIEDRICH, B., PEIFFER, S., GILFEDDER, B., ELBERLING, B. Silicon increases the phosphorus availability of Arctic soils. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 449, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-37104-6>. Acesso em: 19 out. 2023.

SCHAMP, N.; J. HUYLEBROECK; M. SADONES. Adhesion and Adsorption Phenomena in Soil Conditioning. **SSSA special publication series**, p. 13–23, 26 out. 2015. <https://dx.doi.org/10.2136/SSSASPEC PUB7.C2>

SCHWERTMANN, U., TAYLOR, R. M. Iron oxides. In *Minerals in Soil Environments* (2nd ed.). **Soil Science Society of America**, 1989. <https://doi.org/10.2136/sssabookser1.2ed.c8>

SEYBOLD, C. A. Polyacrylamide review: Soil conditioning and environmental fate. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 25, n. 11-12, p. 2171–2185, jul. 1994. <https://doi.org/10.1080/00103629409369180>

SHEPHERD, J. R.; THEIL, H. Applied Economic Forecasting. *Studies in Mathematical and Managerial Economics*. **The Economic Journal**, v. 77, n. 306, p. 368, jun. 1967. <https://doi.org/10.2307/2229320>

SILVA, A. J. N. DA; CARVALHO, F. G. DE. Coesão e resistência ao cisalhamento relacionadas a atributos físicos e químicos de um Latossolo Amarelo de tabuleiro costeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 5, p. 853–862, out. 2007.

SILVA, N. M. da. **Manejo de solo com poliacrilamida em tabuleiro costeiro de Pernambuco**. 2019. 47 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2019.

SIPOS, P. Searching for optimum adsorption curve for metal sorption on soils: comparison of various isotherm models fitted by different error functions. **SN Applied Sciences**, v. 3, n. 3, 27 fev. 2021. <https://doi.org/10.1007/s42452-021-04383-0>

SIPS, R. On the Structure of a Catalyst Surface. **The Journal of Chemical Physics**, v. 16, n. 5, p. 490–495, maio 1948. <https://doi.org/10.1063/1.1746922>

SIX, J., FELLER, C., DENEFF, K., OGLE, S. M., DE MORAES, J. C., SA, ALBRECHT, A. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no-tillage. **Agronomie**, v. 22, n. 7-8, p. 755–775, nov. 2002. <https://10.1051/agro:2002043>

SMOLDERS, E. MOENS, C., VERMEIREN, C., VERBEECK, M. The role of natural organic matter on the adsorption and availability of phosphate in the environment. 1 jan. 2021. <https://doi.org/10.7185/gold2021.4492>

SOJKA, R. E. BJORNEBERG, D. L., ENTRY, J. A., LENTZ, R. D., ORTS, W. J. Polyacrylamide in Agriculture and Environmental Land Management. **Advances in Agronomy**, p. 75–162, 1 jan. 2007. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(04\)92002-0](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(04)92002-0)

SOJKA, R.E.; SURAPANENI, A. Potential use of polyacrylamide (PAM) in Australian agriculture to improve off and on-site environmental impacts and infiltration management. Tatura: **Institute for Sustainable Irrigated Agriculture**, 2000. 39 p. (Final Report UNE39).

SOMMER, M., KACZOREK, D., KUZYAKOV, Y., BREUER, J. Silicon pools and fluxes in soils and landscapes—a review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 169, n. 3, p. 310–329, 1 ago. 2006. <https://doi.org/10.1002/jpln.200521981>

SOUKUP, D. A.; BUCK, B. J.; HARRIS, W. Preparing soils for mineralogical analyses. In: ULERY, A.L.; DREES, R. Methods of Soil Analysis. Part 5 – Mineralogical Methods. **Soil Science Society of America**, Madison, p. 13-32, 2008.
<http://dx.doi.org/10.2136/sssabookser5.5.c2>

POURHAKKAK, P., TAGHIZADEH, A., TAGHIZADEH, M., GHAEDI, M., HAGHDOUST, S. Fundamentals of adsorption technology. Em: **Interface Science and Technology**. [s.l.] Elsevier, 2021. p. 1–70. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818805-7.00001-1>

TAHIR, S.S.; RAUF, N. Removal of a cationic dye from aqueous solutions by adsorption onto bentonite clay. **Chemosphere**, v. 63, n. 11, p. 1842-1848, 2006.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.10.033>

TANAKA, M., TOGO, Y. S., YAMAGUCHI, N., TAKAHASHI, Y. An EXAFS study on the adsorption structure of phenyl-substituted organoarsenic compounds on ferrihydrite. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 415, p. 13–17, 1 fev. 2014.
<https://doi.org/10.1016/j.jcis.2013.10.006>

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. Manual de métodos de análise de solo. 3 ed. rev. e ampl. Brasília: Embrapa, 2017. 573p.

