

**BARREIRAS VERTICAIS DE SOLO-BENTONITE PARA O CONTROLO DA
CONTAMINAÇÃO E DA INTRUSÃO SALINA: ENFOQUE EM MATERIAIS
ALTERNATIVOS E MÉTODOS LABORATORIAIS**

**SOIL-BENTONITE SLURRY TRENCH CUTOFF WALLS FOR
CONTAMINATION AND SALINE INTRUSION CONTROL: EMPHASIS ON
ALTERNATIVE MATERIALS AND LABORATORY METHODS**

Roque, António José, *Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, Portugal,*
*aroque@lnec.pt**

**autor para correspondência*

RESUMO

As barreiras verticais de solo-bentonite são utilizadas em geotecnia desde a década de 1940 e com finalidades geoambientais desde a década de 1970, especialmente nos Estados Unidos da América. As aplicações geoambientais mais conhecidas e frequentes estão associadas à remediação e à recuperação de locais contaminados, bem como à prevenção da contaminação em áreas de risco. O controlo da intrusão salina em aquíferos costeiros utilizando estas barreiras constitui outro exemplo de aplicação, cuja relevância e frequência tendem a aumentar devido à elevação do nível do mar, acelerada pelas alterações climáticas. Apesar da longa e expressiva utilização internacional destas barreiras e do desempenho favorável já evidenciado, ainda não existem estudos ou casos de aplicação documentados no País. Considerando a sua utilidade na resolução de problemas ambientais nacionais e o facto de se tratar de uma solução mais sustentável que outras, justifica-se o interesse nesta tecnologia. Inicialmente, apresentam-se, resumidamente, os aspetos relacionados com a técnica construtiva. Em seguida, abordam-se as propriedades dos materiais utilizados na construção das barreiras verticais de solo-bentonite, com especial enfoque nos materiais que podem ser alternativos ou complementares aos convencionais. Por fim, apresentam-se dois métodos laboratoriais que permitem a determinação das grandezas associadas ao transporte dos contaminantes através da mistura de solo-bentonite utilizada na construção destas barreiras.

ABSTRACT

Soil-bentonite slurry trench cutoff walls are used in geotechnics since the 1940s and for geoenvironmental purposes since the 1970s, especially in the United States of America. The most well-known and frequent geoenvironmental applications are associated with the remediation and recovery of contaminated sites, as well as the prevention of contamination in at-risk areas. The control of saline intrusion in coastal aquifers using these barriers constitutes another example of application, whose relevance and frequency are expected to increase due to rising sea levels, accelerated by climate change. Despite the long and extensive international use and the favourable performance already demonstrated, there are still no documented studies or cases of application in the country. Considering their usefulness in addressing national environmental problems and the fact that they represent a more sustainable solution than others, there is a clear interest in this technology. Initially, aspects related to the construction technique are briefly presented. Next, the properties of the materials used in soil-bentonite slurry trench cutoff walls construction are discussed, with special emphasis on materials that can serve as alternatives or complements to conventional

ones. Finally, two laboratory methods used to determine the parameters associated with contaminant transport through soil-bentonite mixtures, which are employed in the construction of these cutoff walls, are presented.

1. INTRODUÇÃO

O solo e a água são dois recursos indispensáveis à vida e bens imprescindíveis ao desenvolvimento das sociedades modernas, sendo fundamental protegê-los e recuperá-los. Não foi por acaso que a Organização das Nações Unidas proclamou o ano de 2015, o “*Ano Internacional dos Solos*”, e o dia 5 de dezembro, o “*Dia Mundial do Solo*”, e que todos os anos se comemore, a 22 de março, o “*Dia Mundial da Água*”, que em 2022 foi dedicado, pela primeira vez, à “*Água Subterrânea*”, com o lema “*tornar o invisível visível*”.

Na União Europeia (UE), cerca de 60% a 70% dos solos estão num estado pouco saudável (Comissão Europeia, 2023). Por outro lado, a preservação da qualidade dos solos, que armazenam e filtram a água, é essencial à preservação da qualidade dos recursos hídricos, cuja boa qualidade ecológica é uma meta da UE até 2027. É importante salientar que só 3% da água na Terra é doce (Leitão, 2010), e, considerando apenas as águas doces líquidas, cerca de 99% são águas subterrâneas (Abrunhosa, 2022).

Em contexto de alterações climáticas, vai haver um agravamento da pressão sobre a qualidade e a quantidade dos solos e das águas, o que reforça a necessidade destes recursos serem protegidos e recuperados, habitualmente com recurso a tecnologias baseadas no tratamento e/ou no confinamento.

De entre as várias tecnologias de confinamento, as barreiras verticais (BV), às quais se exige uma condutividade hidráulica, k , inferior ou igual a 1×10^{-9} m/s, são, a nível internacional, utilizadas numa ampla variedade de aplicações com finalidades geoambientais, como, por exemplo, no controlo da disseminação dos contaminantes nos solos ou nas águas subterrâneas, ou do avanço da intrusão salina em aquíferos costeiros.

As BV mais comumente utilizadas com estes objetivos são as barreiras verticais de solo-bentonite (BVSB) e as barreiras verticais de cimento-bentonite. A opção pelas BVSB nesta contaminação está suportada em diferentes razões, nomeadamente (Roque, 2024): a) menor custo de construção, b) menor permeabilidade, c) reutilização de materiais, d) maior sustentabilidade na relação consumo/reutilização de materiais.

