



Estudos de Caso e Notas

Alerta: Os artigos publicados nesta seção não são avaliados por pares e não são indexados. A intenção da seção ECNT é prover um espaço para divulgação de dados e estudos de interesse local, sem caráter científico. Sendo assim, a Revista Águas Subterrâneas não se responsabiliza pelo conteúdo publicado.

Disclaimer: Articles published in this section are not peer-reviewed and are not indexed. The intention of the ECNT section is to provide a space for the dissemination of data and studies of local interest, with no scientific character. Therefore, Revista Águas Subterrâneas is not responsible for this content.

A importância da amostragem de solo de perfil completo (ASPC) para a investigação de alta resolução em áreas contaminadas

The importance of whole-core soil sampling (WCSS) for high-resolution site characterization

Marcos Tanaka Riyis^{1, 2}; Edson Arakaki¹; Mauro Tanaka Riyis²; Heraldo Luiz Giacheti³✉

¹ Centro Universitário SENAC

² ECD Ambiental

³ UNESP, Faculdade de Engenharia de Bauru

✉ marcos.tanaka.r@gmail.com, mauro@ecdambiental.com.br, edson@ecdambiental.com.br, h.giacheti@unesp.br

Resumo

A metodologia tradicional de investigação de áreas contaminadas no Brasil se baseia na instalação de poços de monitoramento não afogados com 3 m de seção filtrante e amostragem de solo somente na zona não saturada, realizada na mesma sondagem e com o mesmo equipamento utilizado para fazer a perfuração para a instalação do poço (normalmente trado manual ou helicoidal mecanizado). Essa metodologia não é capaz de fornecer informações suficientes para a elaboração de um modelo conceitual adequado para a área e é incompatível com as normas: NBR 16.434, NBR 15.495-1, ASTM D6282 e com a Decisão de Diretoria 038 (DD-038) da CETESB. Para que esses dispositivos sejam integralmente atingidos, é necessário que, durante a investigação, seja dada prioridade à execução de amostragens de solo de perfil completo (ASPC) que colem amostras representativas de todo o perfil, inclusive na zona saturada. A ASPC deve permitir: a aquisição de amostras para análises químicas e físicas em laboratório; a realização de uma varredura vertical de contaminantes; e a identificação e caracterização das UH. Para isso, é preciso utilizar a técnica *Direct Push*, e dentro dessa técnica, as modalidades *Dual Tube*, *Piston Sampler*, ou em casos especiais, *Single Tube* revestida. Dessas, a que se mostrou mais eficiente para a execução da ASPC foi a *Dual Tube*.

Palavras-chave:

Amostragem de solo
Áreas contaminadas
Investigação de alta resolução
Remediação
Modelo conceitual

Keywords

Soil sampling
Contaminated sites
High-resolution site characterization
Remediation
Conceptual site model

Abstract

The traditional technique of contaminated site assessment in Brazil is based on the installation of 3 meters screen section monitoring wells (2 meters in saturated zone, and 1 meter in vadose zone), and soil sampling only in the vadose zone, performed in the same survey and with the same equipment used to monitoring well installation drilling (usually manual auger or mechanized hollow auger). This technique is not capable of providing enough information for an appropriate conceptual site model elaboration and is also incompatible with the following standards: NBR 16.434, NBR 15.495-1, ASTM D6282 and CETESB Board Decision 038 (DD-038). For these objectives to be fully achieved, it is necessary to prioritize, in site assessment, the use of whole-core soil sampling (ASPC), that collects representative samples of the full profile, including the saturated zone. The ASPC should allow: the acquisition of samples for chemical and physical analysis in the laboratory; conducting a vertical screening of contaminants; and the identification and characterization of the Hydrostratigraphic Units. For such proposal, it is necessary to use *Direct Push* technique, and within this technique, the *Dual Tube*, *Piston Sampler*, or in special cases, *Cased Single Tube* methods. Of these, the one that proved most efficient for the execution of the ASPC was the *Dual Tube*.

DOI: <https://doi.org/10.14295/ras.v33i4.29735>

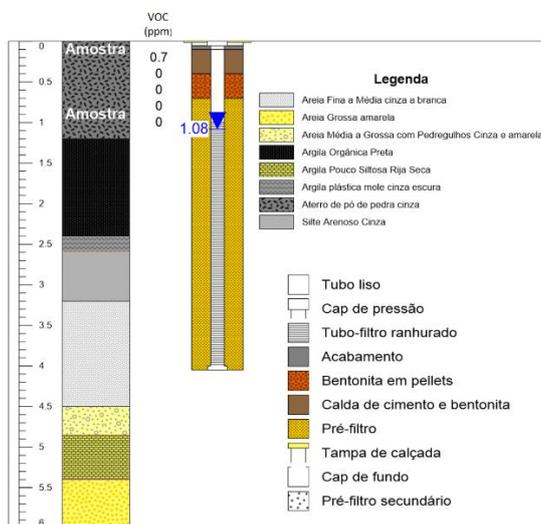
1. INTRODUÇÃO

As investigações de áreas contaminadas no Brasil, particularmente no estado de São Paulo, tiveram um grande desenvolvimento no início

do século XXI, por ocasião da obrigatoriedade dos postos de combustíveis do estado gerenciarem seus passivos ambientais em seus processos de licenciamento ambiental (CETESB, 2017). Porém, embora tenha havido um aumento substancial na identificação de áreas contaminadas em SP, a abordagem de investigação dessas áreas manteve-se a mesma por mais de 15 anos. Essa abordagem consiste em priorizar a instalação de poços de monitoramento (PMs) não afogados com seção filtrante de 3,0 m de comprimento, independente do meio físico, e coletar poucas amostras de solo somente na zona não saturada.

Uma síntese dessa abordagem pode ser vista na Figura 1, que mostra um perfil hidroestratigráfico e um poço de monitoramento. Pode-se perceber que a seção filtrante do PM está posicionada em cinco unidades hidroestratigráficas diferentes (aterro, argila orgânica, argila plástica, silte arenoso e areia fina a média). Assim, nenhuma informação desse poço pode-se relacionar com qualquer das unidades hidroestratigráficas atravessadas por ele, pois as informações lá coletadas (potencial hidráulico, condutividade hidráulica, concentrações de substâncias químicas) são “médias ponderadas” de todas as unidades, logo, não permitem nenhuma tomada de decisão. Além disso, na eventualidade de haver contaminação em alguma das unidades hidroestratigráficas, o poço de monitoramento, após a sua instalação, tornou-se um provável caminho preferencial dessa contaminação ao interligar as unidades.

Figura 1. Perfil hidroestratigráfico em uma investigação tradicional, com a coleta de duas amostras de solo na zona não saturada (uma na maior medida de Composto Orgânicos voláteis - VOCs, outra na “franja capilar”) e instalação de poço de monitoramento de seção filtrante de 3 m.



Outros fatores relevantes podem ser observados na Figura 1, onde a amostragem de solo com a finalidade de entender a distribuição das substâncias químicas de interesse (SQIs), atendendo aos procedimentos mínimos exigidos em investigações de postos de combustíveis (CETESB, 2006). Tal procedimento foi inexplicavelmente extrapolado pelo mercado para qualquer investigação de áreas contaminadas no Brasil, sendo feita até o limite da zona não saturada, ou seja, até a profundidade do nível de água, ignorando a eventual massa de SQIs que esteja imobilizada no solo saturado. Essa questão será tratada em detalhes posteriormente, mas, a partir desse fato, pode-se fazer o seguinte questionamento: se a amostragem de solo foi feita somente na zona não saturada, como o autor da interpretação desse perfil pode ter alguma certeza sobre a representatividade dessas informações? Portanto, além do perfil apresentar falhas conceituais que podem inviabilizar todas as informações obtidas por meio desse poço de monitoramento, não é possível tomar decisões adequadas com base nesse perfil, pois não se pode confiar na representatividade dos dados apresentados na Figura 1.

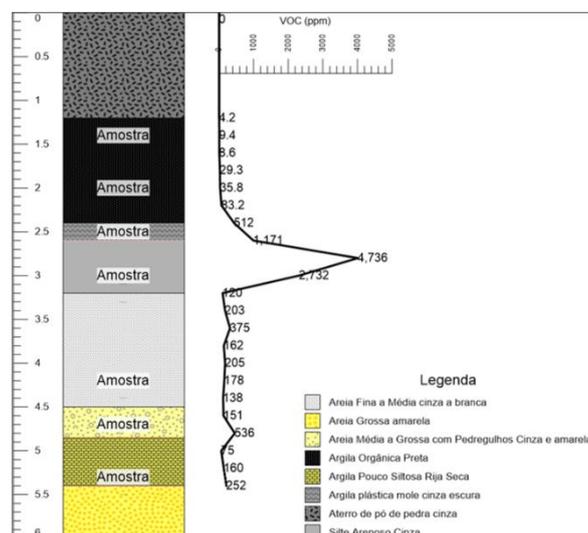
Longe de representar uma exceção, o exemplo que se apresenta na Figura 1 mostra como eram feitas a grande maioria das investigações de áreas contaminadas no Brasil, particularmente no estado de São Paulo, ou seja: prioridade na instalação de poços de monitoramento; poços não afogados, com seção filtrante de 3,0 m; amostragem de solo somente até o nível d'água; avaliação do solo na escala de metros (a cada metro, é realizada uma avaliação qualitativa em campo); poucas amostras de solo enviadas ao laboratório para análises químicas; uma (no máximo duas) amostra de solo por ponto, independente do meio físico e da profundidade, sendo que essa amostra pretende representar todo o perfil.

Com essa abordagem, não é possível elaborar um Modelo Conceitual da Área (MCA) que permita ao Responsável Técnico estabelecer um diagnóstico tecnicamente defensável para avaliar os riscos da contaminação da área para os bens a proteger (entre outros, à saúde humana), tampouco para propor uma intervenção na área que promova a sua reabilitação para uso. É preciso, portanto, mudar a abordagem de investigação de áreas contaminadas e romper com os costumes vigentes no mercado.