TOLSTIKH, L., AKIMOV, N. I., GOLUBEVA, I. A., SHVETSOV, I. A. Degradation and Stabilization of Polyacrylamide in Polymer Flooding Conditions. **International Journal of Polymeric Materials and Polymeric Biomaterials**, v.17, p.177–193. 1992.
<https://10.1080/00914039208041113>

VACHER, C. A.; LOCH, R. J.; RAINE, S. R. Effect of polyacrylamide additions on infiltration and erosion of disturbed lands. **Australian Journal of Soil Research**, v. 41, p. 1509–1520, 2003. <https://10.1071/SR02114>

VAN GENUCHTEN, M. T. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 44, p. 892–898, 1980.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x>

VIEIRA, J. M. ROMERO, R. E., FERREIRA, T. O., ASSIS JÚNIOR, R. N. Contribuição de material amorfo na gênese de horizontes coesos em Argissolos dos Tabuleiros Costeiros do Ceará. **Ciência Agrônômica**, v. 43, n. 4, p. 623–632, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1806-66902012000400002>

WALLACE, A.; WALLACE G.A.; ABOUZAMZAM, A.M. Amelioration of soil sodic with polymers. **Soil Science**, v. 141, n. 5, p. 359-362, May 1986. <https://10.1097/00010694-198605000-00011>

WALLACE, G.A.; WALLACE, A. Control of soil-erosion by polymeric soil conditioners. **Soil Science**, New Brunswick, v. 141, n. 5, p. 363-367, May 1986. <https://10.1097/00010694-198605000-00012>

WANG, J.; GUO, X. Adsorption kinetic models: Physical meanings, applications, and solving methods. **Journal of hazardous materials**, v. 390, n. 122156, p. 122156, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122156>

WANG, P., WANG, J., ZHANG, H., DONG, Y., ZHANG, Y. The role of iron oxides in the preservation of soil organic matter under long-term fertilization. **Journal of Soils and Sediments**, v. 19, n. 2, p. 588–598, 19 jul. 2018. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2085-1>

WEBER, T. W.; CHAKRAVORTI, Ranjit K. Modelos de difusão sólida e porosa para adsorvedores de leito fixo. **AIChE Journal**, v. 20, n. 2, p. 228-238, 1974. <https://doi.org/10.1002/aic.690200204>

WEBER, W. J. Physicochemical process for water quality control. New York: **Wiley-Interscience**, p. 199-255, 1972

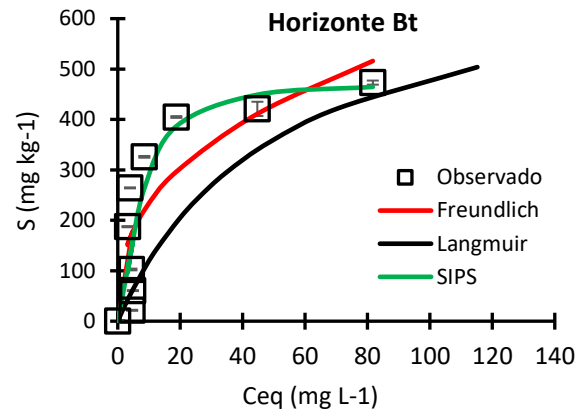
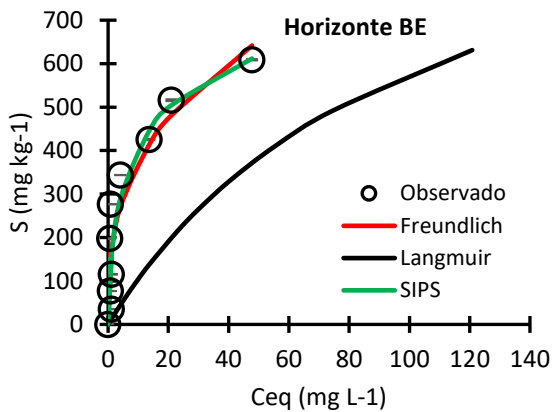
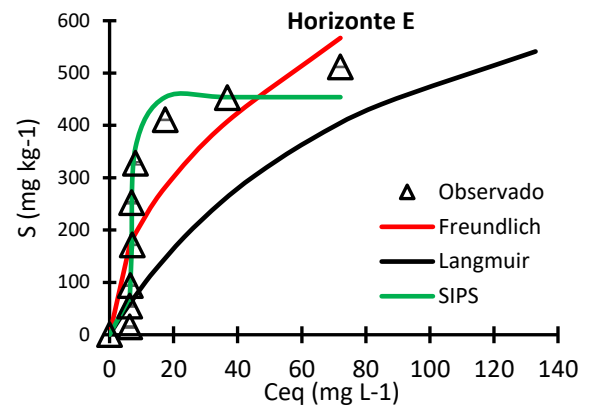
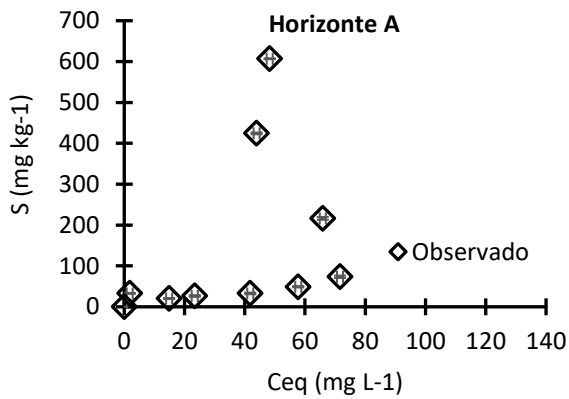
YANEVA, Z.; KOUMANOVA, B. Comparative modelling of mono-and dinitrophenols sorption on yellow bentonite from aqueous solutions. **Journal of colloid and interface science**, v. 293, n. 2, p. 303-311, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2005.06.069>

YANG, Y.; LIANG, X.; LI, X. Interfacial Interaction of Clay and Saturates in Petroleum-Contaminated Soil: Effect of Clay Surface Heterogeneity. **Molecules**, v. 27, n. 22, p. 7950–7950, 17 nov. 2022. <https://doi.org/10.3390/molecules27227950>

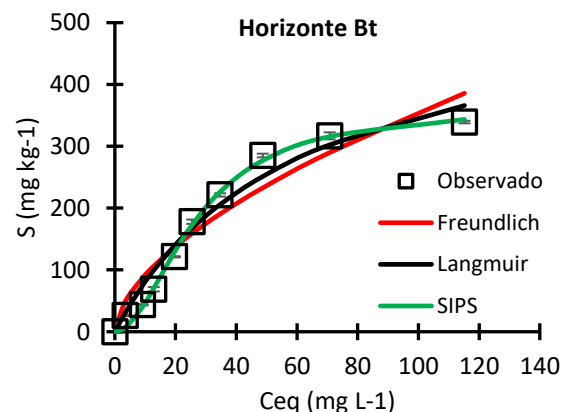
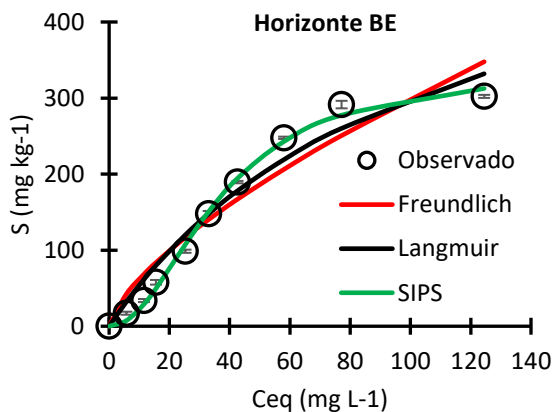
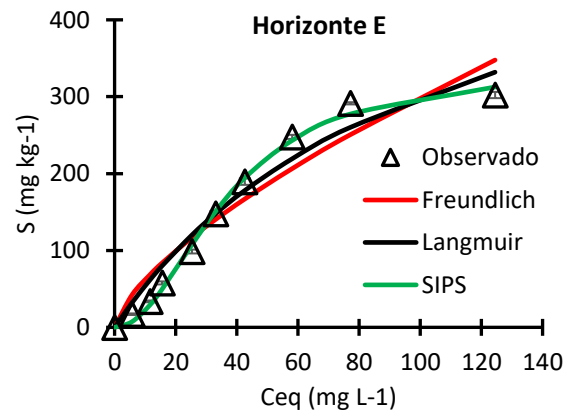
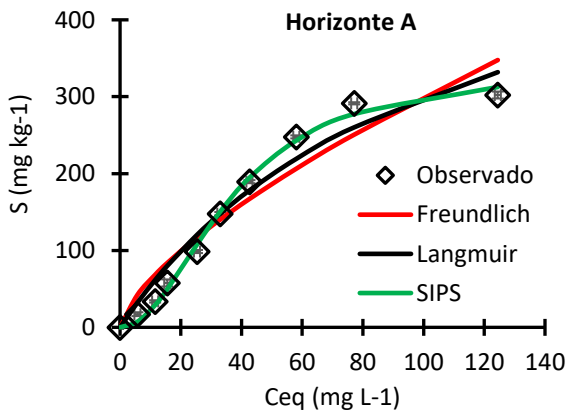
YAVITT, J. B., PIPES, G. T., OLMOS, E. C., ZHANG, J., SHAPLEIGH, J. P. Soil Organic Matter, Soil Structure, and Bacterial Community Structure in a Post-Agricultural Landscape. **Frontiers in Earth Science**, v. 9, 8 fev. 2021. <https://doi.org/10.3389/feart.2021.590103>

ZHANG, H., JING, G., LUO, J., TANG, Y., YU, Q. J., ZHENG, C., WANG, M. Assessment of transportation processes of polyacrylamide in chernozem and saline soil by numerical model. **Environmental Technology**, 12 dez. 2019. <https://dx.doi.org/10.1080/09593330.2019.1701566>

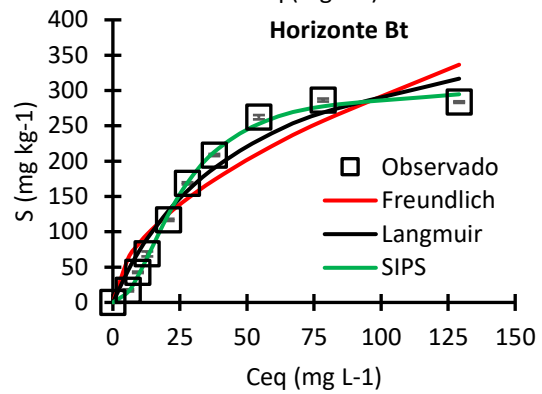
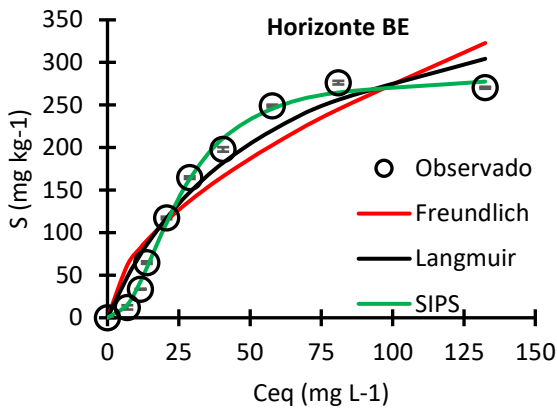
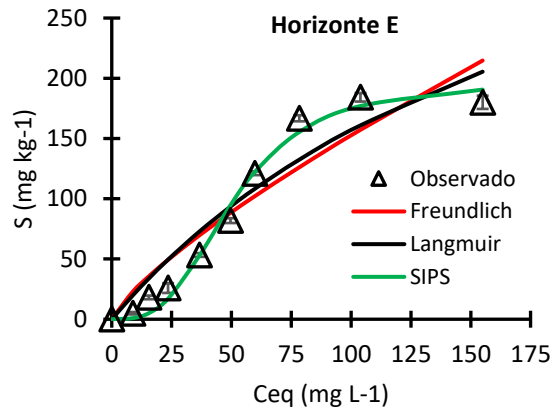
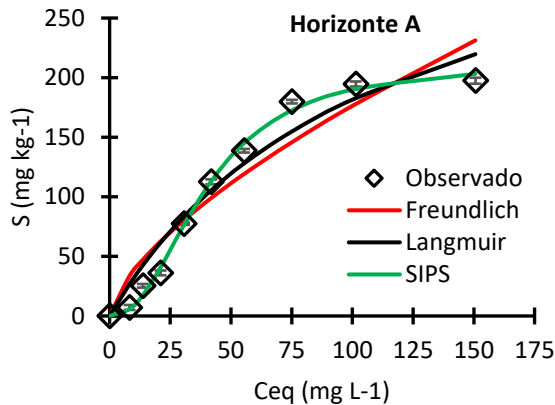
APÊNDICES - Isotermas de adsorção no AADe, com o primeiro tratamento.



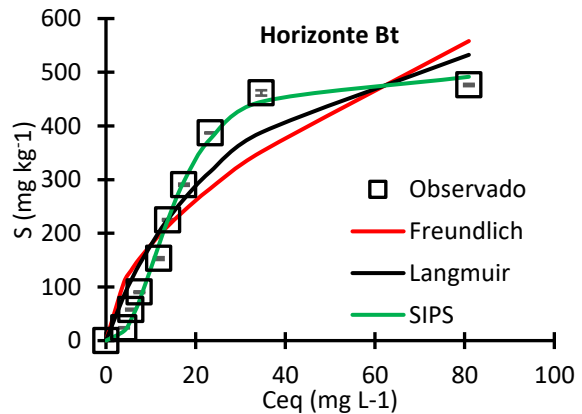
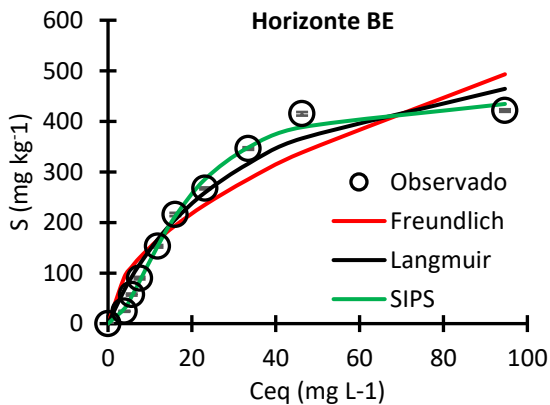
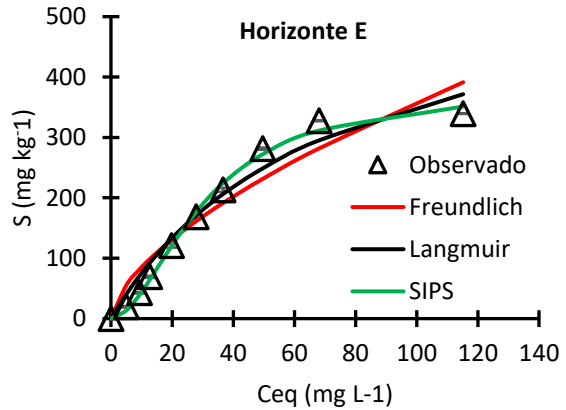
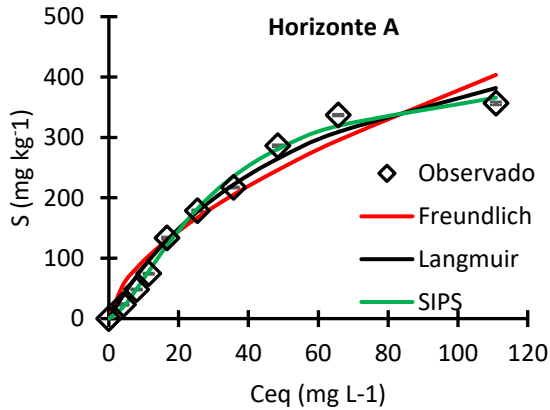
-Isotermas de adsorção no AADe, com o segundo tratamento.



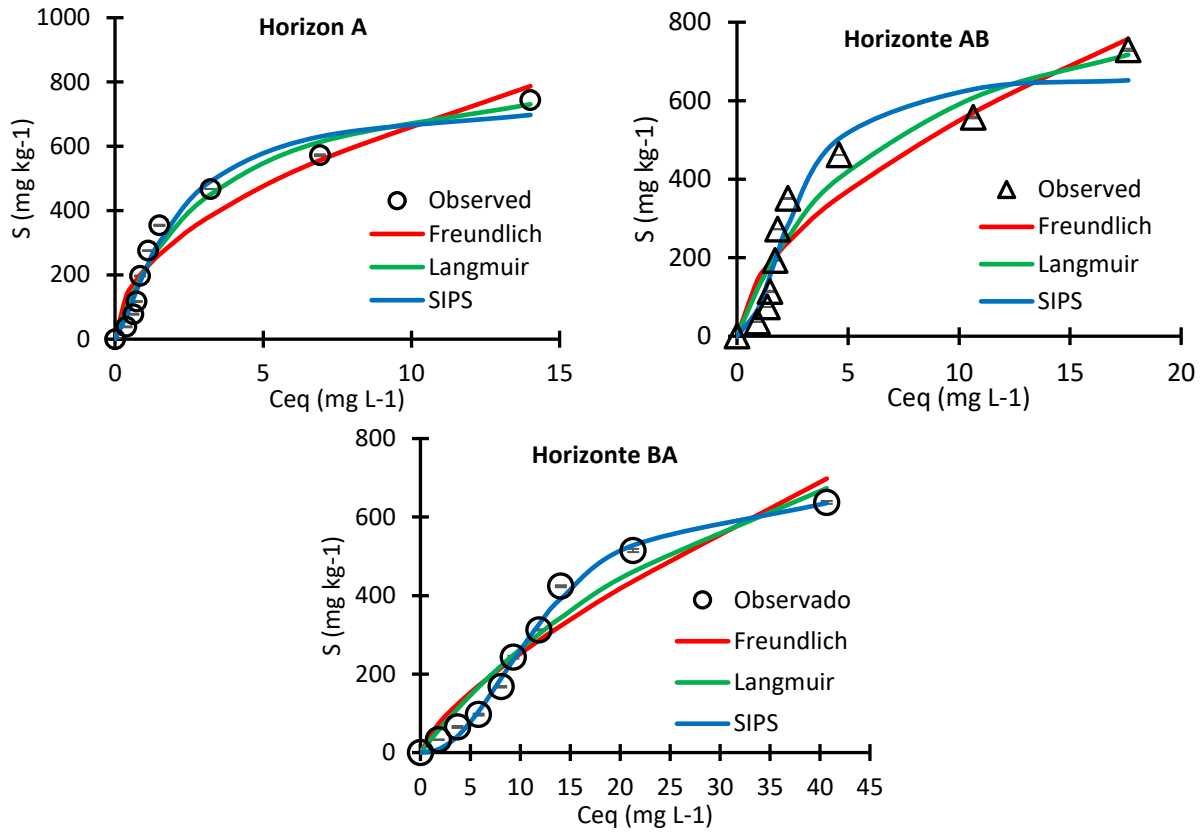
- Isotermas de adsorção no AADe, com o terceiro tratamento.



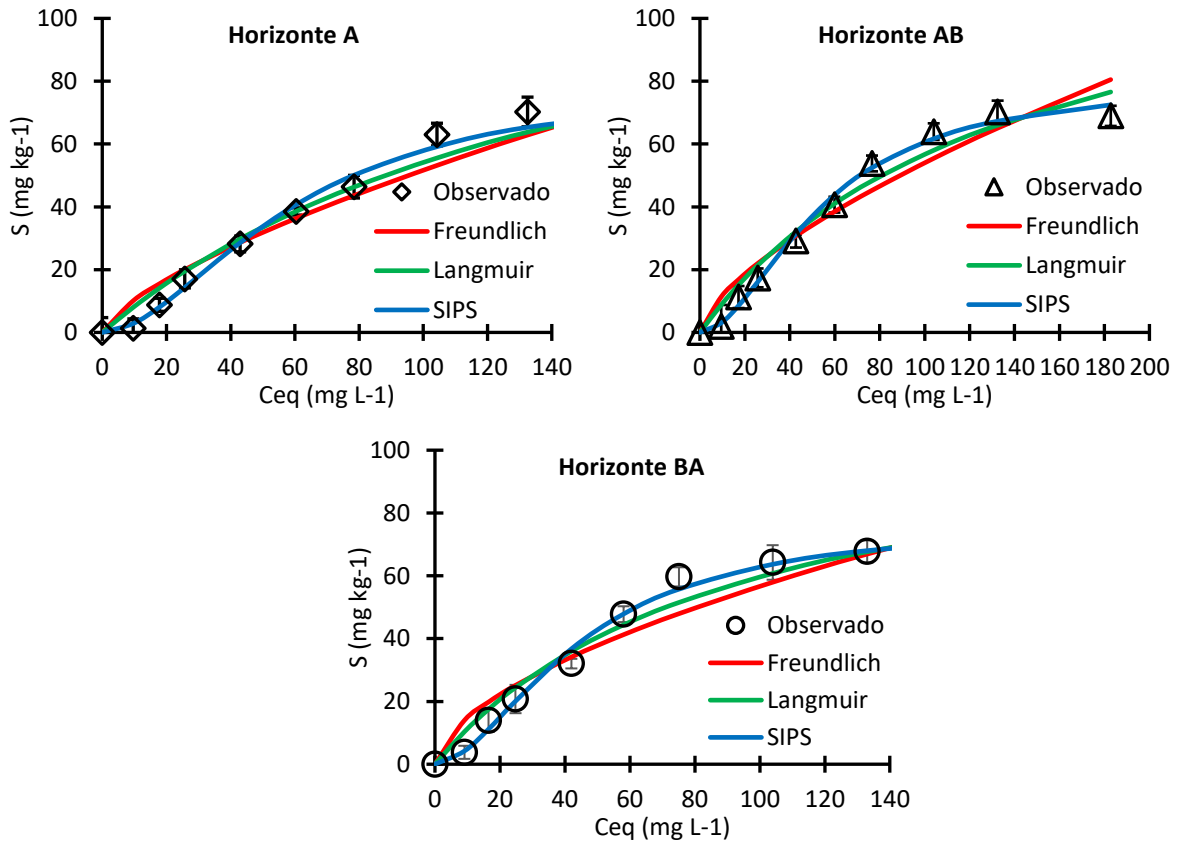
- Isotermas de adsorção no AADe, com o quarto tratamento.



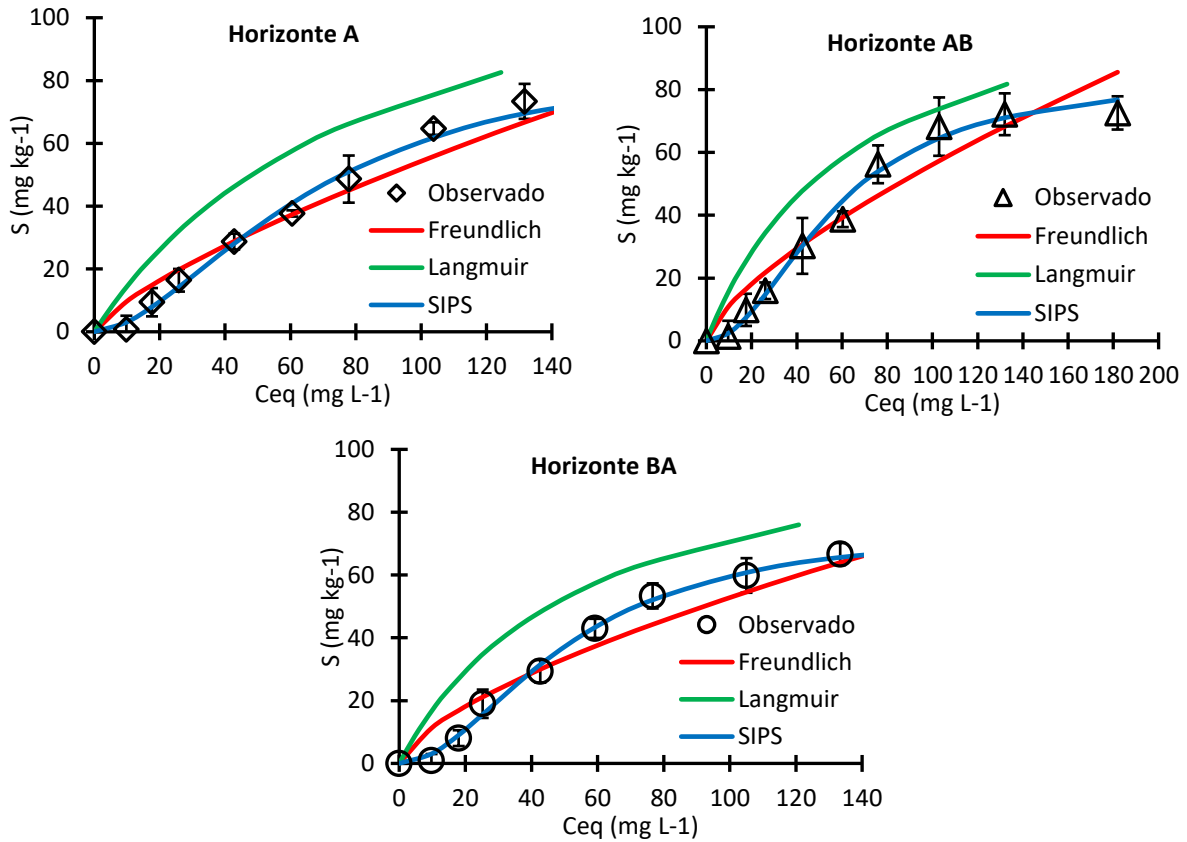
- Isotermas de adsorção no LAD, com o primeiro tratamento.



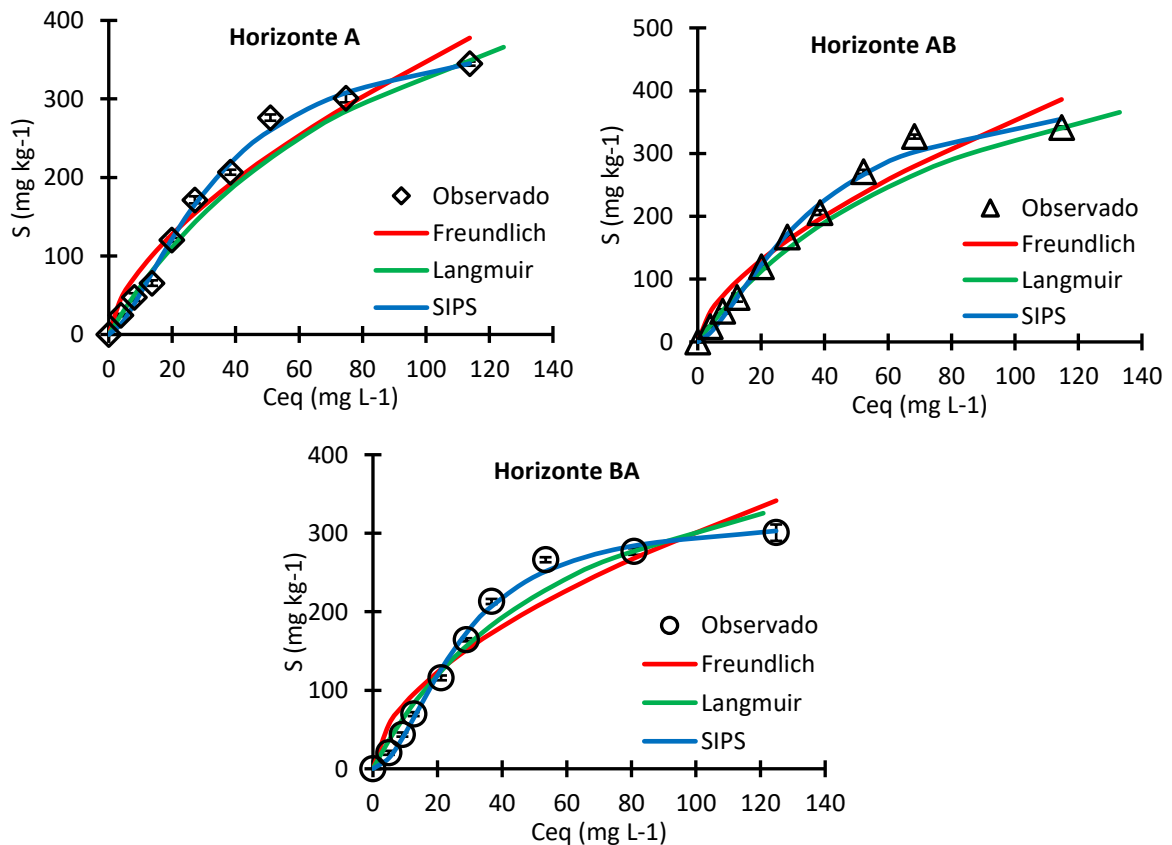
- Isotermas de adsorção no LAD, com o segundo tratamento.



- Isotermas de adsorção no LAD, com o terceiro tratamento.



- Isotermas de adsorção no LAD, com o quarto tratamento.



ANEXO A – DESCRIÇÃO GERAL DO PRIMEIRO PERFIL (Itapirema, Goiana, PE)

DATA: 21/03/2013

CLASSIFICAÇÃO – ARGISSOLO AMARELO Distrocoeso epirodóxico, A moderado, textura arenosa / argilosa, fase floresta subperenifólia relevo plano.

LOCALIZAÇÃO, MUNICÍPIO, ESTADO E COORDENADAS – Estação de Itapirema – IPA, Goiana – PE. Parte sul da estação, ao lado da área de mata.

SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA VEGETAL SOBRE O PERFIL – Topo plano de tabuleiro com 0 - 2 % de declive, sob cobertura de floresta secundária (floresta subperenifólia).

ALTITUDE - +/- 70 m

LITOLOGIA E CRONOLOGIA – Sedimentos do Grupo Barreiras do período Terciário.

MATERIAL ORIGINÁRIO – Sedimentos areno-argilosos.

PEDREGOSIDADE – Não pedregosa.

ROCHOSIDADE – Não rochosa.

RELEVO LOCAL – Plano.

RELEVO REGIONAL – Plano e suave ondulado.

EROSÃO – Não aparente.

DRENAGEM – Bem à moderadamente drenado

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA – Floresta tropical, subperenifólia.

USO ATUAL – Reserva florestal em área circundada por cana-de-açúcar.

DESCRITO E COLETADO POR – José Coelho, Brivaldo Almeida e Kairon Andrade.

ANEXO B - DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA DO PRIMEIRO PERFIL (Itapirema, Goiana, PE)

Oo 5 – 0 cm, camada orgânica constituída por folhas e raízes, parcialmente decompostas, com resíduo de galhos de árvore, com espessura diversificada; transição plana e abrupta.

A 0 – 14 cm, (10 YR 4/2, úmida); areia; grãos simples e fraca à moderada, pequena e média blocos subangulares e granular; muitos poros pequenos e comuns médios e grandes; solta, não plástica e não pegajosa; transição plana e clara.

E 14 – 30 cm, (10 YR 5/3, úmida); areia franca (+); fraca à moderada, pequena e média blocos subangulares e angulares; muitos poros pequenos e comuns médios; muito friável, não plástica e não pegajosa, transição plana e clara.

BE 30 – 43 cm, (10 YR 6/3, úmida); franco-arenosa; fraca pequena e média blocos subangulares; muitos poros pequenos e médios; muito friável, não plástica e não pegajosa, transição plana e clara.

Bt 43 – 70 cm, (10 YR 6/4); franco-argilo-arenosa; maciça e partes, fraca pequena e média blocos subangulares; poros comuns pequenos e poucos médios; friável com partes firmes, plástica e pegajosa, transição plana e gradual.

Bt/Bw 70 – 135 cm, (10 YR 7/6), mosqueado abundante, médio e distinto (5 YR 6/6); argilo-arenosa; fraca pequena e média blocos subangulares e angulares; muitos poros pequenos e poucos médios; muito friável com partes muito firmes (mosqueados), plástica e pegajosa, transição plana e difusa.

Bw 135 – 190 cm, (10 YR 7/8), mosqueado pouco, médio e proeminente (2,5 YR 4/6); argilo-arenosa; fraca pequenas e média blocos subangulares com aspecto maciço poroso; muitos poros pequenos e poucos médios; muito friável, plástica e pegajosa.

RAÍZES – Muitas finas, comuns médias e raras grossas no A; poucas finas e médias e raras grossas no E; raras finas e médias no BE e no Bt, no Bt/Bw e no BW.

OBSERVAÇÕES:

- O solo estava úmido, não sendo possível tirar a cor e consistência à seco.
- O horizonte de máxima coesão é o Bt.
- O horizonte Bw no estado úmido, aparentemente não apresenta coesão.
- Os mosqueados vermelho do horizonte Bw/Bt, se assemelhou a um horizonte plástico fragmentado.
- Os mosqueados do horizonte Bt (horizonte com coesão máxima) indicam feições redoximórficas sugerindo restrições de permeabilidade neste horizonte. Estes mosqueados estão mais concentrados no topo do horizonte Bt.

ANEXO C – DESCRIÇÃO GERAL DO SEGUNDO PERFIL (Sirinhaém, PE)

DATA: 26/01/2011

CLASSIFICAÇÃO – LATOSSOLO AMARELO Distrocoeso, A moderado, textura argilosa, fase floresta subperenifólia relevo plano.

LOCALIZAÇÃO, MUNICÍPIO, ESTADO E COORDENADAS – Engenho Buranhem 5 km da sede da Usina Trapiche, Município de Sirinhaém (PE). Coordenadas: 08°36'47" e 35°19'36" de Greenwich.

SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA VEGETAL SOBRE O PERFIL – Topo plano de tabuleiro com 0 - 2 % de declive sob floresta tropical subperenifólia.

ALTITUDE – 108 +/- 15 m (GPS)

LITOLOGIA E CRONOLOGIA – Cobertura sedimentar, semelhante ao material da Formação Barreira, sobre rochas do Pré-cambriário.

MATERIAL ORIGINÁRIO – Cobertura de material argiloso.

PEDREGOSIDADE – Não pedregosa.

ROCHOSIDADE – Não rochosa.

RELEVO LOCAL – Plano.

RELEVO REGIONAL – Topos aplanados em áreas de relevo forte ondulado com fortes declives, vales encaixados e alguns de fundo chato.

EROSÃO – Não aparente.

DRENAGEM – Acentuadamente drenado.

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA – Floresta tropical subperenifólia.

USO ATUAL – Reserva florestal em área circundada por cana-de-açúcar.

CLIMA- As' de Köppen e 3dTh de Gaussen.

DESCRITO E COLETADO POR – Jacomine, P. K. T.; Marques, F. A.; Lima, J. W. F.; Almeida, B. G.; e Andrade, K. R.

ANEXO D - DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA DO SEGUNDO PERFIL (Sirinhaém, PE)

Oo 3 – 0 cm; material orgânico em decomposição.

A 0 – 12 cm, bruno escuro (7,5 YR 3/4, úmida); argila; forte pequena a média granular; friável com partes firmes, plástica e pegajosa; transição plana e clara.

AB 12 – 28 cm, bruno (7,5 YR 4/4, úmida); muito argilosa; moderada muito pequena e pequena blocos subangulares; firme, plástica e muito pegajosa; transição plana e clara.

BA 28 – 42 cm, bruno forte (7,5 YR 4/6, úmida); muito argilosa; fraca muito pequena e pequena, blocos subangulares e angulares; friável com partes firmes, plástica e pegajosa, transição plana e gradual.

Bw1 42 – 80 cm, bruno forte (7,5 YR 5/6, úmida); argila; fraca pequena, bloco subangulares e angulares e muito pequena granular; friável com partes firmes, plástica e pegajosa, transição plana e difusa.

Bw2 80 – 1140 cm, bruno forte (7,5 YR 5/6, úmida); argila; muito fraca muito pequena e pequena blocos subangulares e muito pequena granular; friável, plástica e pegajosa, transição plana e difusa.

Bw3 140 – 180 cm, (7,5 YR 5/8, úmida); argila; fraca muito pequena e pequena e pequena blocos subangulares e muito pequeno granular; muitos friável, muito plástica e pegajosa. RAÍZES – Muitas finas a médias no A e AB, comuns BA, poucas no Bw1 e Bw2 e no topo do Bw3.

OBSERVAÇÕES:

- Perfil coletado úmido. Descrição em dia com sol fraco e, por vezes, nublado.
- Muitos poros (pequenos e muitos pequenos) ao longo do perfil.
- Bolsão de carvão e material orgânico no Bw1 (40 – 65 cm).
- Atividade biológica no A, AB, BA.
- A vegetação florestal apresenta sinais de exploração de madeira de lei.