Nesta comunicação apresenta-se uma visão geral sobre os procedimentos utilizados na construção das BVSB e as principais propriedades dos materiais que as constituem, com enfoque nos que veem sendo estudados mais recentemente, em alternativa, ou complemento, dos convencionais. Por último, apresentam-se dois métodos laboratoriais empregues na determinação das grandezas associadas ao transporte dos contaminantes através da mistura de solo-bentonite (SB) utilizada na sua construção.

2. METODOLOGIA CONSTRUTIVA DAS BVSB

As BVSB são construídas em valas, em duas fases principais. Na fase inicial, a vala é preenchida com uma suspensão bentonítica, que tem por função assegurar a

estabilidade das paredes da vala. Na segunda fase, a suspensão é deslocada pela mistura SB adicionada à vala, que irá controlar a contaminação ou a intrusão salina no subsolo.

A escavação da vala efetua-se, habitualmente, com uma escavadora de balde ou de balde de mandíbulas. As escavadoras de balde permitem atingir profundidades até cerca de 15 m, ou, quando modificadas, até cerca de 25 m. Para profundidades superiores, e até 35 - 45 m, utilizam-se as escavadoras de balde de mandíbulas, podendo recorrer-se, também, às de arrasto. A profundidade a atingir está relacionada, na maioria dos casos, com a profundidade a que se encontra o substrato praticamente impermeável, onde a barreira deve estar encastrada entre 0,6 m e 1,0 m.

Dependendo da largura do balde, as valas podem ser escavadas entre 0,3 m e 3,0 m, mas, normalmente, situa-se entre 0,6 m e 1,2 m.

Durante a escavação, a distância da suspensão à superfície do terreno não deve ser superior a 0,6 m, e deve estar entre 1,0 m e 1,5 m acima do nível da água subterrânea (Evans et al., 2022). Nos casos em que este nível se encontrar à superfície do terreno, ou até acima desta, pode ser construído um dique para elevar a cota do terreno ao longo do alinhamento da barreira.

A mistura SB deve fluir na vala de modo a formar um talude com inclinação de 1:5-12 (vertical:horizontal). A distância entre o pé do talude da mistura SB e o pé da frente de escavação não deve ser inferior a 9 m, nem superior a 90 m.

3. PROPRIEDADES DOS MATERIAIS CONSTITUTIVOS DAS BVSB

3.1. Bentonites naturais

Os dois tipos principais de bentonites são a bentonite rica em sódio e a bentonite rica em cálcio, com teor em montmorilonite, em geral, superior a 70%, em peso. As bentonites são, provavelmente, o recurso mineral com maior gama de aplicações entre os minerais industriais, tendo a produção mundial aumentado, em menos de três décadas, cerca de 100% (~10 - 19 Mt).

Devido às substituições isomórficas nas camadas estruturais da montmorilonite, a superfície das partículas minerais apresenta carga elétrica negativa, que atrai cátions existentes no meio aquoso para a neutralizar. A permuta dos cátions existentes no meio e no mineral é responsável pela capacidade da bentonite interagir com os contaminantes. Na bentonite sódica, a capacidade de troca catiónica (CTC) varia, tipicamente, entre 80 cmol/kg e 150 cmol/kg, e na bentonite cálcica, entre 40 cmol/kg e 100 cmol/kg.

O efeito conjugado do reduzido tamanho, com a forma planar das partículas de bentonite, é responsável pela sua elevada superfície específica, que pode atingir valores entre 600 m²/g e 800 m²/g na bentonite sódica, e entre 300 m²/g e 500 m²/g na bentonite cálcica.

A maior superfície específica na bentonite sódica deve-se à sua maior expansibilidade osmótica, devido a predominarem interações eletrostáticas mais fracas entre as suas camadas estruturais, do que na bentonite cálcica. Este fenómeno é responsável por uma expansibilidade livre mais elevada na bentonite sódica do que na bentonite cálcica.

Byun et al. (2023) fazem referência a valores de 27 ml/2 g a 34 ml/2 g, na bentonite sódica, e 5 ml/2 g a 7 ml/2 g, na bentonite cálcica. Pelas mesmas razões, a plasticidade da bentonite sódica é mais elevada do que a da bentonite cálcica, podendo o limite de liquidez variar, respetivamente, entre 300% e 600%, e entre 100% e 300%.

A maior expansibilidade osmótica da bentonite sódica também é responsável pela sua dispersão em suspensões aquosas. A água pura favorece a dispersão da bentonite sódica, devido às forças repulsivas terem um raio de ação maior do que as forças de atração de van der Waals. Com o aumento da concentração química no meio, a dupla camada difusa comprime, limitando a extensão das forças repulsivas e favorecendo a floculação das partículas.

Em consequência da maior resistência da bentonite cálcica ao aumento da concentração química no meio, mas também por haver reservas superiores às de bentonite sódica, tem sido avaliado se pode ser alternativa à bentonite sódica. Du et al. (2015), por exemplo, utilizaram hexametáfosfato de sódio (HMFS ($\text{NaPO}_3)_6$), um desfloculante não tóxico, com o objetivo de melhorar a dispersão da bentonite cálcica.

Para além da expansibilidade e da dispersão, a tixotropia das bentonites é igualmente relevante na construção das BVSB. Embora, teoricamente, a tixotropia seja uma propriedade que pode ser considerada comum a todos os tipos de argila, do ponto de vista prático, o fenómeno só tem expressão quando o tempo necessário para a formação do gel, desde que cessa a agitação, é relativamente reduzido, como é o caso da bentonite sódica, que necessita de apenas alguns minutos.

Para além das bentonites sódica e cálcica, de referir, ainda, a bentonite sódica ativada, obtida a partir da bentonite cálcica e de carbonato de sódio (Na_2CO_3), sobre a qual não se encontraram estudos para a sua aplicabilidade em alternativa à bentonite sódica. A CTC da bentonite sódica ativada varia entre 70 cmol/kg e 150 cmol/kg, a superfície específica entre 500 m²/g e 800 m²/g, a expansibilidade livre entre 15 ml/2 g e 30 ml/2 g e o limite de liquidez entre 300% e 600%. Verifica-se, portanto, que as propriedades desta bentonite se assemelham às da bentonite sódica.

3.2. Bentonites modificadas

A necessidade de mitigar, a já referida incompatibilidade química da bentonite sódica em meios quimicamente agressivos, levou ao desenvolvimento de bentonites modificadas quimicamente, as quais se obtêm a partir de bentonites ricas em montmorillonite.

As bentonites modificadas mais utilizadas em estudos relacionados com as BVSB foram, de acordo com a bibliografia consultada, as seguintes: 1) argila com desempenho hidráulico otimizado (cf. *hydraulic performance clay*, abreviadamente *HYPER clay*, 2) bentonite multiexpansiva (cf. *multiswellable bentonite*, abreviadamente *MSB*), e 3) compósito bentonite-polímero (cf. *bentonite polymer composite*, abreviadamente *CBP*).

De acordo com Di Emidio et al. (2017), o polímero aniónico carboximetilcelulose de sódio (Na-CMC), utilizado na produção da *HYPER clay*, resiste à sua eluviação por soluções aquosas agressivas, e verifica-se que: a) a capacidade de adsorção de água aumenta, b) a capacidade de adsorção dos contaminantes aumenta, c) a *k* é menos influenciada do que na bentonite sódica por soluções químicas contaminadas, e d) o comportamento mantém-se por mais tempo. A Figura 1a compara, esquematicamente,

a estrutura mineral da bentonite sódica e da *HYPER clay*, que tende a apresentar CTC e superfície específica superiores às bentonites convencionais, podendo atingir valores da ordem de 100 cmol/kg a 250 cmol/kg e de 700 m²/g a 1500 m²/g, respetivamente, dependendo do tipo de modificação.

Na produção da MSB é utilizado carbonato de propileno líquido, um solvente orgânico aprótico polar. Devido à constante dielétrica relativamente elevada do solvente em comparação com os valores que são habitualmente medidos nos solventes orgânicos polares e não-polares, as moléculas do carbonato de propileno são capazes de se coordenar com os cátions existentes entre as camadas estruturais da montmorilonite, formando uma nuvem que envolve a camada de hidratação primária das moléculas de água (Figura 1b). Com esta modificação, a bentonite mantém a capacidade de expansão elevada, mesmo em meios quimicamente agressivos, sendo os valores da CTC e da superfície específica entre 60 cmol/kg e 120 cmol/kg e 500 m²/g e 900 m²/g, respetivamente.

O CBP é produzido com bentonite de sódio seca e ácido poliacrílico. O hidrogel polimérico hidrofílico que é produzido, o poliacrilato de sódio, preenche, parcialmente, o espaço intergranular da bentonite de sódio (Figura 1c). Segundo Scalia et al. (2014), a colmatação dos poros interpartículas, intrapartículas e intergrãos (interagregados) pelo polímero será responsável pelo melhoramento do comportamento do CBP. A colmatação dos poros foi suportada por imagens obtidas ao microscópio eletrónico, que mostraram o hidrogel do polímero no espaço poroso intergranular do CBP percolado com água destilada. A CTC e a superfície específica situam-se, respetivamente, entre 50 cmol/kg e 120 cmol/kg e entre 400 m²/g e 800 m²/g.

A bentonite modificada resistente à água salgada (cf. *treated salt-resistant bentonite*, ou SW-101), também pertence à categoria das bentonites modificadas, mas não existe informação sobre o processo utilizado na sua produção.

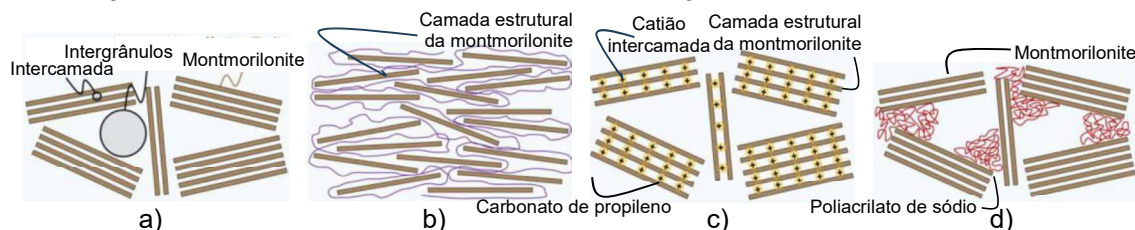


Figura 1 – Representação esquemática: a) bentonite sódica, b) *HYPER clay*, c) MSB, e d) CBP (adaptada de Guarena et al., 2024)

3.3. Zeólitos naturais

Os zeólitos naturais são aluminossilicatos cristalinos hidratados de metais alcalinos e alcalino-terrosos, estruturados em redes cristalinas tridimensionais rígidas, formadas por tetraedros de AlO₄ e SiO₄, ligados entre si por átomos de oxigénio, O. Devido à substituição isomórfica do silício, Si, pelo alumínio, Al, os tetraedros de AlO₄ induzem cargas negativas na estrutura dos zeólitos, que são compensadas pela inclusão de cátions, normalmente, de metais alcalinos e alcalino-terrosos. Os zeólitos mais utilizados em estudos com objetivos geoambientais foram a clinoptilolite e a chabacite.

A capacidade de atenuação dos contaminantes pelos zeólitos, advém da sua CTC e da estrutura cristalina. Comparativamente com a CTC dos minerais argilosos, a dos zeólitos é muito superior, variando entre cerca de 180 cmol/kg e 400 cmol/kg. A superfície específica é inferior, variando, tipicamente, entre 20 m²/g e 150 m²/g. A estrutura

cristalina em forma de gaiola ou de favos de mel, é formada por canais cujo diâmetro limita a passagem às moléculas com dimensões inferiores. O diâmetro dos poros é classificado como pequeno, quando a abertura varia entre 3 Å e 4,5 Å, intermédio, entre 4,5 Å e 6 Å e grande, entre 6 Å e 8 Å. Devido a esta característica, os zeólitos são conhecidos como peneiros moleculares. Contrariamente às bentonites, o volume não varia com a concentração química das soluções aquosas.

A percentagem de zeólitos não deve ser elevada (< 5-15%), dado que a sua presença aumenta a permeabilidade das misturas SB.

3.4. Suspensão bentonítica

A suspensão bentonítica é produzida, na maioria dos casos, a partir da mistura de bentonite sódica em água, a que se segue um período de hidratação entre oito horas e 24 horas. A percentagem de bentonite sódica nas suspensões situa-se, tipicamente, entre 4% e 7%, em peso. A utilização da bentonite sódica na produção das suspensões deve-se às razões anteriormente expostas.

Para além da suspensão ser essencial na, já referida, estabilização das paredes da vala durante a escavação, é essencial, igualmente, na redução da permeabilidade do solo nas paredes da vala, minimizando a migração da suspensão para o solo envolvente, bem como na manutenção das partículas de solo que caem das paredes da vala em suspensão. As duas primeiras funções dependem da formação de uma película de filtração (cf. *filter cake*) na interface entre a suspensão e o solo nas paredes da vala.

As especificações requerem, em geral, a utilização de água com dureza máxima de 50 mg/l de carbonato de cálcio (CaCO_3). Replogle e Malusis (2017) observaram, porém, que utilizando 5% de bentonite sódica, a dureza da água poderia aumentar até cerca de 500 mg/l de CaCO_3 , e com 6% a 7% até 1000 mg/l de CaCO_3 .

As propriedades utilizadas na caracterização da suspensão são: a viscosidade de Marsh, a massa volúmica, a perda de filtrado, a percentagem de areia e o pH. Ryan et al. (2022) afirmaram, com base na experiência adquirida, que a propriedade mais relevante da suspensão recém-hidratada, é a viscosidade, e depois de introduzida na vala, são a viscosidade e a massa volúmica.

A viscosidade de Marsh não deve ser inferior a 40 s, nem superior a 50 s, por dificultar a remoção das partículas de solo na suspensão quando se pretende a sua reutilização, bem como a sua expulsão da vala. Malusis e Di Emidio (2014) referiram a necessidade de utilizar 0,4% de lignosulfonato, um desfloculante, numa suspensão com 4% de *HYPER clay*, para reduzir a viscosidade de Marsh de 95 s para 46 s. A massa volúmica da suspensão após a introdução na vala deve situar-se entre 1,10 Mg/m^3 e 1,40 Mg/m^3 , dado que para valores superiores aumenta a dificuldade de expulsar a suspensão da vala. A perda de filtrado da suspensão recém-hidratada deve ser inferior a 20-25 ml. A gama de valores do pH na suspensão recém-hidratada, ou na vala, situa-se entre 6,5 e 10,0, segundo USACE (2022), sendo os valores indicados por Evans (1993) ligeiramente superiores: 7,5 - 12,0, após a hidratação e 10,5 - 12,0, na vala.

3.5. Mistura solo-bentonite

O material da mistura SB é, habitualmente, constituído pelo solo escavado da vala, e pela suspensão (expulsa da vala e/ou fresca), devidamente misturados até se obter uma massa homogénea, antes da sua introdução na vala. A reutilização da suspensão

expulsa da vala e do solo escavado contribui para a redução dos resíduos a gerir em obra, em conformidade com as políticas da economia circular. Nos casos em que é necessário, adiciona-se, tipicamente, até 5% de bentonite sódica seca à mistura SB.

As propriedades da mistura SB devem permitir construir uma barreira que garanta: a) reduzida k , b) compatibilidade química com meios quimicamente agressivos, c) moderada a elevada plasticidade, e d) capacidade de atenuação dos contaminantes.

A caracterização da mistura SB inclui, habitualmente, a realização de ensaios de análise granulométrica, massa volúmica, abaixamento e permeabilidade. A plasticidade do solo escavado da vala e a percentagem de bentonite na mistura também são consideradas em algumas especificações.

A mistura SB é, em geral, mais adequada quando é produzida a partir de solos bem graduados, e a percentagem de finos ($\leq 0,075$ mm) é de pelo menos 15%. Em USACE (2022), propõe-se as gamas percentuais granulométricas, relativamente ao material passado, seguintes: $100\% \leq 75$ mm, $40\text{-}80\% \leq 4,76$ mm, $25\text{-}60\% \leq 0,42$ mm, e $20\text{-}40\% \leq 0,075$ mm.

A massa volúmica da mistura SB deve ser, pelas razões já referidas, pelo menos, cerca de $0,25 \text{ Mg/m}^3$ superior à massa volúmica da suspensão na vala.

A gama de valores do abaixamento da mistura SB, considerando as referências consultadas, situa-se entre 50 mm e 160 mm, mas mais frequentemente entre 100 mm e 150 mm. Esta gama de valores é a mais adequada à boa trabalhabilidade e homogeneidade da mistura SB, e à sua fluidez, para expulsar a suspensão da vala.

No que se refere à permeabilidade das misturas SB, verifica-se que o valor de k diminui com: 1) o aumento da quantidade de finos, em geral, e de finos com plasticidade elevada, em particular, 2) o aumento da quantidade de bentonite seca adicionada, e 3) o aumento da tensão de consolidação.

A realização dos ensaios de permeabilidade em permeâmetros de parede flexível é recomendada pela norma ASTM D7100-11. De acordo com esta norma, a k pode ser avaliada com duas metodologias, para avaliar a influência das soluções aquosas na k . Na primeira metodologia, o provete é percolado com água, seguindo-se a sua substituição pela solução aquosa contaminada. Na segunda metodologia, dois provetes, tanto quanto possível idênticos, são percolados, um com água e o outro diretamente com a solução aquosa contaminada. Durante a percolação com água deve atingir-se o regime hidráulico permanente, e com a solução aquosa contaminada, também o regime químico permanente. Stern e Shackelford (1998) propuseram a determinação do índice da primeira exposição (IPE), que corresponde à relação entre a k de um solo percolado inicialmente com uma solução aquosa contaminada, e a sua k à mesma solução aquosa após percolação com água, para avaliar a compatibilidade química dos solos a soluções aquosas quimicamente agressivas. Para valores de IPE superiores a 10, aqueles autores consideraram que não existe compatibilidade química entre o solo e a solução aquosa contaminada.

O conceito que suporta o interesse da utilização das bentonites modificadas nas BVSB é ilustrado, concetualmente, na Figura 2, ou seja, pretende-se que a k se mantenha reduzida em meios quimicamente agressivos (curva mais à direita). Idealmente, a bentonite modificada deveria tornar a k independente da concentração química dos contaminantes.

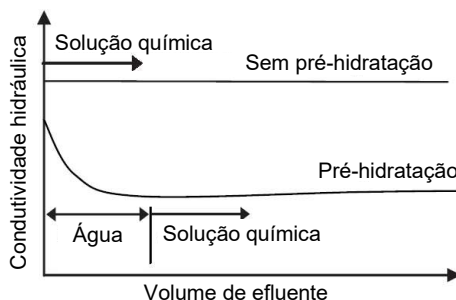


Figura 2 – Representação da influência da compatibilidade química das bentonites naturais e modificadas na condutividade hidráulica das misturas SB (adaptada de Takai et al., 2014)

4. MÉTODOS LABORATORIAIS PARA O ESTUDO DO TRANSPORTE DE CONTAMINANTES

Os principais mecanismos que controlam o transporte dos contaminantes nos solos utilizados nas aplicações com finalidades geoambientais são a advecção, a dispersão hidrodinâmica, onde se inclui a dispersão mecânica e a difusão, e o fluxo químico-osmótico acoplado. Nos solos de reduzida k , como é o caso das misturas SB, a dispersão mecânica é pouco significativa, devido às fracas velocidades de percolação. Diversos mecanismos de retenção dos contaminantes também influenciam o fluxo da massa contaminante através dos solos, no entanto, para simplificação do fenómeno, a adsorção instantânea e reversível devida à troca catiónica é, normalmente, o único mecanismo considerado. Importa salientar, contudo, que desta simplificação, advêm resultados conservativos.

As análises do transporte dos solutos através das barreiras de reduzida k são, tipicamente, baseadas na teoria da advecção-dispersão, embora esta represente um caso limite da teoria, mais geral, do transporte dos contaminantes com fluxo acoplado, que se considera, habitualmente, pouco relevante. Contudo, vários estudos laboratoriais realizados desde a década de 1990 evidenciaram que, sob determinadas condições, os solos argilosos, como a bentonite sódica, podem exibir comportamento de membrana. Este comportamento restringe a passagem dos contaminantes, e, por outro lado, também é responsável pela migração do fluido de um local de menor concentração do contaminante (maior atividade do líquido) para um local de maior concentração do contaminante (menor atividade do líquido), correspondendo, portanto, ao fluxo do fluido em resposta a um gradiente de concentração do contaminante. Este fenómeno é conhecido por quimio-osmose.

O comportamento de membrana é quantificado em termos de um coeficiente de eficiência, ω , que expressa o grau de importância relativa da restrição dos contaminantes. Como o comportamento de membrana também resulta em quimio-osmose, ω é muitas vezes referido como coeficiente de eficiência químico-osmótica. Este coeficiente varia entre zero, num material que não apresenta comportamento de membrana, até um, num material que restringe a migração de todos os contaminantes, geralmente designado de membrana ideal ou perfeita. Nos solos, os valores de ω , quando existe comportamento de membrana são, tipicamente, maiores do que zero e menores do que um, ou seja, $0 < \omega < 1$. Em geral, ω aumenta com o aumento da tensão efetiva aplicada ao solo, com o aumento da atividade do solo argiloso, e com a diminuição da carga iónica do contaminante e/ou da concentração do contaminante. Independentemente do grau de restrição à migração dos solutos, os meios porosos com comportamento de membrana são permeáveis às moléculas de água do solvente, pelo

que o termo “semipermeável” é muitas vezes utilizado em ligação com a existência do comportamento de membrana.

A expressão geral do fluxo total dos contaminantes, num solo argiloso que exiba comportamento de membrana semipermeável, é a soma do fluxo dos contaminantes resultante do seu transporte advectivo em resposta a um gradiente hidráulico, do fluxo dos contaminantes devido ao fluxo químico-osmótico da água, e ao fluxo dos contaminantes que resulta do seu transporte difusivo. Os três fenómenos responsáveis pelo transporte do contaminante tendem para zero, quando $\omega \rightarrow 1$, da mesma forma, que quando $\omega \rightarrow 0$, o fluxo químico-osmótico da água tende para zero, e a equação reduz-se à expressão do fluxo advectivo-difusivo do contaminante. Assim, o efeito de uma barreira que apresente comportamento de membrana semipermeável, é o de reduzir o fluxo do contaminante, comparativamente com o fluxo que teria lugar se não existisse esse comportamento. A existência de comportamento de membrana semipermeável pode representar, por isso, um contributo benéfico, mas que, há semelhança da difusão, não é, normalmente, considerado quando se procede à conceção e ao dimensionamento das barreiras.

No estudo do transporte dos contaminantes através dos solos argilosos, os ensaios laboratoriais mais comumente utilizados são o ensaio de adsorção em coluna e o ensaio de membrana.

O principal objetivo dos ensaios de coluna é a determinação do fator de retardamento, R_d , e do coeficiente de dispersão hidrodinâmica, D_h . Nos casos em que o número de Péclet (P_L , adimensional, sendo $P_L = vL/D_h$, onde v é a velocidade de percolação e L a altura do provete) é relativamente elevado, ou seja, $P_L \geq 50$, a advecção é o mecanismo que domina o processo de transporte dos contaminantes através dos solos. Nas misturas SB, onde é fraca a velocidade de percolação, a dispersão hidrodinâmica, através da difusão, torna-se cada vez mais significativa para valores de $P_L \leq 20$ e dominante para valores de $P_L \leq 5$ (Shackelford, 1994).

Embora a metodologia utilizada nos ensaios de adsorção em coluna seja semelhante à utilizada nos ensaios de permeabilidade, existe a necessidade da recolha contínua da solução efluente para a determinação da concentração dos contaminantes, podendo o volume de solução efluente recolhido equivaler a várias vezes o volume de poros do provete (Shackelford, 1995).

Os ensaios de coluna são realizados, preferencialmente, em permeâmetros de parede flexível, podendo o equipamento utilizado na realização destes ensaios ser consultado em Hong e Shackelford (2017a). A circulação da solução aquosa através do provete deve ser assegurada através da aplicação de um caudal constante, e não de uma carga hidráulica constante ou variável, pelas vantagens mencionadas em Hong e Shackelford (2017b).

Previamente à percolação dos provetes com a solução aquosa que contém os contaminantes que se pretendem estudar, procede-se, habitualmente, à sua percolação com água desmineralizada, ou de qualidade equivalente, para eluvial os sais solúveis existentes na mistura SB. Concluída a fase de percolação com a água desmineralizada, procede-se à sua substituição pela solução aquosa influente com os contaminantes, nas concentrações iniciais, C_0 , que se pretendem estudar, mantendo-se a percolação, de forma contínua, até à conclusão do ensaio.

Na metodologia convencional, a solução efluente é recolhida periodicamente para possibilitar a dosagem das concentrações “instantâneas”, C_e , de cada contaminante, sendo os resultados representados na forma de curvas de chegada de cada espécie química na solução efluente, que correspondem à variação da concentração relativa, C_e/C_0 , em função do tempo de ensaio, t , ou dos volumes de poros percolados, T (Figura 3a). O incremento das recolhas periódicas para a determinação de C_e deve ser, preferencialmente, inferior ou igual a 0,25 vezes o volume de poros do provete (Shackelford, 1994). No método alternativo, proposto por Shackelford (1995), também conhecido por método da massa acumulada, a análise é efetuada em termos da massa do soluto na solução efluente e não da sua concentração, como no método tradicional (Figura 3b). Os valores de R_d e de P_L com o método da massa acumulada ou com o método tradicional são, no essencial, idênticos, segundo Shackelford (1995). Contudo, o método da massa acumulada é mais vantajoso por permitir uma redução da frequência de amostragem da solução efluente, e, conseqüentemente, uma redução do custo com as análises químicas, que pode ser significativa, dado estes ensaios serem usualmente prolongados.

Os ensaios de membrana podem ser realizados, tanto em células de parede rígida, quanto em células de parede flexível. Os dois tipos de equipamento podem ser consultados, respetivamente, em Malusis et al. (2001) e em Kang e Shackelford (2009). No caso do primeiro equipamento, que vem sendo mais utilizado, a altura do provete pode variar entre 0,8 cm e 7,0 cm, sendo o diâmetro de 7,1 cm. O provete é colocado na célula, com um pistão no topo e um pedestal na base. O pistão permite controlar a tensão vertical e pode ser bloqueado para impedir a expansão do provete. Tanto o pistão, como o pedestal, são equipados com válvulas que permitem a circulação de soluções aquosas, em separado, através das pedras porosas colocadas no topo e na base do provete, com o objetivo de se estabelecer, e manter, uma diferença de concentração química constante em cada extremidade do provete. A solução aquosa com os contaminantes que se pretendem estudar, circula através da pedra porosa colocada no topo do provete, enquanto a outra solução, normalmente água desmineralizada, circula através da pedra porosa colocada na base do provete. A diferença de concentração entre as duas soluções estabelece gradientes de concentração química e de pressão químico-osmótica, que geram fluxos difusivo e químico-osmótico, respetivamente. Uma porta existente no topo da célula e outra na base da célula são utilizadas para medir a diferença de pressão químico-osmótica instalada através do provete.

A circulação mantém-se até que se estabeleça um regime permanente para a diferença de pressão químico-osmótica e para a difusão dos solutos. Este processo pode ser repetido, sequencialmente, utilizando soluções aquosas com concentrações químicas dos contaminantes progressivamente mais elevadas, estabelecendo-se, assim, valores progressivamente mais elevados de diferenças de concentração, que permitem a medição de diferentes valores de ω , no mesmo provete.

As concentrações dos contaminantes que são determinadas nas soluções efluentes recolhidas no topo e na base do provete, são utilizadas para calcular a diferença de pressão químico osmótica, $\Delta\pi$, estabelecida através do provete, e os parâmetros de transporte, ou seja, o coeficiente de difusão efetiva acoplado e o fator de retardamento. A Figura 3c mostra, esquematicamente, a representação dos resultados de um ensaio de membrana. No final do ensaio, o provete pode ser percolado com a solução aquosa que estava a ser utilizada, até ser alcançado o regime permanente para determinar a k .

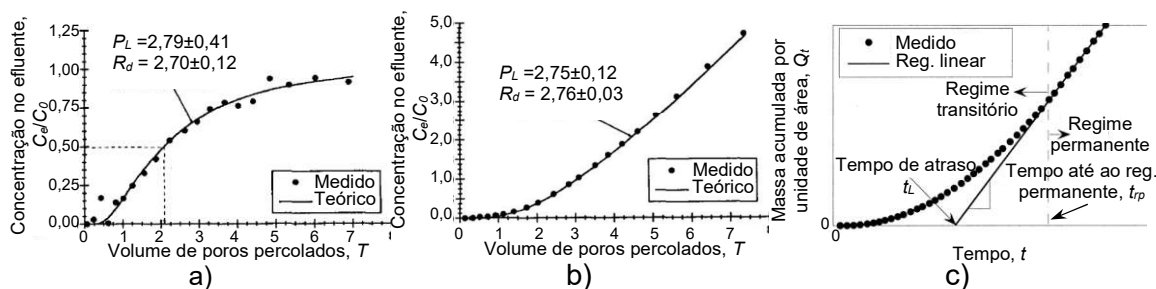


Figura 3 – Ensaio de coluna: a) método convencional, b) método da massa acumulada (adaptadas de Shackelford, 1995), e c) ensaio de membrana (adaptada de Malusis et al., 2001)

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A percepção das consequências da degradação da qualidade dos solos e das águas subterrâneas para a saúde pública e para o ambiente esteve na origem da procura contínua do progressivo melhoramento dos meios para a mitigação das contaminações resultantes de práticas erradas no passado e para a prevenção de novos incidentes. Mais recentemente, a consciencialização da necessidade de se evoluir para soluções construtivas mais sustentáveis, foi responsável pela introdução de novos critérios na definição das soluções mais adequadas para as operações de remediação e de recuperação de locais contaminados.

As barreiras verticais de solo-bentonite (BVSB) são soluções de confinamento sustentáveis, frequentemente utilizadas, a nível internacional, tanto na prevenção e na mitigação da contaminação, como no controlo da intrusão salina em aquíferos costeiros. Apesar de também existirem em Portugal locais contaminados e intrusão salina em aquíferos costeiros, não existem estudos ou aplicações documentados destas barreiras.

É, neste contexto, que se entende a necessidade de divulgar esta tecnologia, de adquirir conhecimentos base e avançados para a sua aplicação, e de contribuir para o melhoramento dos conhecimentos atuais.

REFERÊNCIAS

- Abrunhosa M. (2022). *Hidrogeoética, uma via para tornar visíveis as invisíveis águas subterrâneas*. Revista Indústria e Ambiente, n. 134, pp. 31-35.
- Byun, Y., Seo, C., Yun, T., Joo, Y., Jo, H. Y. (2023). *Prediction of Na- and Ca-montmorillonite contents and swelling properties of clay mixtures using Vis-NIR spectroscopy*. Geoderma, vol. 430, 116294.
- Comissão Europeia (2023). *Proposta de Diretiva do Parlamento Europeu e do Conselho relativa à monitorização e à resiliência do solo (Diretiva Monitorização do Solo)*. Communication from the Commission, COM(2023)416, Bruxelas, Bélgica, 47 p.
- Di Emidio, G., Verástegui Flores, R. D., Mazzieri, F. e Dominijanni, A. (2017). *Modified clays for barriers: a review*. Innovative Infrastructure Solutions, vol. 2, n. 1, 13 p.
- Du, Y. J., Fan, R. D., Liu, S.-Y., Reddy, K. R. e Jin, F. (2015). *Workability, compressibility and hydraulic conductivity of zeolite-amended clayey soil/calcium-bentonite backfills for slurry-trench cutoff walls*. Engineering Geology, vol. 195, pp. 258-268.
- Evans, J. C. (1993). *Vertical cutoff walls* (Chapter 17). In Daniel D. E. (ed.), Geotechnical practice for waste disposal, Chapman & Hall, Londres, Reino Unido, pp. 430-454.
- Evans, J. C., Ruffing, D. G. e Elton, D. (2022). *Fundamentals of ground improvement engineering*. CRC Press, Londres, Reino Unido, 412 p.

- Guarena, N., Dominijanni, A. e Manassero, M. (2024). *Pore-scale mechanisms underlying the behavior of enhanced bentonites exposed to aggressive inorganic solutions*. Applied Clay Science, vol. 251, 107318.
- Leitão, T. E. (2010). *Gestão integrada e sustentável da qualidade das águas subterrâneas em Portugal. Contributos para um bom estado em 2015*. Teses e Programa de Investigação n.º 63, LNEC, Lisboa, Portugal, 346 p.
- Hong, C. S. e Shackelford, C. D. (2017a). Long-term column testing of zeolite-amended backfills. I: Testing methodology and chemical compatibility. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, vol. 143, n. 9, 18 p.
- Hong C. S. e Shackelford C. D. (2017b). Long-term column testing of zeolite-amended backfills. II: Solute transport properties. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, vol. 143, n.9, 16 p.
- Kang, J. B. e Shackelford, C. D. (2009). *Clay membrane testing using a flexible-wall cell under closed system boundary conditions*. Applied Clay Science, vol. 44, n. 1-2, pp. 43-58.
- Malusis, M. A. e Di Emidio, G. (2014). *Hydraulic conductivity of sand-bentonite backfills containing hyper clay*. Geotechnical Special Publication, n. 234, American Society of Civil Engineers, Virgínia, EUA, pp. 1870-1879.
- Malusis, M. A., Shackelford, C. D. e Olsen, H. W. (2001). *A laboratory apparatus to measure chemico osmotic efficiency coefficients for clay soils*. Geotechnical Testing Journal, vol. 24, n. 3, pp. 229-242.
- Replogle, M. A. e Malusis, M. A. (2017). *Impact of mix water quality on bentonite-water slurry for soil bentonite cutoff wall applications*. Geotechnical Special Publication, n. 276, American Society of Civil Engineers, Virgínia, EUA, pp. 468-477.
- Roque, A. J. (2024). *Barreiras verticais de solo e bentonite para controlo da contaminação e da intrusão salina no subsolo. Desenvolvimentos sobre a compatibilidade química com o meio e o transporte dos contaminantes*. Programas de investigação e de formação pós-graduada para obtenção do título de habilitado, LNEC, Lisboa, Portugal, 322 p.
- Ryan, C. R., Ruffing, D. G. e Evans, J. C. (2022). *Soil bentonite slurry trench cutoff walls: history, design, and construction practices*. Geotechnical Special Publication, n. 335, American Society of Civil Engineers, Virgínia, EUA, pp. 89-99.
- Shackelford, C. D. (1994). *Critical concepts for column testing*. Journal of Geotechnical Engineering, vol. 120, n. 10, pp. 1804-1828.
- Shackelford, C. D. (1995). *Cumulative mass approach for column testing*. Journal of Geotechnical Engineering, vol. 121, n. 10, pp. 696-703.
- Scalia, J., Benson, C. H., Bohnhoff, G. L., Edil, T. B. e Shackelford C. D. (2014). *Long-term hydraulic conductivity of a bentonite polymer nanocomposites permeated with aggressive inorganic solutions*. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, vol. 140, n. 3, 13 p.
- Stern, R. T. e Shackelford, C. D. (1998). *Permeation of sand-processed clay mixtures with calcium chloride solutions*. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, vol. 124, n. 3, pp. 231-241.
- Takai, A., Inui, T., Katsumi, T., Kamon, M. e Araki, S. (2014). Experimental study on the self-sealing capability of soil-bentonite mixture cutoff walls. *Proceedings of the 7th International Congress on Environmental Geotechnics*, Melbourne, Austrália, pp. 411-416.
- USACE (2022). *Guide specification for construction of soil-bentonite slurry walls*. U.S. Army Corps of Engineers (USACE), Washington, D.C., EUA, 26 p.