Como um exemplo, a Figura 2 mostra o perfil do mesmo ponto, porém, com mais informações, indicando que a amostragem de solo ocorreu no perfil completo. As SQIs, no caso, Compostos Orgânicos Voláteis (VOCs), foram analisadas qualitativamente em campo tam-

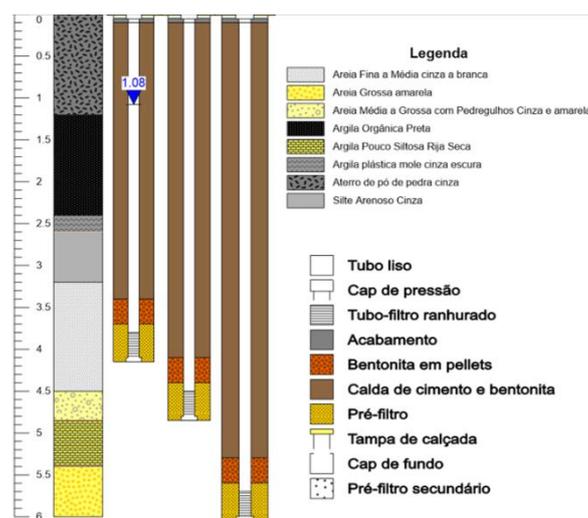
bém no perfil completo, uma vez que foram coletadas várias amostras de solo para análises químicas, bem como foram identificadas, delimitadas e caracterizadas as unidades hidroestratigráficas (UH). Pode-se observar nessa figura que foi coletada pelo menos uma amostra para análise química em cada UH identificada, diferente da Figura 1, onde só foram coletadas amostras na zona não saturada (superficial e “franja capilar”).

Figura 2. Perfil hidroestratigráfico com as profundidades onde foram coletadas as diversas amostras para análises químicas associado a um perfil de varredura vertical de VOCs realizado em campo



A Figura 3 mostra que, no mesmo perfil, após a avaliação das características do solo, foram instalados poços de monitoramento de seção curta, apenas na unidade hidroestratigráfica de interesse, um em cada unidade identificada como zona de fluxo. Essa abordagem está coerente com o que se observa na literatura internacional (PAYNE et al., 2008; SUTHERSAN et al., 2015; SUTHERSAN et al., 2017) e pode ser implementada a partir de uma tarefa historicamente relegada a um segundo plano nas investigações: a amostragem de solo!

Figura 3. Perfil hidroestratigráfico elaborado a partir da amostragem de solo, realizada antes da instalação dos poços de monitoramento nas unidades hidroestratigráficas de fluxo preferencial.



Porém, ao mesmo tempo que a nova abordagem não pode prescindir da amostragem de solo, ela aumenta o grau de exigência dessa atividade, para garantir a representatividade dos dados coletados. Como ponto de partida, pode-se adotar os procedimentos da norma ASTM D6282 (ASTM, 2014) para a execução da amostragem de solo para fins de investigação de áreas contaminadas.

A disseminação dessa nova abordagem, embora fosse tecnicamente defensável, dependia de algum tipo de exigência legal. Essa lacuna foi preenchida com a publicação da Decisão de Diretoria 038 (DD-038) da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB (2017). A DD-038 traz uma série de mudanças no gerenciamento de áreas contaminadas (GAC) no estado de São Paulo, com o objetivo

de conduzir os atores desse mercado – Responsáveis Legais, Responsáveis Técnicos (Consultorias), agentes públicos, prestadores de serviço – para a emprego das melhores práticas disponíveis. Dentre as diversas modificações surgidas nas normas que regem o GAC, o presente trabalho vai tratar daquelas que influenciam diretamente da etapa de investigação e na amostragem de solo.

A maior importância da amostragem de solo se dá principalmente pelas exigências contidas na DD-038 de se conhecer muito bem o meio físico em todas as etapas do GAC. Mais especificamente, as exigências são: identificar e delimitar todas as unidades hidroestratigráficas; delimitar tridimensionalmente todas as plumas de todas as Substâncias Químicas de Interesse (SQIs) em todos os meios (incluindo o solo) em todas as unidades hidroestratigráficas; quantificar a massa em todos os meios (incluindo o solo) em todas as unidades hidroestratigráficas; investigar a área fonte em alta resolução. Todas essas são umbilicalmente dependentes de uma amostragem de solo adequada.

O objetivo desse trabalho é destacar a importância da amostragem de solo à luz da DD-038, relacionar as técnicas e ferramentas que permitem a coleta de dados representativos e propor uma abordagem mais tecnicamente defensável para essa atividade, fundamental para elaboração de um Modelo Conceitual adequado para embasar as tomadas de decisão na reabilitação de uma área contaminada.

2. METODOLOGIA TRADICIONAL DE INVESTIGAÇÃO DE ÁREAS CONTAMINADAS

As investigações geoambientais de áreas contaminadas no Brasil, particularmente no estado de São Paulo, tiveram um crescimento acentuado no início dos anos 2000, com a publicação da Resolução CONAMA 273 (BRASIL, 2000) e Resolução SMA-05 (SÃO PAULO, 2001), que exigiram dos postos de combustíveis do estado de São Paulo uma avaliação para identificação de eventuais passivos ambientais na área. Paralelamente a isso, a CETESB continuou a avaliar áreas contaminadas de origem industrial até que, na segunda metade dos anos 2000, houve um crescimento expressivo do segmento da construção civil na Grande São Paulo e a necessidade de ações de Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC) para mudança de uso (industrial ou comercial para residencial). As ações da CETESB na avaliação dos passivos ambientais causados pelos postos de combustíveis geraram os primeiros documentos técnicos que estabeleciam as bases da investigação de áreas contaminadas (CETESB, 2006).

A metodologia tradicional para a investigação utilizada indiscriminadamente pelo mercado, não só para os postos de combustíveis, se baseava na instalação de poços de monitoramento (PMs) com 3,0 m de seção filtrante (CETESB, 2006a) com a finalidade de investigar concentrações de Substâncias Químicas de Interesse (SQIs) em fase dissolvida, e/ou de hidrocarbonetos em fase líquida imiscível menos densa que a água (em inglês, *Light Non-Aqueous Phase Liquid* – LNAPL). As amostragens de solo, quando realizadas, eram coletadas e avaliadas de metro em metro, apenas na zona não saturada. De certa maneira amparado pelos procedimentos da época, o mercado, na prática, não utilizava técnicas de amostragem de solo mais eficientes, mas sim, tinha como principal objetivo de investigação realizar as sondagens para a instalação dos PMs. Durante essas sondagens, caso fosse possível, eram coletadas amostras de solo para cumprir as exigências relacionadas com a realização de análises químicas nessas amostras de solo. Desta forma, as amostras de solo, quando coletadas, eram avaliadas em escala de pouco detalhe, com procedimentos de preservação inadequados para analisar compostos orgânicos voláteis (VOCs), e com técnicas e ferramentas pouco eficazes para a amostragem em si.

Para atender as exigências relacionadas às coletas de amostras de solo para a realização de análises químicas, os procedimentos vigentes (CETESB, 2006a) estabeleciam que as amostras coletadas fossem analisadas qualitativamente, em campo, “a cada metro”, empregando equipamento que possibilitasse detectar a presença e concentrações qualitativas de compostos orgânicos voláteis (VOCs) no solo até o nível de água, portanto, somente na zona não saturada. No ponto (que representava 1,0 m de solo do perfil) em que fosse encontrada a maior concentração na varredura de campo, era selecionada uma amostra de solo, que era acondicionada em um frasco de vidro sem preservante com septo de teflon, chamado entre aqueles envolvidos nesse trabalho de “frasco de boca larga”.

Como os procedimentos exigiam a avaliação do solo somente na zona não saturada, priorizava-se a realização de sondagens com o objetivo de realizar a instalação de poços de monitoramento, e essas perfurações (sondagens) eram aproveitadas para se efetuar a coleta das amostras de solo. Desta forma, as amostras eram coletadas com trado manual, trados helicoidais (sólidos ou ocios), ou, em algumas ocasiões, por cravação contínua (*Direct Push*). Nesse caso, a amostragem *Direct Push* era tipicamente realizada deixando o furo de sondagem aberto, sem revestimento. Essa técnica será denominada *Single Tube* (GIACHETI et al., 2015).

A norma que regulamenta a instalação de poços de monitoramento - NBR 15.495-1 (ABNT, 2007), exige que se elabore um modelo conceitual antes do projeto para a instalação de um PM. Deste modo, é necessário que se tenha pelo menos uma descrição tátil-visual das amostras de solo coletadas no ponto onde se pretende instalar o poço. O que se observa, na prática, é que essa exigência poucas vezes era atendida. Provavelmente, a razão para esse fato é o aumento dos custos, bem como ao paradigma vigente, onde toda a prioridade era instalar o PM. Para essa instalação, é necessário realizar uma sondagem com diâmetro suficiente para introduzir a tubulação na zona-alvo do aquífero, e o procedimento empregado nessa sondagem raramente era adequado para a coleta de amostras de solo representativas. Em resumo, a norma NBR 15.497-1 exigia que se fossem coletadas amostras de solo e elaborado um modelo conceitual antes de se fazer um projeto de instalação do PM. Nesse projeto, deveria ser elaborado um adequado dimensionamento dos poços de monitoramento, para só depois fazer a devida instalação do PM. Na prática, o que se observava é que a sondagem era feita, o poço instalado e só então, com as informações obtidas no momento dessa sondagem, a descrição do material dessa sondagem era empregada

para inferir a definição do perfil hidroestratigráfico daquele ponto, resultando em casos como aquele ilustrado na **Erro! Fonte de referência não encontrada.**

Ao atingir a zona saturada não se tinha mais a exigência de coleta de amostras de solo para que fossem feitas análises químicas. Deste modo, ao se atingir o nível de água, o objetivo da sondagem passava a ser somente a perfuração para instalar o PM. As ferramentas mais utilizadas para executar as sondagens para instalação dos PMs no Brasil eram o trado manual e o trado helicoidal mecanizado (sólido ou oco). Nenhuma delas pode garantir amostras representativas para a descrição tátil-visual, portanto, não é possível elaborar um perfil hidroestratigráfico, muito menos um MCA defensável a partir apenas dessas informações. Na Figura 4 é possível observar o solo presente nos trados helicoidais mecanizados. Não é possível fazer uma caracterização adequada do solo coletado, pois ele vem misturado nos espirais do trado, muito menos garantir exatamente em qual profundidade esse solo foi coletado, o que indica que essa é uma ferramenta inadequada para a definição do perfil hidroestratigráfico em nível de detalhe.

Como já foi dito, na metodologia tradicional de investigação, eram instalados poços de monitoramento com seção filtrante longa, de 3,0 m de comprimento. A partir desse tipo de poço são obtidos dados (concentração, condutividade hidráulica, potencial hidráulico, entre outras grandezas) que representam uma média ponderada de toda a sua seção filtrante, portanto, das diversas unidades hidroestratigráficas que atravessam essa seção filtrante. Sendo assim, os dados obtidos por meio desses poços têm escala inadequada, fornecem uma informação com pouco detalhe e não são representativos para se elaborar um Modelo Conceitual adequado nem um diagnóstico apropriado da área. Assim, pode-se afirmar que o emprego de poços de monitoramento, como ferramenta isolada, mesmo sejam adequadamente instalados, não são apropriados para investigação de uma área contaminada, afirmação que está de acordo com diversos estudos realizados e publicados na literatura (PITKIN et al., 1999; EINARSON e CHERRY, 2002; PAYNE et al., 2008; PITKIN, 2008; PITKIN, 2014; ITRC, 2015; SUTHERSAN et al, 2017).

Figura 4. Trados helicoidais ocos com solo proveniente da perfuração



Desta forma, a abordagem tradicional de investigação de áreas contaminadas, que:

- utilizava a instalação de poços de monitoramento praticamente como a única metodologia de obtenção de dados da área;
- instalava esses poços com seção filtrante longa, não afogados e sem relação com o meio físico;
- amostrava o solo apenas na zona não saturada, em escala de pouco detalhe (a cada metro) e com técnicas inadequadas,

não era adequada para a elaboração de um Modelo Conceitual da Área (MCA) confiável, que subsidiasse uma tomada de decisão sobre o projeto de recuperação da área. Para que isso ocorra, é fundamental que o MCA seja elaborado compreendendo as Substâncias Químicas de Interesse (SQIs), sua distribuição nos diferentes meios (solo, água e ar) em escala de detalhe e, fundamentalmente, a sua interação com o meio físico, que é a maior fonte de incertezas em uma investigação (PITKIN et al., 1999; GUILBEAULT et al., 2005; PAYNE et al., 2008; PITKIN, 2008; ITRC, 2015; SUTHERSAN et al, 2015).

A elaboração de um diagnóstico adequado, portanto, de um MCA com poucas incertezas para embasar uma remediação eficiente, não pode estar baseada apenas em delimitar a fase dissolvida em poços de monitoramento. Ignorar variáveis importantes, como a massa imóvel, o fluxo de massa, a interação contaminante/meio físico, as heterogeneidades hidrogeológicas, entre outras, irá acarretar custos mais elevados na remediação, que também será, provavelmente, menos eficiente. Uma boa investigação requer um maior investimento. No entanto, tal investimento pode ser compensado e retornar a quem o fez, pois uma boa investigação, utilizando métodos, profissionais, abordagem e ferramentas adequadas, reduz os gastos na etapa de remediação. Essa economia foi denominada ROI – *Return on Investigation* por Suthersan et al (2015) e estimada em 5 a 14 vezes o valor investido. Essa redução do custo total do projeto se dá porque o

MCA gerado será mais assertivo e com menos incertezas. O ponto de partida para esse diagnóstico é a amostragem de solo de perfil completo.

3. MUDANÇAS DECORRENTES DA DD-038:2017

Com a publicação da DD-038 (CETESB, 2017), e em menor escala, da NBR 16.434 (ANBT, 2015), o panorama mudou e a amostragem de solo passou a ter muita importância dentro da investigação áreas contaminadas.

As mudanças nas técnicas de amostragem de solo se iniciaram com a publicação da norma NBR 16.434 (ABNT, 2015), que é específica para Compostos Orgânicos Voláteis (VOCs). Nessa norma, são estabelecidas algumas possibilidades de preservação em campo das amostras de solo, o que, na prática, inviabiliza o uso dos antigos frascos “de boca larga”, pois a metodologia antiga não garantia a preservação dos VOCs até o momento da análise química. Além disso, é exigido por essa norma técnica utilizar o amostrador *liner* e a técnica da cravação contínua (*Direct Push*) nas amostragens de solo com o objetivo de quantificar os VOCs com análises químicas. A norma também recomenda avaliar em escala de detalhe (a cada 10 cm) a concentração qualitativa dos VOCs no amostrador *liner* com equipamento adequado. Em resumo, a norma NBR 16.434 fez com que as ferramentas mais usadas anteriormente para amostragem de solo (trado manual e helicoidal mecanizado) tivessem de ser substituídas pela técnica *Direct Push* com *liner*.

Mas essa exigência do uso da técnica *Direct Push* não rompeu com outro paradigma: a amostragem de solo ainda era feita somente na zona não saturada, embora muitos autores tenham ressaltado a importância da amostragem de solo na zona saturada para a investigação, especialmente nas áreas fonte, onde mais de 90% da massa está imobilizada no solo (PAYNE et al, 2008; PITKIN, 2008; PARKER et al., 2008; CHAPMAN e PARKER, 2011; STROO et al. 2012; SALE et. al., 2013; RIYIS et al., 2015; SUTHERSAN et al, 2015; ITRC, 2015; VILAR et al, 2018). O mercado brasileiro, mesmo com toda a literatura internacional apontando para a necessidade de uma boa amostragem de solo de perfil completo, que incluísse a zona saturada, ainda estava preso ao mínimo solicitado nos procedimentos iniciais da CETESB para investigação em postos de combustíveis.

Com a DD-038 publicada em 2017 pela CETESB (CETESB, 2017), o panorama mudou completamente, no que se refere à amostragem de solo. A técnica *Direct Push* incluindo a zona saturada passou a ser uma exigência, não mais uma recomendação científica ou acadêmica. A importância da amostragem de solo na investigação aumentou sensivelmente por três pontos principais dentro da DD-038:

- a necessidade de investigação em alta resolução na área fonte,

- o conceito de unidades hidroestratigráficas (UHs), e

- a obrigatoriedade da delimitação e quantificação de massa de Substâncias Químicas de Interesse (SQI) em todos os meios (solo, água e ar) e em todas as UHs.

Assim, a amostragem de solo correta em escala de detalhe passou a ser, explicitamente, a tarefa fundamental de todo o processo de investigação de uma área contaminada, pois permeia os três pontos descritos: possibilita a investigação da área fonte em detalhe; permite a identificação e delimitação das unidades hidroestratigráficas; e possibilita a quantificação da massa no solo ao mesmo tempo em que verifica qual a região mais provável de se encontrar a massa dissolvida em água subterrânea.

A seguir, faz-se um detalhamento das principais mudanças trazidas pela DD-038 na amostragem de solo.

3.1. Delimitação e quantificação de massa no solo

Entre outras coisas, a DD-038 solicita, na investigação detalhada, que a massa das Substâncias Químicas de Interesse (SQIs) seja quantificada e que as todas as plumas sejam delimitadas em todos os meios (água subterrânea, ar do solo e solo). Somente é possível cumprir essa exigência efetuando uma técnica de amostragem que consiga coletar amostras representativas de solo para análises químicas quantitativas. Esse é o primeiro ponto, e fundamental para aumentar a importância da amostragem de solo na investigação: é preciso coletar amostras de solo pelo menos para quantificar a massa e para delimitar a pluma de SQI nesse meio. Como a DD-038 fala em “todas as unidades hidroestratigráficas”, ela exige que a amostragem para quantificação e delimitação da massa imobilizada no solo ocorra também na zona saturada.

A despeito de métodos de varredura (*screening*) vertical de SQIs (como *Membrane Interface Probe* – MIP, métodos *Laser-Induced Fluorescence* – LIF, entre outros) serem muito importantes e úteis na investigação (ROSSI e PITKIN, 2014; McCALL et al., 2014; SUTHERSAN et al., 2015; ISLER et al., 2018; RIYIS et al. 2015a; RIYIS, 2018), não se pode prescindir de amostras de solo para análises químicas em laboratório, de acordo com a DD-038. Os métodos de varredura auxiliam no entendimento da distribuição da massa de SQI no meio e na seleção das amostras a serem encaminhadas ao laboratório, mas não substituem as análises quantitativas.

Diversas referências, como: Parker et al., 2008, Payne et al. (2008), Pitkin (2008), Chapman e Parker (2011), Stroo et al. (2012), Sale et al. (2013), Riyis et al. (2015), ITRC (2015), Vilar et al. (2018) apontam que a maior parte da massa de contaminante está imobilizada no

solo, em fase retida, adsorvida ou residual, normalmente na zona saturada, portanto, a quantificação dessa massa imóvel que está de alguma forma ligada ao solo é fundamental para qualquer plano de remediação. Riyis et al. (2015) demonstraram que o cálculo de massa realizado com alta resolução, ou seja, com uma varredura vertical da SQI e coleta de muitas amostras para análises químicas, permitiu uma estimativa de massa de hidrocarbonetos de petróleo menor que a metade da massa estimada utilizando-se abordagens tradicionais, de analisar apenas uma amostra por ponto. Vilar et al. (2018) e Riyis (2018) mostraram que a massa imóvel na zona saturada em uma área fonte de tetracloroetano é significativamente maior que na zona não saturada.

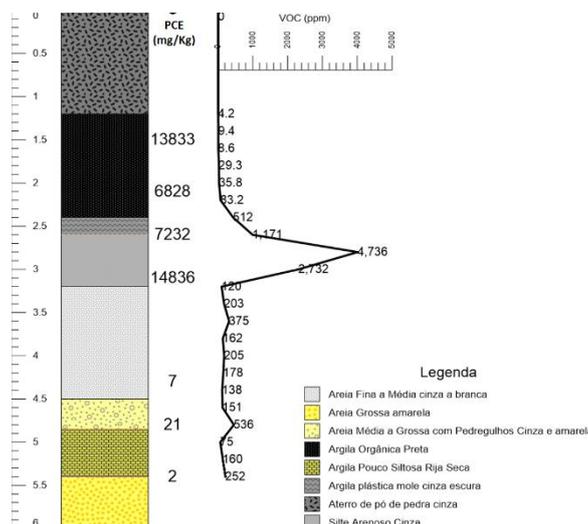
O armazenamento de contaminantes em regiões de baixa permeabilidade é reconhecido como fonte de impactos persistentes a longo prazo sobre as águas subterrâneas. Essas regiões de baixa permeabilidade com massa de contaminação imóvel, também chamadas zonas de armazenamento (PAYNE et al, 2008; PARKER et al. 2008; CHAPMAN e PARKER, 2011; STROO et al. 2012; SALE et. al., 2013; SUTHERSAN et al, 2015, RIYIS et al., 2015; VILAR et al., 2018), são denominadas pela CETESB de fontes secundárias (CETESB, 2017) e, como tal, devem ser adequadamente investigadas, delimitadas, entendidas e quantificadas. Além disso, a DD-038 também exige que as fontes secundárias, bem como as primárias, cessem o seu aporte de massa para que ocorra a reabilitação da área.

Sabendo-se, então, que a maior massa está imobilizada no solo, inclusive no solo saturado, e que a legislação obriga a identificação e quantificação de toda a massa (não só da massa dissolvida), é necessário obter informações quantitativas do solo, particularmente do solo saturado.

Além disso, diversos estudos, como Pitkin (2008), Feenstra et al. (1991), Riyis et al. (2015), Amaral e Neves (2017), Almeida et al. (2018), Vilar et al. (2018) e Riyis (2018) indicam que há uma variação vertical muito grande na concentração de VOCs no solo, então, as análises a cada metro também não estão em escala adequada para a elaboração de um MCA consistente. A Figura 5 mostra um perfil onde foram coletadas diversas amostras de solo na zona saturada para análises químicas de VOCs. Pode-se observar a variação de até 4 ordens de grandeza nos resultados nas concentrações de tetracloroetano (PCE) em menos de 6,0 metros de perfil. Isso indica que avaliar uma área fonte coletando amostras em escala de metros (uma amostra para representar 1,0 m) não é nada representativo. Ainda menos representativo é analisar apenas uma amostra para representar o ponto inteiro. Assim, para o ponto mostrado na figura, qual seria um valor que representaria o ponto inteiro? Outro aspecto importante que se observa nessa figura é que não há concentração de PCE na zona não saturada. Praticamente toda a massa está imobilizada na matriz do aquífero, ou seja, no solo da zona saturada.

Portanto, os trabalhos que foram realizados pela metodologia tradicional, ainda que atendessem aos procedimentos vigentes à época, não são tecnicamente defensáveis para a elaboração de um diagnóstico que quantifique a massa imobilizada no solo, nem o possível aporte de massa desse meio para a água subterrânea.

Figura 5. Perfil hidroestratigráfico associado à varredura vertical de VOC em campo e aos resultados das análises químicas de diversas amostras de solo para quantificação de PCE



3.2. Caracterização da Área Fonte em Alta Resolução

Para a CETESB (2017), área fonte é qualquer área ou região que abriga ou abrigou fontes potenciais de contaminação. Fontes primárias são os equipamentos, recipientes ou produtos que efetivamente vazaram e causaram a contaminação do solo, água subterrânea ou ar do solo. O conceito de fontes secundárias corresponde à massa de contaminante relativamente imobilizada em subsuperfície, ou seja, o produto que infiltrou e/ou o solo contaminado. No caso particular de produtos que contenham compostos orgânicos em fase líquida, como hidrocarbonetos de petróleo, solventes clorados, entre outros, uma preocupação importante é identificar a presença de fase líquida imiscível (*Non-Aqueous Phase Liquid* - NAPL), que pode ser menos densa que a água (LNAPL - Light-NAPL) ou mais densa que a água

(DNAPL – Dense-NAPL). Tanto o NAPL quanto o solo contaminado são fontes secundárias (CETESB, 2017). Segundo ITRC (2015), o conceito de área fonte de NAPL evoluiu nos últimos anos. Na década de 1990 e início dos anos 2000, as áreas fonte eram aquelas afetadas por NAPL exclusivamente em fase livre imiscível e móvel. No entanto, o entendimento atual ampliou essa definição para incluir a massa de contaminante armazenada em zonas de baixa condutividade hidráulica dentro do corpo da pluma, conceito atualmente adotado.

Na maioria das fontes secundárias, não é o NAPL móvel que contém a maior massa de SQI, nem é quem sustenta uma pluma ao longo do tempo, mas sim, a massa de NAPL residual, que está imobilizada nas unidades hidroestratigráficas de baixa condutividade hidráulica (zonas de armazenamento). De acordo com Chapman e Parker (2011) e ITRC (2015), em plumas maduras, a massa de contaminante nas zonas de armazenamento age como uma fonte para ajudar a sustentar a pluma dissolvida através de processos de difusão reversa (*back diffusion*). Assim, muitos dos métodos mais modernos de investigação enfocam o delineamento das heterogeneidades hidrogeológicas e a distribuição de massa de contaminantes em diferentes unidades hidroestratigráficas (PAYNE et al, 2008; ITRC, 2015). Dentre as formas de investigar essa massa nas zonas de armazenamento, a amostragem de solo é a única que garante dados quantitativos, portanto, seu uso é imprescindível nas áreas fonte.

A USEPA (2013) define investigação de alta resolução como estratégias e técnicas usando medidas em escala apropriada e alta densidade de amostras para definir a distribuição da contaminação e o contexto do meio físico em que ela está inserida com baixo grau de incerteza, para embasar remediações mais eficientes e rápidas. Dentro desse conceito, as ferramentas de HRSC podem ser divididas, de acordo com Riyis (2012), em dois grandes grupos: as de varredura (*screening*) vertical de concentrações de substâncias químicas de interesse (SQIs), com as quais se pretende entender a distribuição vertical das SQIs; e as de avaliação do meio físico, com as quais se pretende entender as heterogeneidades hidrogeológicas, as zonas preferenciais de fluxo e armazenamento e a condutividade hidráulica (K) relativa em escala de detalhe.

As ferramentas de investigação de alta resolução para varredura vertical de SQIs em áreas fonte mais conhecidas são o MIP e os métodos LIF. Essas ferramentas, embora forneçam grande quantidade de dados qualitativos das SQIs em escala de detalhe e em tempo real, permitindo o entendimento de sua distribuição vertical, têm algumas limitações de uso no Brasil: não fornecem dados quantitativos (ROSSI e PITKIN, 2014) que são exigidos na DD-038; têm um custo elevado (RIYIS, 2018); e, se usadas isoladamente, não fornecem dados do meio físico. Portanto, não permitem o entendimento da relação SQI com as heterogeneidades hidrogeológicas, fator essencial para a elaboração de um MCA adequado (Suthersan et al., 2015).

Assim, uma das formas mais eficientes e com boa relação custo/benefício para a realização da investigação das fontes secundárias em alta resolução é a amostragem de solo de perfil completo, uma vez que o Responsável Técnico é obrigado a coletar amostras de solo para análises químicas quantitativas para atender a DD-038.

3.3. Unidades Hidroestratigráficas

Como a CETESB, através da sua Decisão de Diretoria 038/2017 (CETESB, 2017), estabeleceu que os relatórios de investigação devem obrigatoriamente definir e delimitar as unidades hidroestratigráficas (UH), quantificar a massa das SQIs em todos os meios em todas as unidades hidroestratigráficas, e que esse diagnóstico deve ser feito “na resolução adequada”, pode-se dizer que o mapeamento detalhado das UHs, e conseqüentemente, das zonas de fluxo e armazenamento em escala de detalhe é tarefa essencial para a elaboração do MCA nas investigações conduzidas no estado de São Paulo.

A hidrogeologia clássica considera UH somente grandes camadas aquíferas ou aquíferas, com grande capacidade de armazenamento ou transmissividade de água, com o objetivo de exploração dos aquíferos, notadamente para abastecimento público (FETTER, 2001). Nas investigações de áreas contaminadas, trabalha-se em outra escala, de um imóvel, não de uma cidade. Portanto, as variações em detalhe (centímetros) das UHs que eram desprezadas na hidrogeologia clássica são muito importantes nas avaliações de fluxo e transporte de contaminantes (Nichols, 2004; Guilbeault et al, 2005; Einarson, 2006; Payne et al, 2008; Suthersan et al., 2017).

Muitos estudos, dentre os quais se destacam Guilbeault et al. (2005), Payne et al. (2008) e Suthersan et al. (2015), destacam a importância da definição das UHs, particularmente das zonas de fluxo, acrescentando que essa definição deve ser em escala de detalhe, uma vez que uma porcentagem inferior a 20% da seção transversal do aquífero condiciona mais de 80% do fluxo e transporte de contaminantes. Ou seja, não é correto, em uma investigação de área contaminada na escala da área investigada, delimitar as UHs em termos de “aterro, aluvião, solo de alteração e rocha matriz”, pois cada uma dessas unidades, quando observada na escala apropriada (de detalhe), apresenta uma heterogeneidade muito grande, ou seja, é composta por muitas “subunidades hidroestratigráficas”, e são elas que devem ser definidas e estudadas, de acordo com a DD-038.

Payne et al (2008) argumenta que, embora a hidrogeologia seja a ciência que estuda o movimento da água em subsuperfície, os principais fatores limitantes desse movimento decorrem do meio em que a água caminha, portanto, ele é fortemente dependente da variação (heterogeneidade e anisotropia) geológica. O entendimento da variação da condutividade hidráulica, então, é o fator chave para o entendimento do meio físico, que vai condicionar o fluxo subterrâneo e o transporte de contaminantes. Suthersan et al. (2015) afirmam que a avaliação da hidroestratigrafia e o mapeamento da condutividade hidráulica são essenciais para a definição do modelo conceitual da área. Vienken e Dietrich (2011) dizem que a variação vertical da condutividade hidráulica determina os caminhos preferenciais de transporte dos contaminantes, com o que concordam ITRC (2015) e Suthersan et al. (2017).

Guilbeault et al. (2005) mostrou que, mesmo em meios homogêneos, pontos de amostragem de água subterrânea distantes verticalmente mais de 30 cm não conseguem determinar adequadamente a distribuição vertical dos contaminantes em fase dissolvida. Einarson et al. (1999) chegaram na distância máxima de 45 cm entre um ponto de amostragem e outro, também em meio homogêneo. Payne et al. (2008) mostraram que mais de 80% do fluxo de massa está restrito a menos que 20% da seção transversal desse aquífero. Todos esses estudos apontam para a necessidade de se avaliar o fluxo e a descarga de massa para que a remediação tenha maior chance de êxito. Para que se tenha uma estimativa adequada do fluxo de massa, é preciso inicialmente identificar e delimitar as unidades hidroestratigráficas em termos de zonas de fluxo e de armazenamento, e só depois obter dados quantitativos e discretizados sobre a concentração dos contaminantes.

Isso posto, é preciso entender como fazer a definição e a delimitação das unidades hidroestratigráficas. Riyis (2012) enumera algumas técnicas de investigação de alta resolução (HRSC) que permitem definir as UHs em escala de detalhe, como o RCPTu (RIYIS, 2012; RIYIS et al., 2013), o HPT (McCALL, 2010), o DPIL (VIENKEN e DIETRICH, 2011) e o Waterloo APS (PITKIN et al., 1999). Porém, embora todas elas sejam excelentes para a definição das zonas de fluxo e de armazenamento em alta resolução, é necessário utilizar uma ferramenta adicional para a investigação da área fonte em escala de detalhe e/ou para a quantificação da massa imóvel nas zonas de armazenamento. A amostragem de solo possibilita a integração das três tarefas, embora a escala para a definição e delimitação das UHs seja de menor detalhe do que se consegue com as ferramentas HRSC. Porém, com a amostragem de solo, tem-se o ganho de se utilizar uma única ferramenta para a realização das três tarefas ao mesmo tempo. Considerando os altos custos para a utilização de ferramentas de HSCR para screening vertical de SQIs, combinar algumas dessas ferramentas para delimitar as unidades hidroestratigráficas com a amostragem de solo de perfil completo (ASPC) é o cenário otimizado de custo benefício para a elaboração de um Modelo Conceitual sólido. Isso ocorre, pois pode-se aliar a alta resolução na distribuição da condutividade hidráulica com a possibilidade de avaliação qualitativa (em campo) e quantitativa (em laboratório) da distribuição vertical das SQIs, tendo como vantagem adicional a possibilidade da identificação tátil e visual do solo.

Sendo assim, para que sejam cumpridas as exigências da DD-038 (CETESB, 2017) e das NBRs 16.434 (ABNT, 2015) e 15.495-1 (ABNT, 2007) nos itens: identificação, delimitação e caracterização das unidades hidroestratigráficas; delimitação das plumas e quantificação de massa das SQIs em todos os meios e em todas as UHs; investigação das áreas fonte e das fontes secundárias em alta resolução; é imperativo o uso de uma técnica de amostragem de solo de perfil completo (incluindo a zona saturada) que possibilite coletar amostras de solo representativas e em escala de detalhe suficientes para a elaboração de um Modelo Conceitual da Área adequado. Na maioria das vezes apenas a amostragem de solo não responderá a todas as perguntas do MCA, mas com certeza é o melhor ponto de partida.

Como esse item se refere às unidades hidroestratigráficas, obviamente se trata da zona saturada, ou seja, abaixo do nível de água. Portanto, as ferramentas aqui apresentadas, incluindo a amostragem de solo, devem permitir que se colete dados na zona saturada. Embora pareça desnecessário ressaltar esse fato, é tradicional no mercado brasileiro de áreas contaminadas que a amostragem de solo seja feita apenas até o nível de água. Coletar amostras de solo na zona saturada impõe uma dificuldade adicional à tarefa de recuperação de amostras representativas da profundidade de interesse, o que reforça a necessidade do uso de ferramentas adequadas. Novamente nesse caso, as ferramentas tradicionais (trado manual ou helicoidal mecanizado) não são capazes de coletar adequadamente tais amostras. Na Figura 4 é possível observar o porquê os trados helicoidais não devem ser utilizados para a coleta de amostras de solo. Eles promovem a mistura de material de diversas profundidades e é praticamente impossível saber a qual profundidade pertence a amostra que chega na superfície.

4. TÉCNICAS DE AMOSTRAGEM DE SOLO

As ferramentas de amostragem de solo de perfil completo (ASPC), dentro da investigação de uma área contaminada, independente do seu objetivo principal (quantificar as SQIs no solo, identificar as UHs, elaborar um perfil, selecionar a zona-alvo do poço de monitoramento, entre outros) devem ser selecionadas de modo a se obter uma amostra representativa da profundidade a ser avaliada.

Especificamente para o objetivo de avaliação química de compostos orgânicos voláteis (VOCs), as coletas de amostras, tanto na zona não saturada como na saturada, devem seguir a norma NBR 16434:2015 (ABNT, 2015), que determina a necessidade da utilização de ferramentas de cravação contínua (*Direct Push*) com *liner*. Ou seja, para amostragens de solo que contemplem a análise química de VOC é **proibido**, utilizar o trado manual e o trado helicoidal como ferramenta de coleta de amostras. Assim, o Responsável Técnico **deve** utilizar alguma técnica *Direct Push*.

Pode-se perguntar se seria adequado utilizar trado manual ou helicoidal mecanizado (oco ou sólido) se o objetivo da ASPC for somente a descrição tátil-visual e/ou a avaliação de concentrações de SQIs não voláteis. Embora não seja explicitamente proibido, para profundidades maiores que um amostrador (tipicamente 0,30-1,50 m), essas não são ferramentas adequadas. Os trados helicoidais mecanizados causam a “mistura” de material amostrado, tornando impossível a identificação da profundidade de onde vem aquela amostra, como pode ser observado na Figura 4.

O trado manual causa bem menos distúrbio que os trados helicoidais, porém, se for utilizado sem revestimento, sempre haverá algum desmoronamento da parede do furo e/ou um “arraste” de material na reentrada da composição no furo de sondagem, fazendo com que a amostra que vier no trado não seja representativa daquela profundidade. Ou seja, provavelmente haverá uma mistura de solo das profundidades superiores com as inferiores. Se a perfuração a trado manual for feita com revestimento, especialmente na zona saturada,

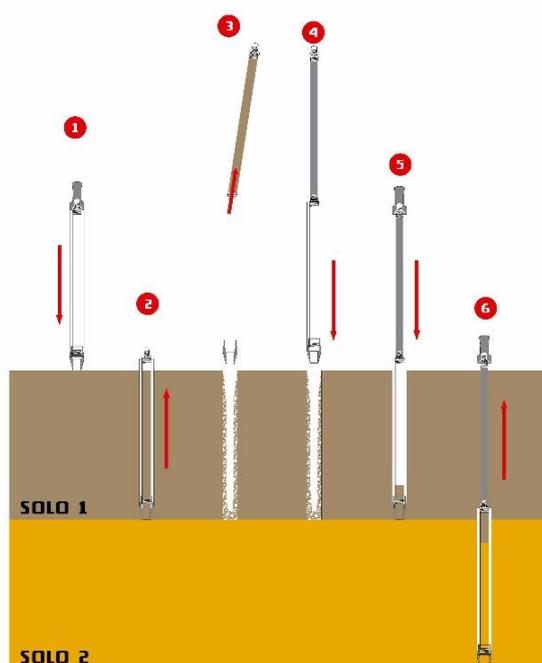
na retirada do trado do furo de sondagem é muito provável que caia solo do trado de volta para esse furo, fazendo com que a próxima amostra seja uma mistura do que caiu com o que estava naturalmente naquela posição. Além disso, o revestimento não é eficiente na sua parte inferior, ou mesmo na lateral perto do fundo da perfuração.

Há uma grande variação do meio físico em alguns centímetros, conforme pode ser verificado na Figura 5, e pode-se observar também, na mesma figura, que as concentrações das SQIs podem variar algumas ordens de grandeza (de 2 para mais de 14.000 mg/Kg) em menos de 6 metros de perfil. Não há uma única amostra que represente todo esse perfil, é preciso coletar muitas amostras, no mínimo uma por unidade hidroestratigráfica, e essas unidades hidroestratigráficas devem ser identificadas também na amostragem de solo e em escala adequada. Assim, as ferramentas de amostragem de solo devem ser representativas nessa escala de detalhe, ou seja, trado manual ou helicoidal mecanizado, embora úteis para executar perfurações, não são ferramentas adequadas para realizar amostragem de solo em áreas contaminadas, nem para a descrição tátil-visual, nem para a avaliação de SQIs não-voláteis.

Sendo assim, como regra geral, a técnica mais indicada para amostragem de solo de perfil completo (ASPC) em investigações de áreas contaminadas é a cravação contínua (*Direct Push*), que basicamente consiste em uma amostragem por percussão (cravação) que utiliza (GIACHETI et al., 2015) uma ferramenta tubular oca de aço carbono, denominada amostrador, que tipicamente mede 1,20-1,50 m de comprimento, 40-70 mm de diâmetro externo e 37-46 mm de diâmetro interno. Esse amostrador contém, em seu interior, um tubo de material plástico (PEAD ou PVC) transparente denominado *liner*, onde serão recuperadas as amostras de solo após a cravação e retirada da composição. Os *liners* em geral têm 1,20 m de comprimento e diâmetro externo de 44 mm.

Porém, há várias modalidades dentro da técnica *Direct Push*. A mais conhecida no Brasil, e largamente utilizada há mais tempo, é a modalidade do amostrador de tubo único de furo aberto, denominada *Single Tube* (Figura 6). Além dela, estão disponíveis no Brasil as modalidades *Dual Tube* e *Piston Sampler*. A norma internacional ASTM D6282 (ASTM, 2014) recomenda essas duas últimas, com a ressalva que chama o *Piston Sampler* de *Single Tube* “fechado”. A mesma norma recomenda explicitamente que a modalidade *Single Tube* aberto, largamente utilizado no Brasil, seja utilizada somente em profundidades equivalentes ao comprimento do amostrador, portanto, de acordo com a ASTM, realizar os trabalhos de investigação de áreas contaminadas que envolva amostragem de solo de perfil completo (ASPC), ou mesmo amostragem de solo mais profundas que o comprimento de um amostrador, é impossível utilizando a técnica *Direct Push - Single Tube* com furo aberto, sem revestimento. As principais diferenças entre as três modalidades *Direct Push* foram descritas e comentadas por Poole et al. (2005), Elis (2014), Riyis et al. (2015) e Giacheti, et al. (2015).

Figura 6. Modalidade *Single Tube* da técnica de amostragem de solo *Direct Push*. **1.** Cravação do amostrador contendo o *liner*; **2.** Retirada do amostrador com *liner* deixando o furo de sondagem aberto; **3.** Retirada do *liner* de dentro do amostrador e recolocação de um novo *liner*. Pode-se observar que há desmoronamento de solo no furo aberto; **4.** Recolocação do amostrador, agora conectado a uma haste de cravação, na posição da amostragem anterior; **5.** Cravação da nova composição amostrador + haste. Pode-se observar que entra material (solo de estratos superiores) no *liner* nesse momento; **6.** O *liner* cravado contém uma mistura do solo de estratos superiores que desmoronou mais o solo que se pretende coletar. Essa mistura vai aumentando conforme profundidade da cravação vai crescendo, gerando amostras pouco representativas. Fonte: Riyis, 2018

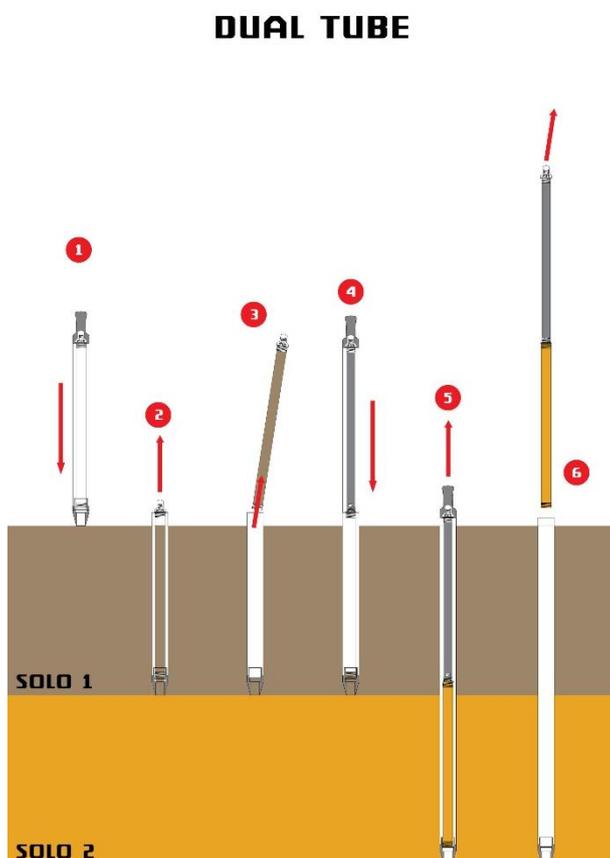


A modalidade *Single Tube* mostrada e descrita na Figura 6 é de fato, inadequada, uma vez que o furo de sondagem tem grande chance de desmoronar (particularmente em materiais arenosos e/ou saturados), ou de diminuir de diâmetro (em argilas sob tensão), fazendo com que a amostra das profundidades seguintes sejam “contaminadas” por material de profundidades superiores, não sendo representativas. Por esse motivo, não está contemplada na norma ASTM D6282.

Como essa modalidade de *Direct Push* não é adequada para a realização de uma ASPC porque deixa o furo de sondagem aberto, é necessário utilizar uma técnica que minimize esse problema. A melhor possibilidade é que a modalidade de *Direct Push* faça o revestimento do solo enquanto a amostragem avança em profundidade. No entanto, existem outras estratégias possíveis dependendo da situação. As modalidades que atendem esse requisito são três:

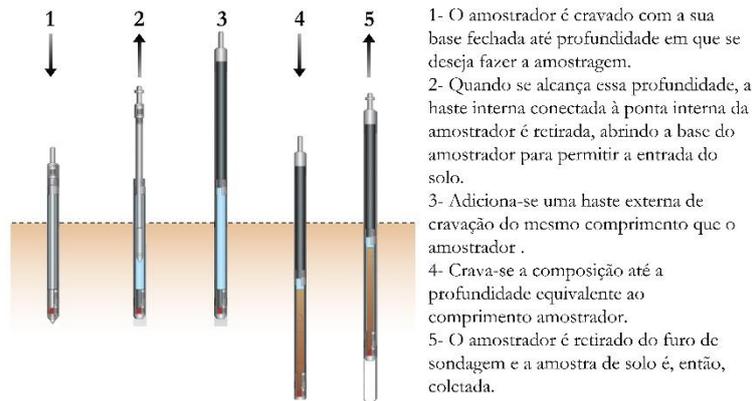
a. *Dual Tube*, mostrado na Figura 7, que consiste na cravação de uma composição externa, que funciona como revestimento, junto com uma composição interna, que coleta as amostras (1, 4). Na retirada das amostras (2, 5), o furo fica revestido pelas hastes externas (3, 6), impedindo a “contaminação” das amostras seguintes;

Figura 7. *Dual Tube*. **1.** Cravação da composição, com tubo externo (revestimento) e tubo interno (*liner*); **2.** Retirada do *liner* de dentro do revestimento; **3.** Encaminhamento do *liner* para avaliação, enquanto o furo de sondagem permanece revestido; **4.** Recolocação do *liner* dentro do revestimento, acoplado a uma haste, formando a composição do tubo interno e acoplamento de novo revestimento, formando o tubo externo; **5.** Cravação da composição, com tubo duplo; **6.** Retirada da composição do tubo interno (haste + *liner*), mantendo o furo revestido. Pode-se notar que não há entrada de material de profundidades mais rasas na amostra, que é, desta forma, representativa daquela profundidade exata; (RIYIS, 2018)



b. *Piston Sampler*, mostrado na Figura 8, que consiste na cravação de uma composição fechada até a profundidade que se deseja amostrar (4), “abertura” dessa composição para permitir a entrada das amostras (5), e cravação da composição apenas na profundidade que se deseja amostrar (6). Na profundidade seguinte, deve-se repetir todo o processo, o que torna o trabalho bem mais lento que as outras modalidades;

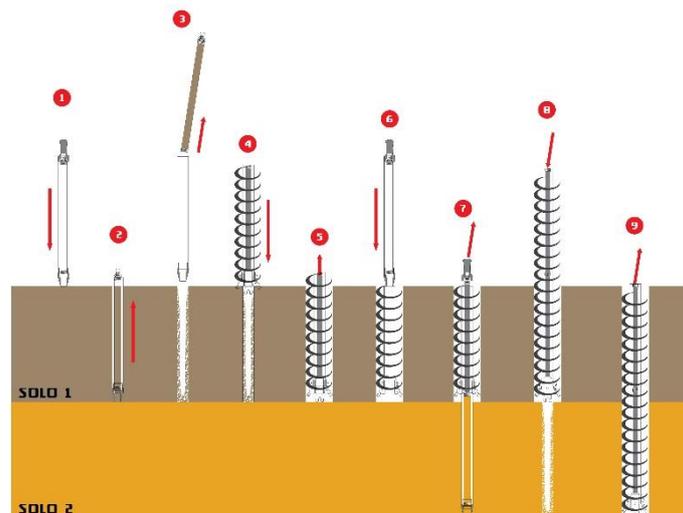
Figura 8 . Diagrama de funcionamento do *Piston Sampler* (GIACHETI, ELIS e RIYIS, 2015)



c. *Single Tube* revestido por trados ocios helicoidais (Figura 9). Nessa modalidade, após a cravação e subsequente retirada da composição (1, 2 e 3), é feita uma perfuração rotativa com trados ocios helicoidais acoplados a uma ferramenta interna que impede a entrada de solo por baixo dos trados ocios ao mesmo tempo em que “expulsa” o material que desmoronou durante a retirada do amostrador *Single Tube* (4 e 5). Desta forma, o furo fica revestido lateralmente pelos trados ocios (6), minimizando a possibilidade de entrada de material externo na amostra a ser coletada. Embora menos representativa que as duas modalidades anteriores, ao utilizar-se o *Single Tube* revestido por trados ocios helicoidais, a amostragem pode ser feita em grandes profundidades, limitadas pela capacidade de perfuração da sonda. Além disso, a limitação da amostragem passa a ser a capacidade de recuperação das amostras dentro do *liner*, que é mais difícil em solos saturados com grande coluna de água.

Figura 9. *Single Tube* revestido por Trados Ocios Helicoidais: **1.** Cravação do amostrador *Single Tube* com *liner* dentro; **2.** Retirada da composição amostrador+*liner* deixando o furo aberto; **3.** Retirada do *liner* do amostrador e desmoronamento da parede do furo de sondagem; **4.** Reabertura do furo de sondagem com Trados Ocios Helicoidais, com uma ferramenta interna (peso, broca de arraste ou *Center Head*) que “entope” os trados ocios e expulsa o solo para as hélices do trado; **5.** Retirada da ferramenta interna. Os trados ocios revestem o furo de sondagem, impedindo o desmoronamento de material; **6.** Recolocação da composição amostrador+*liner* dentro dos trados ocios; **7.** Cravação da composição amostrador+*liner* com o auxílio de uma haste; **8.** Retirada da composição amostrador+*liner*+haste; **9.** Nova reabertura do furo de sondagem com trados ocios helicoidais “entupidos” por ferramenta interna até a profundidade da amostragem de solo anterior; (RIYIS, 2018)

SINGLE TUBE REVESTIDO POR TRADOS OCOS



A principal vantagem da modalidade *Dual Tube* em relação às demais é que ela permite uma recuperação das amostras de solo, ao mesmo tempo em que o tubo externo reveste a sondagem, impedindo, desta forma, que material de estratos superiores se misturem à amostra de interesse (ASTM, 2014; EINARSON, 2006). Outra vantagem importante da modalidade *Dual Tube* é que ela é particularmente melhor ao coletar amostras de solo mais representativas em áreas com a presença de NAPL, especialmente DNAPL, e por isolar essas porções de solo com NAPL, dificultando a migração vertical do contaminante em fase líquida pelo furo de sondagem para outras unidades hidroestratigráficas (POOLE et al., 2005).

Comparando-se o *Dual Tube* com a modalidade *Piston Sampler*, essa leva vantagem em situações em que ocorre a migração ascendente de material pelo fundo do revestimento (material muito friável e com grande coluna de água), porém, o *Dual Tube* é mais seguro em áreas fonte, pois o furo de sondagem em nenhum momento fica aberto. Durante a amostragem com *Piston Sampler*, o furo fica aberto entre a retirada de uma amostra e a recolocação do amostrador, podendo ocorrer, nesse momento, a migração de contaminantes entre as unidades hidroestratigráficas.

Comparando-se o *Dual Tube* com a modalidade *Single Tube* revestido por trados ocios helicoidais, essa leva vantagem ao atingir profundidades maiores, decorrente do furo de alívio feito pelos trados ocios helicoidais. Porém, a técnica rotativa para fazer o furo de alívio e revestir o furo de sondagem não é muito eficiente no revestimento, particularmente ao passar por unidades hidroestratigráficas saturadas, com potencial hidráulico elevado e se forem zona de fluxo, pois os encaixes entre os trados ocios helicoidais permitem a entrada de água e material fino no revestimento, causando a contaminação da amostra abaixo dessa unidade. Além disso, na parte inferior dos trados ocios helicoidais que revestem o *Single Tube* nessa modalidade, há uma ferramenta que auxilia no “corte” do solo (Figura 10), com o objetivo de fazer o solo subir pelos espirais dos trados ocios, mas que causa um distúrbio importante na região imediatamente abaixo dos revestimentos, distúrbio esse que é proporcional ao diâmetro da ferramenta. Os trados ocios helicoidais têm, tipicamente, 180 mm de diâmetro (O *Dual Tube* e o *Piston Sampler*, por exemplo, tipicamente têm 60-70 mm de diâmetro), portanto, causam um grande distúrbio na amostra que será coletada.

Figura 10. Trados Ocos Helicoidais com ferramenta interna de corte, fora dos trados (esquerda) e colocada dentro dos trados (direita)



Poole et al. (2005), Pitkin (2008), Elis (2014), Riyis et al. (2015) e Vilar et al. (2018) mostraram a diferença de interpretação da interação vertical da massa de diferentes SQTs com o meio físico, especialmente com o solo na zona saturada quando se utiliza uma varredura vertical em alta resolução durante a ASPC, quando comparada com a técnica tradicional, de enviar apenas uma amostra daquela perfuração para o laboratório de análises químicas. Portanto, a amostragem de solo de perfil completo (ASPC), incluindo a zona saturada, é peça chave na elaboração de uma investigação, pois, ao mesmo tempo que permite a quantificação da maior massa de contaminante presente na área investigada, possibilita a identificação e delimitação das Unidades Hidroestratigráficas. Mas, para fazer uma ASPC adequada, é preciso empregar uma técnica que permita a coleta representativa dessas amostras. Desta forma, é necessário que seja utilizada uma das três modalidades de amostragem de solo por *Direct Push: Dual Tube*, *Piston Sampler* ou *Single Tube* revestido por trados ocios helicoidais. Somente elas são capazes de coletar amostras de solo que atendam integralmente às exigências da DD-038 (CETESB, 2017), da ASTM D6282 (ASTM, 2014), das NBR 16.434 (ABNT, 2015) e da NBR 15.495-1 (ABNT, 2017). Dentre as três que atendem às normas, a *Dual Tube* é aquela que tipicamente mostra maior eficiência.

5. RESULTADOS PRELIMINARES E DISCUSSÃO

Entre os anos de 2013 e 2019, foram realizadas várias campanhas de estudos no Bairro Jurubatuba, em São Paulo-SP. Nessas diversas campanhas, foram realizadas amostragens de solo em mais de 115 pontos, para diversas finalidades, a maioria delas para aulas práticas dos cursos de Pós-Graduação e Extensão em diversos temas do Gerenciamento de Áreas Contaminadas. Na área de estudo há dois perfis hidroestratigráficos típicos até a profundidade de 7,20 metros. O primeiro perfil típico está representado na Figura 11 e o segundo, na Figura 12. O nível de água no local está próximo de 1,0 m de profundidade.

Figura 11. Perfil Típico 1 encontrado na área de estudo

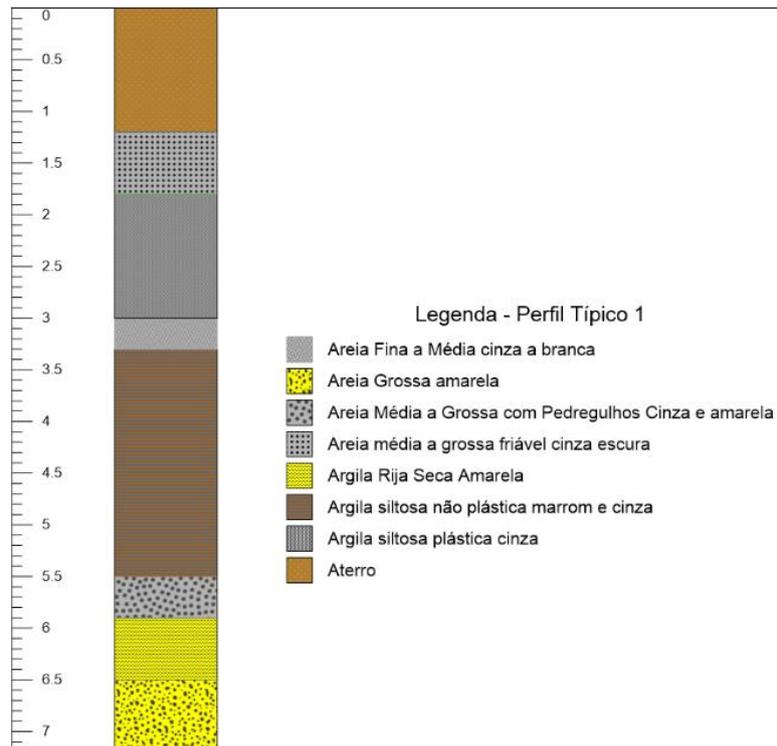
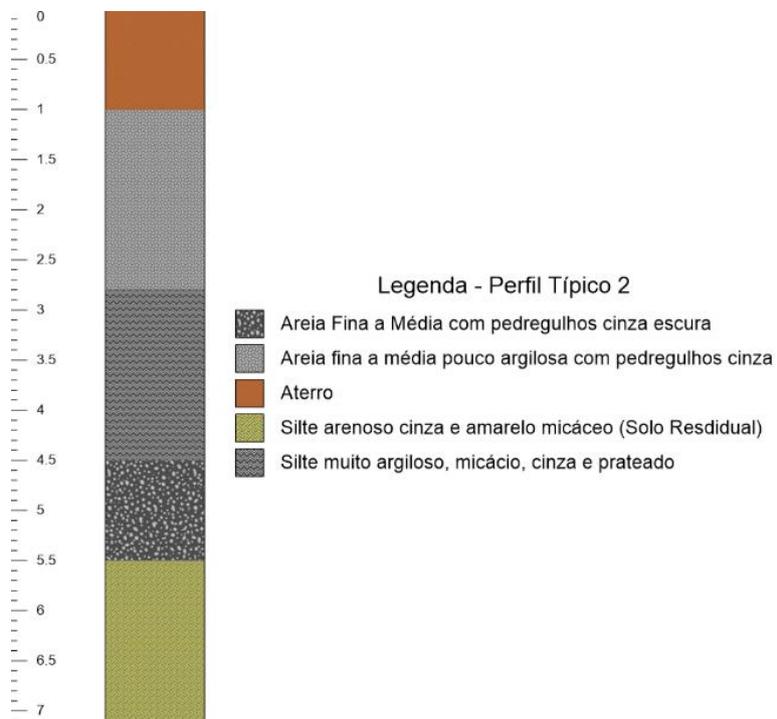


Figura 12. Perfil Típico 2 encontrado na área de estudo



O Quadro 1 mostra uma síntese com a relação entre os pontos de sondagem, as ferramentas utilizadas e os perfis típicos avaliados.

Quadro 1. Número de sondagens realizadas com cada modalidade de amostragem de solo *Direct Push*

Perfil Típico	Modalidade Direct Push	Tentativas Sem Sucesso	Tentativas com Sucesso apenas até 3,60 m	Tentativas com Sucesso Total	Total
1	Single Tube	4	2	0	6
1	Single Tube Revestido	0	4	0	4
1	Dual Tube	0	4	30	34
1	Piston Sampler	0	0	4	4
2	Single Tube	5	0	0	5
2	Single Tube Revestido	4	3	0	7
2	Dual Tube	0	16	7	23
2	Piston Sampler	0	0	32	32
				Total	115

Nesse contexto geológico e hidrogeológico, pôde-se observar que, com a modalidade *Single Tube* com furo aberto não foi possível coletar amostras representativas, mesmo em profundidades menores que 6,0 m, devido à elevada porcentagem de areia presente no perfil, que faz com que o furo de sondagem desmorone se não for revestido. Tipicamente, no Perfil 1, raramente foi possível coletar em 3,6 metros, e nunca em profundidades maiores que essa. No Perfil 2, em nenhuma oportunidade coletaram-se amostras abaixo de 1,20 m, o comprimento do amostrador.

Na modalidade *Single Tube* revestido por trados ocios helicoidais, também não foi possível coletar amostras representativas mais profundas que 2,40 m no Perfil 2 e que 3,60 m no Perfil 1, porque os trados ocios, mesmo com isolamento nas conexões, não foi capaz de revestir o furo de sondagem, principalmente ao ser retirada a ferramenta interna que veda o fundo dos trados ocios (mostrada na Figura 9) e colocação da composição de amostragem *Single Tube*. Nesse momento, o grande diâmetro interno dos trados ocios (100 mm) fazia com que a água entrasse pelo fundo do revestimento, carregando o material friável e impedindo o prosseguimento da amostragem.

Ambas as modalidades *Single Tube* foram pouco utilizadas nessa área porque pôde-se observar que não era possível coletar amostras representativas dessa forma. Elas foram usadas em demonstrações como contra-exemplo, ou seja, para demonstrar sua ineficiência.

A modalidade *Piston Sampler* teve um bom resultado na coleta de amostras representativas, porém, durante a amostragem, o furo permanecia aberto, levando a uma migração de material dos estratos superiores para os inferiores. Essa migração, por vezes, causava interferência nas próximas amostras a serem coletadas. Em algumas situações, particularmente do Perfil 2, essa foi a única técnica capaz de coletar as amostras até os 7,20 m de profundidade, ainda que com as limitações aqui descritas. Além dessas, essa modalidade é significativamente mais lenta que as outras. Como vantagem adicional, também foi possível selar adequadamente o furo de sondagem após as amostragens. Isso era feito após a retirada do pistão interno, na última profundidade, era adicionada a calda de cimento e bentonita por dentro das hastes externas. Em algumas situações, o uso da modalidade *Piston Sampler* revestida por trados ocios helicoidais melhorou a representatividade das amostras coletadas, ao fornecer um duplo revestimento. Ainda assim, nas unidades hidroestratigráficas predominantemente formadas por areia fina pouco friável, havia a migração desse material para dentro dos revestimentos pela parte inferior deles.

A modalidade *Dual Tube* teve um resultado muito bom em todas as amostragens em áreas de Perfil 1. Nas áreas de Perfil 2, não foi possível coletar amostras representativas abaixo de 3,60 m, porque a areia fina pouco friável migrava para dentro dos revestimentos por baixo do mesmo. Também essa modalidade permite um adequado descomissionamento da sondagem, quando a calda de cimento e bentonita é colocada por dentro das hastes externas (revestimento), após o término da coleta de amostras.

Em resumo, nessa situação, a modalidade *Dual Tube* é a mais rápida e a que permite a coleta de amostras mais representativas, exceto nos casos em que a quantidade de areia fina friável no perfil é muito significativa e promove a entrada de material no revestimento pela sua parte inferior. Nesses casos, a única modalidade capaz de coletar amostras, ainda que com alguma dificuldade para se ter amostras representativas, é a *Piston Sampler*, que tem maior eficiência se for usada em conjunto com trados ocios helicoidais.

Destaca-se aqui que é necessário realizar testes e estudos com todas essas ferramentas em contextos hidrogeológicos diferentes para que se possa fazer uma avaliação mais completa dessas modalidades de amostragem de solo de perfil completo (ASPC) por *Direct Push*.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A abordagem tradicional de amostragem de solo, que consistia em coletar solo com trado manual ou helicoidal somente na zona não saturada, não é capaz de fornecer dados suficientes para uma investigação que permita uma medida de intervenção adequada. Isso ocorre por dois motivos principais: o primeiro decorre do fato que as técnicas não permitem a coleta de amostras representativas das profundidades de interesse; o segundo é que a coleta de amostras na zona saturada é essencial para a identificação e delimitação das unidades hidroestratigráficas e é a única maneira de se obter dados quantitativos de concentração das SQIs que permitam a quantificação de massa imobilizada no solo, estimada em mais de 90% da massa total. Dessa forma, para cumprir os objetivos da investigação, a amostragem de solo de perfil completo (ASPC), incluindo a zona saturada, é condição fundamental. No caso particular do estado de São Paulo, entende-se que a metodologia tradicional não atende aos novos preceitos determinados pela DD-038, portanto, não poderia ser utilizada.

Para que o programa de investigação possibilite elaborar um modelo conceitual defensável, é necessário, entre outras coisas, que sejam identificadas, quantificadas e delimitadas as massas de todas as Substâncias Químicas de Interesse (SQIs) em todos os meios, em todas as unidades hidroestratigráficas (UHS), e que a interação dessa massa com o meio físico seja adequadamente entendida. A ferramenta com melhor relação custo/benefício para que esse objetivo seja alcançado é a amostragem de solo de perfil completo (ASPC). Existem outras ferramentas, algumas muito eficientes, mas nenhuma possibilita que se atinja todos os objetivos simultaneamente. Por exemplo, ferramentas de investigação de alta resolução em tempo real, como o MIP ou os métodos LIF, foram idealizadas para possibilitar o entendimento da interação da massa das SQIs com o meio físico, mas não quantificam essa massa nem avaliam adequadamente as unidades hidroestratigráficas. Da mesma forma, o HPT, DPIL e RCPTu são muito eficientes na avaliação do meio físico em escala de detalhe, mas não fornecem informações sobre as SQIs. A combinação MIP+HPT ou OIP+HPT não quantifica a massa, embora avaliem meio físico e SQIs em nível de detalhe. A ferramenta *Waterloo APS* permite que se avalie o meio físico em nível de detalhe bem como que se colete amostras de água em múltiplas profundidades, mas não possibilita coleta de amostras de solo. Portanto, embora a amostragem de solo de perfil completo (ASPC) não resolva todas as lacunas da investigação de uma área contaminada, é um excelente ponto de partida.

Porém, não são todas as técnicas de amostragem de solo que permitem a realização de uma ASPC. Amostragens com trado manual ou helicoidal (oco ou sólido) não são capazes de realizar adequadamente essa tarefa porque não coletam amostras representativas, particularmente na zona saturada, então, é preciso utilizar a técnica da cravação contínua (*Direct Push*).

Entretanto, nem todas as modalidades da técnica *Direct Push* conseguem realizar uma ASPC. A modalidade *Single Tube* com o furo aberto, a mais usada no Brasil, não é aceita pela norma ASTM D6282, porque, ao não revestir o furo, não consegue coletar amostras representativas em profundidades maiores que o comprimento do amostrador. As três possíveis modalidades de amostragem de solo *Direct Push* capazes de realizar uma ASPC são: *Dual Tube*, *Piston Sampler* ou *Single Tube* revestido concomitantemente por trados ocios helicoidais. As três têm vantagens e limitações, e funcionam melhor em condições específicas, mas, tipicamente, a que apresenta maior eficiência é a *Dual Tube*, exceto em situações em que ocorre a migração ascendente de material (tipicamente areia fina friável) pela parte inferior dos revestimentos.

Desta forma, para que um modelo conceitual da área consistente seja elaborado, para que ele seja a base de um plano de intervenção adequado, é preciso, no mínimo, uma amostragem de solo de perfil completo (ASPC) realizada com a modalidade *Dual Tube*, ou alternativamente, com *Piston Sampler* ou *Single Tube* revestida por trados ocios helicoidais.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, C. N. R.; MONTI, A. O. R.; QUEIROZ, S. F.. *Oxidação Química In Situ com persulfato para remediação de área contaminada com organoclorados*. Trabalho de Conclusão de Curso de Pós-Graduação em Gerenciamento de Áreas Contaminadas. Apresentado em junho/2018.
- AMARAL, L. F.; NEVES, A. A.. *Preservação Física e Química de Amostras de Solo para Análise de Compostos Orgânicos Voláteis*. Trabalho de Conclusão de Curso de Pós-Graduação em Gerenciamento de Áreas Contaminadas. Apresentado em outubro/2017.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS – ASTM. *ASTM D 6282 – Standard Guide for Direct Push Soil Sampling for Environmental Site Characterizations*. 2014
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. *Resolução nº 273 de 29 de novembro de 2000. Dispõe sobre prevenção e controle da poluição em postos de combustíveis e serviços*. Brasília. DOU n. 05, de 8 de janeiro de 2001.
- CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *Decisão de Diretoria 010/2006/C de 26 de janeiro de 2006*, São Paulo. 2006.
- CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *