

MODELAÇÃO FÍSICA DA CONTAMINAÇÃO DE SOLOS POR POLUENTES MISCÍVEIS EM ÁGUA

Physical modelling of soil pollution by water miscible contaminants

M.A. GONÇALVES DA SILVA*

RESUMO - É apresentado o problema de poluição de solos por contaminantes dissolvidos em água, com breve referência, também, a casos de multi-fase, no contexto de projecto europeu. São estabelecidas as condições de semelhança exigíveis para validação da modelação física em centrifugadora geotécnica. Examinam-se problemas na aplicabilidade da lei de Darcy e na ascensão capilar em meios não saturados. Descrevem-se sensores de resistividade e fotométricos desenvolvidos na Univ. Cambridge e usados na detecção das plumas poluentes. Faz-se sùmula de resultados de ensaios para solos saturados e dois tipos de solutos poluentes, orgânico e inorgânico, e introduz-se o problema do estudo de fenómenos de capilaridade em centrifugadora. Enquadram-se os problemas na temática da calibração de modelos computacionais.

SYNOPSIS - Pollution of soils by miscible contaminants is presented both for saturated and unsaturated soils. Similarity conditions required for modelling the corresponding phenomena in geotechnical centrifuges are presented and discussed. Instrumentation developed in the Univ. of Cambridge and currently used at LNEC, in the project NECER of the European Program TMR, is described. Results obtained on the pos-leakage evolution, spatial and temporal, of contaminated plumes of organic and non-organic solutes are shown. The results are commented in the framework of callibration of computational models as well as within the development of recent theories for percolation in disordered media.

1 - INTRODUÇÃO

As preocupações com a degradação ambiental acentuam-se desde meados da década de 60 e após uma maior atenção dada aos problemas da qualidade do ar, da água e do ordenamento do território, os últimos anos trouxeram o tema específico da contaminação dos solos para primeiro plano, sendo certo que é causa ou consequência de parte daqueles aspectos.

As razões deste interesse são diversas, sobressaindo: indústrias poluidoras operando dezenas de anos sem quaisquer cuidados gerando depósitos de resíduos industriais no terreno natural ou em aterros não confinados; dúvidas quanto à real impermeabilidade de aterros sanitários; preocupações com resíduos radioactivos e respectiva eliminação ou armazenamento; contaminação de aquíferos pelo uso não controlado de pesticidas na agricultura.

Ao desactivar indústrias e procurar novo aproveitamento para os solos (casos da Expo 98, de terrenos da Siderurgia Nacional, de cais concessionados do porto de Setúbal, e.g.) têm-se encontrado no nosso país situações graves que requerem descontaminação dos sítios, seja por transferência dos solos poluídos (se legalmente possível e tecnicamente viável), seja por aplicação de técnicas de descontaminação ou, no mínimo, pela monitorização e controlo do grau e evolução da contaminação existente.

* Professor, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Nova de Lisboa

A geotecnia ambiental ocupa-se dos fenómenos associados à migração e transporte dos poluentes nos solos e das técnicas para controlar aqueles processos e descontaminar os solos se for necessário. A perspectiva sectorial das questões que vão ser aqui tratadas, beneficia com a referência à categorização habitual dos poluentes em função de propriedades físico-químicas:

- Poluentes que são mais densos do que a água e que migram por gravidade são designados pela sigla DNAPL (*Dense Non Aqueous Phase Liquid*) e exemplificados por óleos de vários tipos.

- Poluentes menos densos que a água e que tendem a flutuar nos aquíferos e que são designados por LNAPL (*Light Non Aqueous Phase Liquid*) e exemplificados por gasolinas e solventes.

Outra classe de poluentes com presença frequente nos solos nacionais é a de metais pesados, designação que é auto-explicativa, como o são as designações de poluentes radioactivos, poluentes agrícolas (nitratos e pesticidas) e poluentes de explorações mineiras.

Esta nota incide principalmente sobre estudos de transporte de poluentes miscíveis na água, i.e. fenómenos monofásicos. A fenomenologia é essencialmente conhecida, mas a modelação matemática tem imperfeições compreensíveis pela complexidade dos sistemas envolvidos. Por outro lado, a calibração computacional a partir de protótipos é uma expectativa irrealista por razões logísticas, heterogeneidade de sistemas reais, tempo exigido para as observações e dificuldade em efectuar as últimas de modo espacialmente significativo e sem perturbar os processos em jogo.

A conjugação destes factos conduziu à utilização de modelos físicos em centrífugadora geotécnica, na procura de dados que permitam aperfeiçoar os modelos computacionais, por um lado, e gerar resultados aplicáveis à previsão da evolução temporal e espacial de manchas de poluição dos solos, bem como viabilizar técnicas de descontaminação.

A natureza de adicionais problemas criados pelo uso de centrífugas e suscitados, por exemplo, pela modificação de gradientes hidráulicos e por semelhança física incompleta exige, no entanto, o estabelecimento de uma base de conhecimentos que ainda está a ser construída pela comunidade dos utilizadores de centrífugas. Este conjunto de constatações motivou a preparação de um projecto de cooperação europeia em que participam sete países (França, Reino Unido, Alemanha, Itália, Dinamarca, Holanda e Portugal) através de 11 instituições proprietárias de centrífugas. O projecto é designado pela sigla NECER (*Network of European Centrifuges for Environmental Geotechnic Research*) e encontra-se no segundo ano dos quatro previstos para execução. O autor é responsável científico do projecto na componente nacional que integra a centrífugadora ACUTRONIC 661 do LNEC e uma pequena equipa multidisciplinar de investigadores e técnicos.

As características da centrífugadora do LNEC e a natureza essencial da respectiva modelação foram apresentadas, por exemplo, no Encontro de Mecânica Computacional, no LNEC, Silva (1995) e não se repetem aqui. O enquadramento da modelação a escala reduzida da migração de poluentes em meios particulados nas leis de semelhança será, no entanto, resumido no capítulo seguinte. Em seguida, far-se-á a abordagem metodológica de alguns problemas cuja modelação em centrífugadora está em curso e o resumo preliminar de alguns resultados disponíveis. Antecipa-se, deste modo, a apresentação de subprojectos do NECER que irão ser descritos, após finalizados, em Conferência específica no ano 2000.

A participação nos subprojectos técnicos do NECER processa-se, pelo lado nacional, através do Departamento de Geotecnia do LNEC, em cooperação com o Departamento de Engenharia Civil da UNL. A colaboração mais directa, no NECER, tem-se desenvolvido com o Departamento de Engenharia da Universidade de Cambridge, mas também com o

Laboratoire Central des Ponts et Chaussées (Nantes) e com as Universidades do Ruhr e do País de Gales (Cardiff).

A nível de divulgação de tecnologia e de resultados, as actividades desenvolvem-se em grupo de trabalho autónomo (D) e centra-se na criação de base de dados acessível *on line*, de *video* de divulgação dos princípios de modelação de aplicações geotécnicas (túneis, fundações, offshore, barragens e aterros, sismos, reforço de solos e transporte de poluentes) em centrífugadora e na organização de uma conferência internacional.

2 - TRANSPORTES DE POLUENTES A 1.g

O transporte de poluentes depende de propriedades quer dos solos (granulometria, grau de saturação, composição, mineralógica) quer dos próprios poluentes (viscosidade, composição química, miscibilidade).

No caso do poluente ser um fluido miscível em água a sua migração é estudada do ponto de vista essencialmente físico a que se adicionam, se relevantes, aspectos de adsorção ou de decaimento radioactivo. Processos químicos redox, hidrólise, precipitação, biodegradação não são modelados, ainda, com eficácia, nem se mencionam no seguimento.

O transporte físico de poluentes miscíveis em água é caracterizado por advecção, difusão e dispersão. Em casos concretos, os processos interagem e não é fácil distingui-los, mas a descrição em separado é mais simples e, por isso, se refere abaixo.

A advecção corresponde ao transporte do poluente associado ao movimento da água em que está dissolvido. A velocidade aparente do fluido v_a no meio de porosidade n é dada pela lei de Darcy. Este processo prevalece para velocidades de fluxo relativamente altas ($>10^{-6}$ m/s).

A difusão corresponde ao transporte conseguido por movimentos moleculares aleatórios de natureza comparável à da condução do calor. Esta analogia foi reconhecida por Fick que, em 1855, a utilizou para derivar as equações fundamentais da difusão a partir das leis estabelecidas por Fourier, em 1822, para o calor.

A 1ª lei de Fick só é aplicável a regimes de concentração temporalmente estacionária e afirma que o fluxo F da substância que se difunde é proporcional ao gradiente da concentração c , i.e., $F = -D_{dif} \partial c / \partial x$, sendo D_{dif} o coeficiente de difusão.

A 2ª lei de Fick aplica-se a regimes não estacionários ($\partial c / \partial t \neq 0$) e é estabelecida usando a 1ª lei e o princípio da conservação da massa que conduzem a:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D \nabla^2 c$$

O valor da difusividade D pode ser, por exemplo para certos polímeros, dependente da concentração. Nos estudos aqui abordados, D considera-se constante. Na difusão, o fluido não se desloca e a migração deve-se à transferência de partículas das regiões de mais elevada concentração para as de concentração mais baixa. O fenómeno prevalece, e.g., em fluxos de baixa velocidade permitidos por barreiras de baixa permeabilidade ($<10^{-6}$ m/s).

A dispersão é devida a fenómenos transientes associados à velocidade variável de diferentes partículas do fluido em movimento, causada e.g. por caminhos de escoamento de diferente comprimento e tortuosidade e por heterogeneidade da permeabilidade do solo. Ao ter um escoamento de velocidade variável ao longo do percurso cria-se também um

escalonamento do valor da concentração. A dispersão provoca um espalhamento maior do poluente do que ocorreria se houvesse apenas advecção.

A adsorção, interacção entre o soluto e a fase sólida do solo, é um processo de atenuação, no sentido em que parte da massa poluente é retirada do fluido transportador, e é causada pela permuta de iões entre a solução e as superfícies dos grãos constituintes dos solos. Faz-se notar que esta atenuação da concentração de poluente na água não garante diminuição de efeitos ambientalmente nocivos, já que acarreta quer a contaminação das partículas de solo, quer uma eventual posterior dissolução do contaminante retido nas superfícies granulares.

Equações de transporte por advecção-difusão

A introdução aos modelos em centrifugadora feita a partir de prévias formulações analíticas unidimensionais é simples e não perde conceptualmente pelo que se faz esse tipo de abordagem para introduzir modelos físicos correntes de transporte de massa por advecção-convecção.

Uma situação concreta em que este modelo unidimensional aproxima a realidade física é o da existência de uma camada de solo argiloso seguida de uma camada de solo arenoso não saturado, com o nível freático abaixo desta segunda camada. Um modelo proposto por Lowe, R.K. e K. Badv (1996) para o conseqüente transporte por advecção-difusão conduz à equação

$$(\theta + \rho k_d) \frac{\partial c}{\partial t} = \theta D \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - \theta v \frac{\partial c}{\partial z}$$

em que:

- θ = teor volumétrico de água no solo, adimensional;
- ρ = densidade mássica do solo;
- k_d = coeficiente de distribuição (ml/g)
- c = concentração de poluente à profundidade z e instante t ;
- $n v = v_a$, velocidade de Darcy (n = porosidade);
- D = coeficiente de dispersão hidrodinâmica.

O coeficiente D de dispersão hidrodinâmica, no caso em apreço, é influenciado apenas pela difusão; de facto, em geral, D é dado por $D = D_{mec} + D_{efd}$ em que

D_{mec} = coeficiente de dispersão mecânica, representando os efeitos de variação de velocidade de fluxo no espalhamento do poluente ; e,

D_{efd} = coeficiente de difusão efectiva no meio poroso, representando os efeitos da difusão.

Nos casos em que o fenómeno que predomina é a difusão, e.g. quando há barreiras de argila, a dispersão mecânica é desprezável e $D \cong D_{efd}$. O coeficiente D_{efd} pode, então, obter-se a partir de

$$D_{efd} = \frac{\theta - \theta_{min}}{\theta_{ref} - \theta_{min}} (D_{efd})_{ref}$$

em que:

- θ_{ref} = teor de saturação volumétrica (i.e. porosidade total);
- $(D_{efd})_{ref}$ = coeficiente de difusão efectiva para solo saturado; e
- θ_{min} = teor mínimo de água para o qual não há interligação de água que permita difusão. Para as areias estudadas neste trabalho é $\theta_{min} \cong 0$.

Observa-se que o modelo e a equação diferencial acima descritos se baseiam numa formulação do tipo da equação de Fick, encontrando-se referências mais explícitas na literatura, e.g. Evans, D.C e C. Savvidou (1996), Schofield, A. N. (1994) e relatório Environmental Geotechnics (1997), incluindo efeitos de adsorção. Para os objectivos da introdução de modelação em centrifugadora considera-se bastante a síntese aqui apresentada.

3 - MODELAÇÃO EM CENTRIFUGADORA - LEIS DE SEMELHANÇA

O assunto da semelhança e dos efeitos de escala associados à modelação física de fenómenos de transporte de massa de poluentes tem merecido atenção, com significativo número de publicações referidas e.g. no relatório interno do LCPC para o NECER, “Étude bibliographique sur l’utilisation de la centrifugense en geotechnique de l’environnement” (1996). Dentre os artigos publicados merece atenção especial o de Arulanandan, K. et al. (1988), publicação que tem servido de referência principal nos estudos em curso.

É desejável construir um modelo do solo com as mesmas propriedades materiais do protótipo, nomeadamente permeabilidade, densidade e resistência mecânica. As propriedades do solo são, porém, muito dependentes das pressões. Por exemplo, o índice de vazios e e a permeabilidade é função do índice de vazios. A resistência do solo ao corte, por sua vez, é dependente da tensão normal efectiva no plano de corte.

Resulta destes considerandos que a identidade de propriedades que se procura requer um estado de tensão idêntico no modelo e no protótipo. Esta condição não pode ser satisfeita se a escala geométrica for não unitária e o peso específico do material se mantiver idêntico, no modelo e no sistema real.

No entanto, $L_p/L_m = N$ e $\sigma_m = \sigma_p$ implicam $F_p/F_m = N^2$. Associando as forças homólogas ao “peso” de volumes homólogos, usando o mesmo material, $\rho_m = \rho_p$, aquela relação impõe que

$$(\rho_m V_m) a_m / L_m^2 = (\rho_p V_p) g / L_p^2 \quad \therefore L_m a_m = L_p g \quad \text{i.e.} \quad a_m / g = L_p / L_m = N$$

Conclui-se que aumentando o campo “gravítico”, na centrifugadora, pelo factor N se satisfaz o critério de igual estado de tensão no modelo e no protótipo.

A questão seguinte é a de saber quais as consequências para outras quantidades e leis físicas resultantes de forçar a ocorrência de fenómenos, designadamente o transporte dos poluentes nos solos, em campo gravítico incrementado. Por exemplo, mantendo-se a permeabilidade e a viscosidade, a velocidade intersticial $\bar{v} = v_a/n$, em que v_a = velocidade média de Darcy e n = porosidade, vem aumentada pelo factor N , pondo em causa a validade da lei que apenas inclui termos lineares.

Em primeiro lugar, identificam-se as variáveis com relevância nos fenómenos envolvidos, vide e.g. Silva (1995), e aplica-se o teorema de Buckingham. Chega-se a um conjunto de números adimensionais que permite exprimir a dependência de (c/ρ_f) , i.e. do quociente da concentração do soluto na água pela densidade mássica do fluido, em função de sete números adimensionais:

$$R_e = \frac{\rho_f \bar{v} l_p}{\mu}, \text{ número de Reynolds } (\mu = \text{viscosidade dinâmica, } l_p = \text{diâmetro do grão});$$

$$\Pi_{adv} = \frac{\bar{v} t}{l}, \text{ número de advecção } (t = \text{variável tempo associada à advecção,}$$

$l = \text{comprimento macroscópico característico});$

$$\Pi_{\text{dif}} = \frac{D_m t}{l^2}, \text{ número de difusão (} D_m = \text{coeficiente de difusão molecular);}$$

$$\Pi_{\text{ads}} = \frac{S}{\rho_f}, \text{ número de adsorção (} S = \text{massa de soluto adsorvido/uni. volume);}$$

$$\Pi_{\text{din}} = \frac{gt^2}{l}, \text{ correspondente a efeitos dinâmicos;}$$

$$\Pi_{\text{cap}} = \frac{\rho_f g l l_p}{T_f}, \text{ número de capilaridade (} T_f = \text{tensão superficial na interface fluido -}$$

partícula, igual no modelo e no protótipo para mesmos materiais);

$$P_e = \frac{\bar{v} l_p}{D_m}, \text{ número de Peclet.}$$

Cada um dos grupos adimensionais escolhidos deve ser respeitado no modelo e no protótipo e introduz considerações físicas definidas, abaixo comentadas.

$$R_e = \frac{\rho_f \bar{v} l_p}{\mu} \text{ deve ser inferior a 1, para que o fluxo seja laminar, predominem as forças}$$

de viscosidade e a lei de Darcy seja aplicável. Se esta inequação for desrespeitada, por um lado, a relação velocidade intersticial-gradiente incluiria termos não lineares e, por outro lado, o fluxo perde as características de laminaridade, o que se traduz por incompatibilidades a nível de Π_{din} . Aquela exigência é relaxada, por vezes, aceitando-se que o fluxo ainda é laminar e dominado por forças de viscosidade para $R_e < 10$, limite a partir do qual as forças de inércia dominam e a lei de Darcy é inaplicável. A própria geometria das superfícies freáticas não confinadas se altera e só seria possível manter a sua similaridade com as do protótipo se o grão do material, no modelo, fosse reduzido pela escala geométrica o que introduziria, no entanto, outras dificuldades e não se faz, Goodings (1994).

$\Pi_{\text{adv}} = \frac{\bar{v} t}{l}$ representa o movimento das partículas do fluido. O numerador é a distância percorrida num tempo t pelo fluido e l um comprimento macroscópico, e.g. a altura da amostra. De $(\bar{v} t / l)_m = (\bar{v} t / l)_p$ resulta $[t_m/t_p] = v^*/l^* = N^2$, i.e. $[t_p] = N^2 [t_m]$, e o tempo medido no modelo vem multiplicado por N^2 ao ser convertido para o protótipo. À escala linear 1:50, 10 horas de ensaio na centrifugadora correspondem, em termos de transporte advectivo, a 25000 h i.e. cerca de três anos.

$$\Pi_{\text{dif}} = \frac{D_m t}{l^2} \text{ conduz a uma escala de conversão dos tempos } t^* = N^2.$$

$$\Pi_{\text{ads}} = \frac{S}{\rho_f}, \text{ é, em geral, respeitado se a concentração de poluente for idêntica no modelo e}$$

no protótipo e se se tiver atingido equilíbrio quase instantâneo no modelo (relatório do LCPC, *op. cit.*). Para fluxo de solutos em solos arenosos, a adsorção é geralmente insignificante e Π_{ads} não é causa de problemas, como evidenciado por Arulanandan (1988).

¹ Em geral, $q^* = q_m/q_p$ e $[q]$ = expressão dimensional de q .

$\Pi_{din} = gt^2/l$ introduz a importância relativa de forças de inércia e gravitacionais e uma escala de tempos incompatível com as anteriores ($t^* = N$). Em problemas em que não haja acções dinâmicas tipo sismos ou explosões e para fluxos laminares, pode aceitar-se que esta condição não seja respeitada. Se coexistirem e.g. fenómenos de consolidação e acções sísmicas, a presença simultânea de duas escalas de conversão de tempo tem procurado resolver-se de uma das duas formas seguintes:

- a) Recorrendo a um fluido de viscosidade N vezes maior do que a do protótipo, ou:
- b) Diminuindo a permeabilidade do solo pelo uso de granulometria reduzida.

Não havendo recurso a qualquer destas técnicas nos casos em descrição nesta nota, dispensa-se maior aprofundamento do tema no corpo deste documento.

$$\Pi_{cap} = \frac{\rho_f g l l_p}{T_f} \text{ é respeitado, nos ensaios em centrífugadora, porque } [g]=1 \text{ e as restantes}$$

variáveis têm o mesmo valor no modelo e no protótipo.

$$P_e = \frac{\bar{v} l_p}{D_m}, \text{ número de Peclet, introduz a importância relativa do transporte de massa por}$$

advecção e por difusão, isto é, entre os fenómenos dispersivos de difusão molecular e de dispersão mecânica. Quanto menor for o espalhamento relativo do poluente devido a variação da percolação, menor tende a ser a sua importância em relação à difusão molecular que se torna o processo principal de transporte da massa poluente. Como já se referiu, o transporte de massa monofásico controlado por difusão caracteriza escoamentos de baixa velocidade em projectos que envolvem barreiras argilosas de baixa permeabilidade, como previsto em parte das experiências do NECER. Nestes casos é $P_e < 1$, a dispersão hidrodinâmica é independente de v e podem-se efectuar ensaios em centrífugadora, apesar de não ser possível ter $(P_e)_m = (P_e)_p$. Segundo Hensley e Savvidou (1995) para $P_e \leq 0.4$ o processo que determina o transporte é o de difusão molecular, enquanto para $P_e > 5$ se trata de dispersão mecânica. Para os valores intermédios ocorrem os dois fenómenos.

No caso de processos controlados por advecção, a importância da dispersão é baixa e a exigência $P_e < 1$ pode ser violada.

Estudos experimentais mostram que a dispersão do soluto se pode estudar na centrífugadora com $P_e < 1$, segmento para o qual o quociente D_h/D_d , i.e. a dispersão hidrodinâmica dividida pela coeficiente de difusão livre do soluto, é $D_h/D_d \approx 1$, Hensley, P.J.C. e C. Savvidou (1995).

A Tabela 1 resume as condições descritas e apresenta-se para rápida referência.

Em resumo, os ensaios em centrífugadora, para poluentes miscíveis, respeitam as condições de semelhança sempre que:

- Número de Reynolds < 1 ;
- Número de Peclet < 1 ;
- Adsorção, no modelo, quase instantânea,

admitindo, ainda e como se expôs, excepções a estes requisitos.

Por último, o erro de não respeitar, no modelo, a semelhança de Peclet faz com que se observe a dispersão a um ritmo mais rápido do que o real, i.e. há um erro conservativo se o objectivo for o de avaliar as consequências do transporte de massa do poluente e ainda permite tirar conclusões qualitativas.

Acrescente-se que há problemas de modelação com poluentes não miscíveis e em casos de fenómenos capilares, Heibrook (1997), que não serão, no entanto, objecto privilegiado do texto apresentado em seguida.

4 - MIGRAÇÃO E DETECÇÃO DE POLUENTES

A participação nos sub-projectos do NECER é evolutiva e é de prever que haja modificações de orientação dos actuais projectos até ao último ano da sua execução. No momento, as acções principais em curso e/ou previstas pelo grupo nacional são:

a) Estudos a 1.g e na centrífugadora da migração de poluentes em solos arenosos saturados;

b) Estudo de fenómenos capilares sob campo gravítico acelerado;

c) Comparação de métodos de detecção de plumas poluentes em solos saturados.

Os trabalhos com solos saturados encontram-se em estágio mais adiantado de efectivação e deles se dá conta mais detalhada no seguimento.

4.1 - Solos saturados

Os solos considerados para os estudos foram, até ao momento, os seguintes:

- Areia de Fontainebleau, por ser muito utilizada nos diversos projectos do programa NECER, com as características referidas abaixo;

- Areia artificial de granulometria menos uniforme, fabricada no LNEC;

- Caulino tipo *speshwhite* para simular camada menos permeável.

Tabela 1 - Condições de semelhança para ensaios, em centrífugadora: transporte de poluentes miscíveis.

Variável	Relação (Protótipo/Modelo)
Aceleração	1/N
Geometria "Macroscópica"	N
Geometria "Granular"	1
Tempo	N
Permeabilidade do solo	1
Porosidade do Solo	1
Condutividade hidráulica	1
Velocidade intersticial	1/N
Pressão do fluido	1
Viscosidade do fluido	1
Tensão superficial na interface	1
Densidade do fluido	1
Concentração do soluto	1
<u>Condições ideais:</u>	
Reynolds <1	
Peclét < 1	
Adsorção quase instantânea	

As características granulométricas da areia de Fontainebleau são resumidas pela Fig. 1. A areia B2 de Fontainebleau tem densidade mássica $\rho_s=2.65$, $d_{50}=200\mu$, $d_{10}=0.15$, coeficiente de uniformidade $d_{60}/d_{10}=1.4$, peso volúmico mínimo 13.9 kN/m³ e peso volúmico máximo 16.5kN/m³. A areia artificial tem granulometria compreendida entre 160 μ e 500 μ , mas está ainda a ser fabricada pelo que os dados definitivos da sua granulometria não estão disponíveis.

Estando o solo saturado, a lei de Darcy,

$$q = -K \nabla h$$

entende-se como relacionando a descarga q que mede a velocidade do fluido, com as forças impostas pelo potencial gravítico e pela diferença de carga hidráulica h , designando-se o factor de proporcionalidade K por condutividade hidráulica. Conceitos simples de análise dimensional e dados experimentais conduzem a $K = k (\rho/\mu)g$, em que ρ = densidade do fluido, μ = viscosidade. Ao quociente (ρ/μ) chama-se fluidez e a k chama-se permeabilidade intrínseca ou, simplesmente, permeabilidade. A permeabilidade assim definida é propriedade exclusiva do meio e independente das propriedades do fluido, enquanto K depende do meio particulado e do fluido. Como já se referiu, a lei de Darcy é válida para fluxos em que as forças de viscosidade predominam: se a porosidade for elevada, o gradiente hidráulico induz velocidades a que se podem associar efeitos inerciais importantes. Por isso, o limite máximo para o número de Reynolds é estabelecido, na prática corrente, em 10 para que a lei seja válida. Para solos extremamente finos pode haver igualmente fenómenos que põem a validade da lei em causa, Furbish (1997), tópico que não tem relevância para os solos usados nos estudos relatados na sequência.

4.1.1 - Solutos simuladores de contaminantes

A escolha dos solutos para a modelação obedeceu a vários critérios:

- Compatibilização com os solutos utilizados na Universidade de Cambridge, de modo a aproveitar a respectiva experiência e a dar corpo ao trabalho de cooperação previsto;
- Características (i) de coloração que permitissem utilizar sensores fotométricos e (ii) de ionizabilidade que permitissem fazer medições, também, com sensores de resistividade;
- Características de segurança de manipulação que possibilitassem o seu uso em ambientes laboratoriais, designadamente no Reino Unido, de elevada exigência quanto a efeitos tanto sobre a saúde dos operadores, como sobre o ambiente e restritivos quanto à deposição das amostras pós-utilização nos ensaios;
- Previsão de reduzidos fenómenos de adsorção.

Estes requisitos levaram à exclusão e.g. de cloreto de cobalto e de permanganato de potássio, tendo-se preferido trabalhar com (i) um soluto de sulfato de cobre, com concentração molar 0.1 (2.49g em 100ml de água) e (ii) um corante de pastelaria de composição fundamentalmente orgânica.

Observe-se, no entanto, que o soluto de sulfato de cobre causou fenómenos de adsorção, com consequentes alterações de permeabilidade, que motivaram resultados diferentes dos esperados, quer em tempo de advecção, quer em termos de espalhamento da pluma.

4.1.2 - Sensores de detecção

Os sensores utilizados, como se disse, são ou de resistividade ou fotométricos. Os primeiros sensores são usados por vários laboratórios, enquanto os fotométricos estão em fase experimental de exploração, sendo o conceito originário de Rod Lynch, químico, professor no Departamento de Engenharia da Universidade de Cambridge, vide e.g. Treadway, A.C.J., Lynch, R.J. e M.J. Bolton (1997).

Os sensores de resistividade mostram-se na Fig. 2 quando se preparava a sua calibração no LNEC. Trata-se de sensores miniaturizados, simples que respondem à concentração iónica da água intersticial do solo.

Aplica-se uma voltagem aos pinos externos e lê-se a diferença de potencial entre os dois restantes pinos centrais. Os sensores respondem de acordo com a concentração das soluções diluídas e permitem detectar a sua variação temporal, bem como, se forem colocados vários em diferentes localizações no modelo, a variação espacial da pluma.

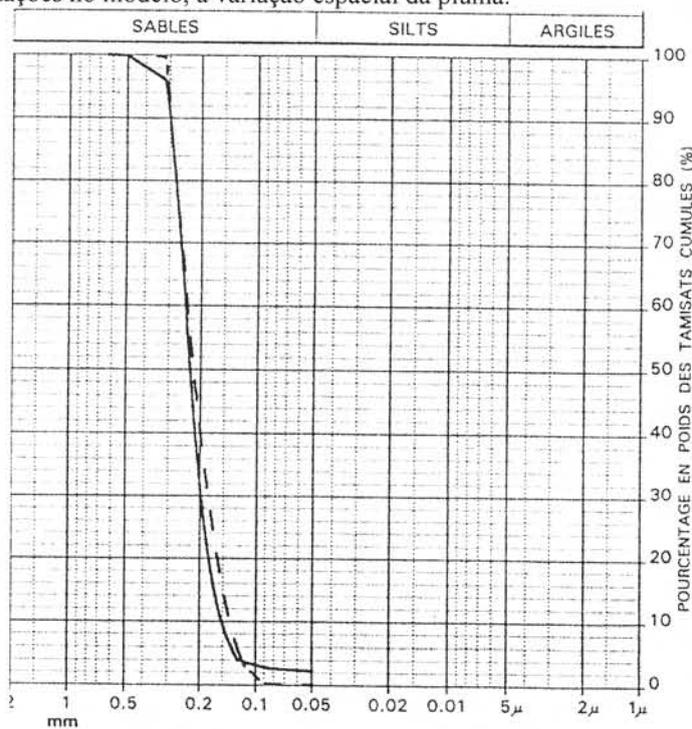


Fig. 1 - Curva granulométrica da areia de Fontainebleau

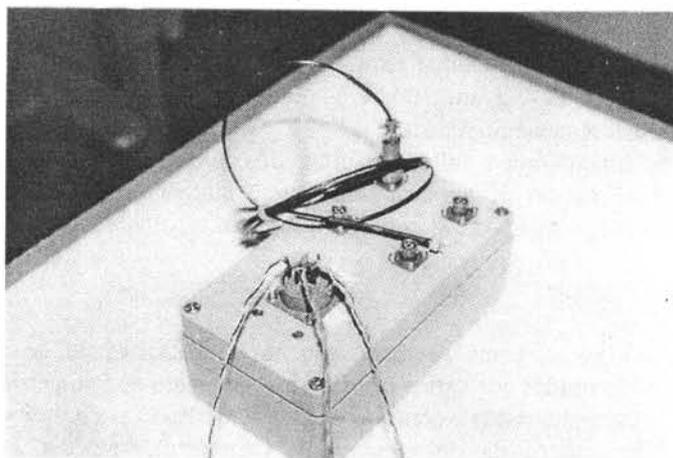


Fig. 2 - Sensores de resistividade (CPCE - LNEC)

Dentre as desvantagens de uso dos sensores de fibra óptica, saliente-se a impossibilidade de identificar o produto químico contaminante e as dificuldades de registo se não houver ionização significativa do poluente.

Os sensores fotométricos mostram-se na Fig. 3, também na oportunidade em que se fazia a sua calibração no CPCE (LNEC). O sensor é essencialmente concebido deste modo: um díodo emissor de luz é acoplado a uma fibra óptica de 1mm de diâmetro e esta fibra conduz a luz até a uma das bases do sensor cilíndrico. Do extremo oposto do corpo cilíndrico sai outra fibra óptica que se liga a um fotodetector, como se esquematiza na Fig. 4. O soluto penetra nesta câmara inter-fibras que constitui o sensor através de placa porosa que impede a entrada de partículas de solo que poderiam impedir a passagem do feixe luminoso que "liga" as duas extremidades das fibras ópticas.

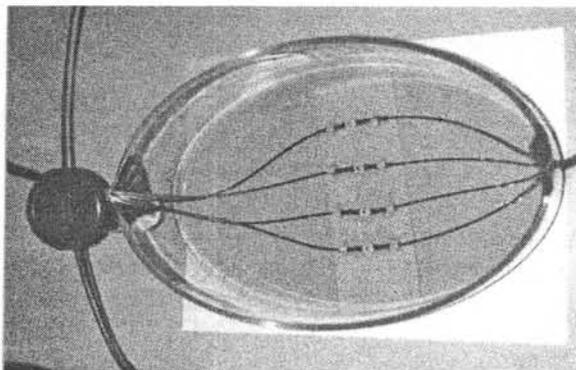


Fig. 3 - Sensores fotométricos de fibra óptica

A luz absorvida pelo soluto é quantificada através da lei de Beer-Lambert, $A = \log \frac{I_0}{I} = \epsilon c l$, em que I_0 é a intensidade de luz emitida, I é a intensidade recebida, c é a concentração, ϵ é o coeficiente de extinção (constante para cada comprimento de onda) e l é o comprimento do trajecto luminoso. A lei de Beer-Lambert pode escrever-se doutro modo:

$$\log I = -\epsilon c l + \log I_0$$

e os circuitos são definidos de modo que a voltagem de saída seja proporcional a $(\log I)$ garantindo que esse *output* é função linear da concentração do soluto. Note-se que o funcionamento destes sensores é unidireccional e que não permitem tirar conclusões quanto à identificação química do poluente.

4.1.3 - Resultados preliminares

Os ensaios iniciais evidenciaram várias dificuldades, inerentes a ensaios desta natureza e à escassa experiência dos intervenientes com alguns dos procedimentos laboratoriais a respeitar. Um dos problemas resultou da introdução involuntária de bolhas de ar nos filtros dos sensores fotométricos e outro da inexistência de pluviómetro apropriado no LNEC de

modo a garantir densidades e índices de vazios semelhantes para ensaios cuja repetibilidade é necessária.

A Fig. 6 resume alguns dos resultados obtidos no programa NECER para areias um pouco menos homogêneas do que a de Fontainebleau, para um corante orgânico. Aos sensores mais profundamente colocados no permeâmetro correspondem plumas mais abertas, e, evidentemente, mais tempo até serem detectadas.

Os sensores que têm vindo a ser aferidos e experimentados no LNEC e em Cambridge prevê-se que passem a complementar a instrumentação de campo utilizada e em desenvolvimento pela equipa da Universidade de Cardiff, também participante no projecto. Nesse caso, usam-se conjuntos Wenner de eléctrodos e faz-se passar corrente eléctrica entre dois eléctrodos e lê-se a diferença de potencial entre outros dois, o que permite obter a resistividade do solo em profundidade, em domínio triangular, e, assim, concluir da presença de poluentes no solo, Harris (1997).

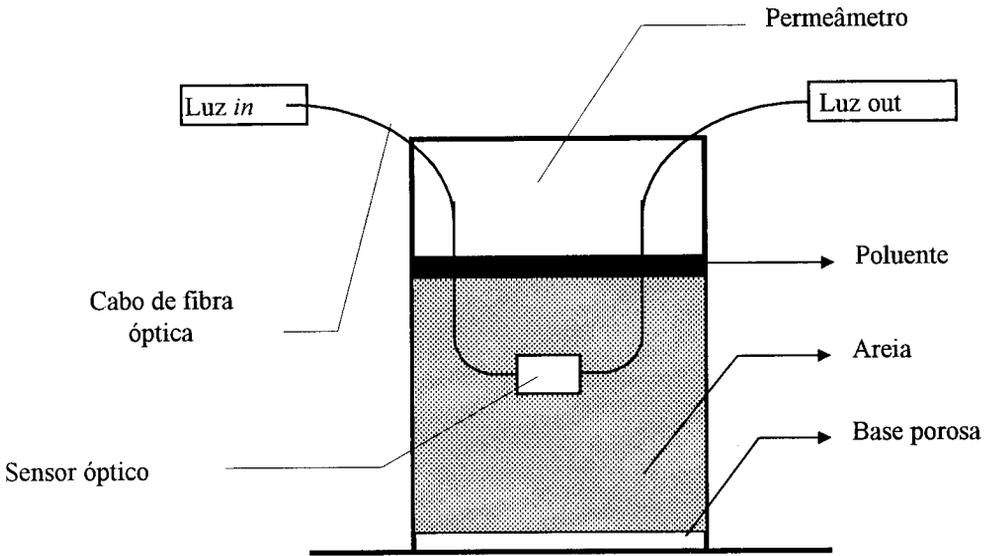


Fig. 4 - Esquema de funcionamento do sensor fotométrico

4.2. Capilaridade e efeitos de escala

A modelação, em centrifugadora, é mais difícil para solos não saturados do que no caso dos solos saturados porque o gradiente hidráulico é acelerado, a validade da lei de Darcy, de proporcionalidade linear, tem que ser reexaminada e a própria rapidez dos fenómenos, em solos de média ou alta permeabilidade, exige tratamento cuidadoso.

Aceita-se, habitualmente, que o fluxo em solos não saturados obedece à lei de Darcy, já exposta, com a substituição da condutividade hidráulica saturada K pela condutividade não saturada K_u que varia com o grau de saturação. A relação entre estas duas quantidades, K_u e grau de saturação, bem como as curvas de relação entre a ascensão capilar e o grau de saturação, encontram-se estudadas de acordo com vários modelos, Furbish (1997) (pág. 309 e seguintes) e determinadas experimentalmente para alguns solos.

Deve-se observar que tem havido dificuldades técnicas com a modelação do perfil de humidade acima do nível freático, bem como com a medição exacta da humidade após os

ensaios em centrífugadora. Normalmente, sempre que haja barreiras de argila a diminuir a permeabilidade, os ensaios levam algumas horas, e só após a paragem da centrífugadora e a remoção do modelo se tem definido o perfil da humidade ascensional por extracção de amostras de solo do modelo e determinação do seu teor em água, correndo o risco de o ter alterado pela desaceleração da centrífugadora e pelo tempo transcorrido nesse processo e até se efectuarem aquelas medições. Esta causa de imprecisão de resultados aconselha o uso de sensores para quantificar espacialmente a ascensão do fluido durante os ensaios, procedimento que se vai adoptar usando a já referida experiência de Cambridge.

A altura capilar h em tubos finos de raio r , imersos em água de densidade ρ_w , sendo δ o ângulo de contacto entre a parede do tubo e a água, ρ_a a densidade mássica do ar e T a tensão superficial é dada por:

$$h = 2T \cos \delta / [g (\rho_w - \rho_a) r].$$

A utilização desta equação em solos parcialmente saturados ou não saturados e em campos de aceleração $N.g$ requer análise. Verifica-se a $1.g$ que, para o caso de água e solos arenosos, com o diâmetro médio dos poros considerado como d_{10} e valendo entre 0.02 e 0.6mm, h assume valores de 0.04 a 0 1.4m, i.e. $h \gg r$, sendo desprezável a influência gravítica.

Se o modelo for sujeito a $50g$ e $d_{10} \leq 0.1mm$, ainda se verifica $h \geq 50r$ e o campo "gravítico" não afecta de modo significativo o valor de h que se pode calcular pela equação acima sem modificações, como referido em relatório da Universidade do Rhuhr, Heibrock (1997).

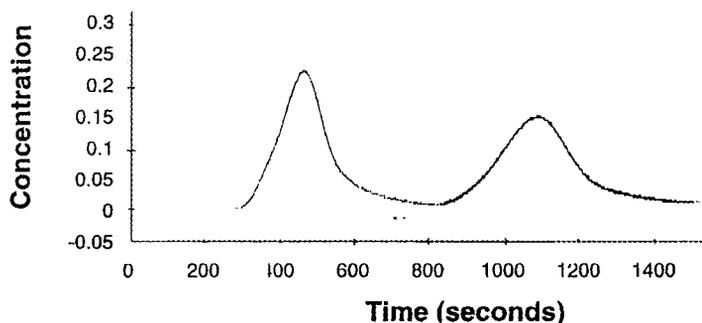


Fig. 5 - Evolução temporal de concentração de soluto orgânico, a duas diferentes profundidades²

Utilizando no modelo o mesmo solo e o mesmo fluido do protótipo, quer d_{10} , usado como o comprimento microscópico característico, quer a densidade do fluido e a tensão superficial na interface solo-fluido (aceitando as indicações existentes de que não depende de g) são iguais. A ascensão capilar h , considerando apenas a parcela associada à gravidade, devido à multiplicação do peso específico do fluido por N , vem afectada por $1/N$.

Ainda que estas hipóteses sejam válidas apenas para problemas controlados pelo potencial gravítico, Arulanandan (1988), como são os que ocorrem abaixo do nível freático, a maioria dos trabalhos de solos não saturados apoia-se nelas. Para solos arenosos finos e solutos aquosos, os resultados publicados sustentam, no entanto, a validade destas opções, com dúvidas a esclarecer no caso de fluidos de densidade apreciável, como é o caso dos NAPL.

² Adaptado de A. Treadway, Lynch & Bolton, art. citado.

O programa de trabalhos do NECER inclui a análise deste tipo de efeitos de escala através de estudos "paramétricos" de sensibilidade de modo a que se estabeleçam limiares de aplicabilidade da centrifugadora ao estudo destes fenómenos, em termos de g_{\max} utilizável. Em termos diferentes, pretende-se conhecer qual o máximo factor de escala N que se pode usar e originar a obtenção de resultados correctos, correlacionando as correspondentes acelerações $N.g$ com o tipo de solo (permeabilidade, composição), o tipo de poluente (viscosidade) e o tipo de fuga de contaminante que se pretenda estudar.

Os trabalhos experimentais neste sub-projecto da capilaridade estão ainda em fase inicial, tendo-se definido o projecto de sistemas a ensaiar, quer a 1.g, quer nas centrifugadoras das instituições envolvidas (LCPC, Universidade do Rhur, Universidade de Cambridge e LNEC) e feito recolha e interpretação de dados publicados. Os ensaios iniciais em centrifugadora estão previstos para Janeiro de 1998. A Fig.6 ilustra parte do sistema concebido e já em fase de execução, em Bochum, para executar ensaios.

No caso de LNAPL's, Petersen e Cooke (1994) indicam que a modificação das propriedades hidráulicas dos solos causada pela amplificação de g também altera o comportamento macroscópico dos LNAPL e a centrifugadora não conduz a resultados correctos. Na mesma Conferência, porém, Mitchell (1994) apresentou resultados de ensaios desse mesmo tipo que considerou correctos, o que mostra a presente incipiência de conhecimentos e incertezas destas metodologias.

5 - CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os trabalhos descritos são ilustrativos do crescente empenhamento europeu em resolver problemas de contaminação de solos e da contribuição que técnicas de modelação física podem dar para concretizar aquele desiderato.

O texto apresenta instrumentação capaz de fazer medições que caracterizam plumas de poluentes miscíveis em água, quer estes sejam ionizáveis, quer sejam orgânicos. Relata, ainda, estudos experimentais já feitos em campo gravítico normal e em centrifugadora geotécnica.

Limitações de aplicabilidade de modelos reduzidos, traduzidas pelos intervalos em que se devem situar os números de Peclet e de Reynolds e relacionadas com a granulometria de solos, com gradientes hidráulicos e com viscosidade de fluidos foram sintetizadas.

Afloraram-se aspectos de tratamento de problemas com DNAPL's e LNAPL's, poluentes que não estão no objecto desta síntese, mas serão analisados ao longo do projecto que se estende até meados do ano 2000.

Por último, refere-se o interesse teórico que o problema de transporte de fluidos em meios particulados tem para a comunidade técnica e científica, seja nas suas vertentes físico-químicas, seja na modelação computacional. Esta última, aliás, depende de calibração que só parece possível através de modelação física de tipo já descrito (Silva, 1995).

Estudos teóricos de fenomenologia e de micro-mecânica de materiais granulares interligam diversas áreas do conhecimento desde a mecânica dos fluidos à ciência dos materiais e da mecânica do dano à física, sendo, nesta perspectiva, importante apontar a teoria da percolação, Stauffer e Aharony (1992). De facto, a percolação está na base de fenómenos importantes para aplicações de engenharia como ressalta da definição possível proposta por Cusak (1987) "percolação pode definir-se como a passagem de uma influência através de um meio irregularmente estruturado". Vista a percolação neste contexto, é possível encontrar literatura científica e técnica em domínios diversos que podem contribuir significativamente para aperfeiçoar modelos usados em geotecnia ambiental, em particular no estudo da capilaridade e de efeitos de escala (Krajcinovic, 1996).

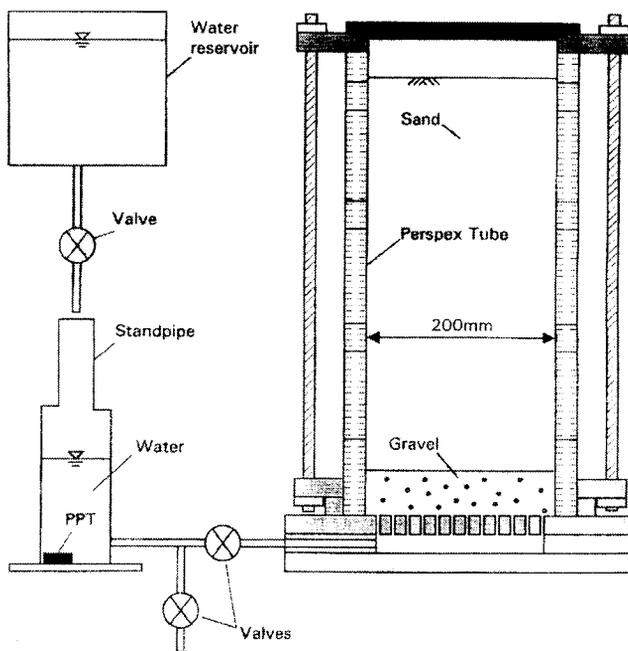


Fig. 6 - Dispositivo para estudar efeito de aumento de g na capilaridade³

O futuro, ao longo da duração do projecto NECER, reserva ao Departamento de Geotecnia do LNEC o desafio de responder, ao menos, a parte das questões acima identificadas. Assim que pareça oportuno, serão divulgados os resultados parcelares que se obtenham até Agosto de 2000.

6 - AGRADECIMENTOS

O trabalho tem financiamento do projecto NECER do Programa de *Training and Mobility of Researchers*, cobrindo deslocações, consumíveis e horas de utilização da centrífugadora. O texto foi possível, como está, graças à disponibilidade do Professor Rod Lynch da Universidade de Cambridge na divulgação de alguns dados e ao doutor Jacques Garnier do LCPC (Bouguenais) no encorajamento permanente para que o trabalho se desenvolva, apesar da escassez de meios humanos disponíveis no LNEC.

³ Reproduzido de documento interno NECER (Univ. Rhur)

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARULANANDAN *et al.*, "*Centrifuge modelling of transport processes for pollutants in soils*", *Journal of Geotechnical Engineering*, vol. 114, 2, pp. 185-205. Fevereiro 1988.
- CUSAK, N.E., "*The Physics of structurally disordered matter: an introduction*", Adam Hilger Publ., Bristol, U.K., 1987. *Environmental Geotechnics*, TC 5. ISSMFE, Rhur University, Bochum, Setembro 1997.
- FURBISH, D.J., *Fluid Physics in Geology*, Oxford University Press, 1997.
- GILHAM, R.W., CHERNY, J.A., "*Contaminant migration in saturated unconsolidated geological deposits*", *Geophysical Society of America, Special Paper 189*, pp.31-62, 1982.
- GOODINGS, D.J., "*Implications of changes in seepage flow regimes for centrifuge models*", *Centrifuge 94*, pp.393-398, ed. Balkema, Singapore 1994.
- HARRIS, C., "*Geoenvironmental constraints of industrial waste disposal by landfill*", *Conf. Aspectos Ambientais na Gestão Sustentável de Aterros de Resíduos Industriais*, FCT-UNL, Novembro 1997
- HEIBROCK, G., "*Some comments on the influence of accelerated g-levels on capillary phenomena*", draft, NECER meeting, Bochum, September 1997.
- HENSLEY, P.J.C., SAVVIDOU, C., "*Environmental geomechanics and transport processes*", cap.8 in *Geotechnical Centrifuge Technology*, ed. R.N. Taylor, Chapman & Hall, 1995.
- KRAJCINOVIC, D., *Damage Mechanics*, North Holland, 1996.
- LCPC, "*Etude bibliographique sur l'utilisation de la centrifugeuse en geotechnique de l'environnement*", Programme NECER, LCPC, section Mécanique des Sols et Centrifugeuse, Nantes, Outubro 1996.
- LOWE, R.K., BADU, K., "*Advective - diffusive contaminant migration in unsaturated sand and gravel*", *Journal of Geotechnical Engineering*, vol. 122, N° 12, Dec. 1996.
- PETERSEN, S.E., COOKE, D., "*Scaling concerns for immiscible multiphaseflow in porous media*", *Centrifuge 94*, pp.387-392, Singapore 1994.
- SILVA, MANUEL A.G., "*Calibração de Modelos Matemáticos de Meios Porosos por Ensaio em Centrifugadora Geotécnica*", *Anais do 4º Encontro Nacional de Mecânica Computacional*, pp. 899-908, Lisboa, 1995.
- STAUFFER, D., Aharony, A., *Introduction to Percolation Theory*, Taylor and Francis, 1992.
- TREADWAY, A.C.J., Lynch, R.J. & M.J. Bolton, "*Pollution Transport Studies Using an in-situ Fibre Optic Photometric Sensor*", *Geoenvironmental Engineering*, pp.150-160, ed. R. N. Yong e H. R. Thomas, Thomas Telford, London 1997.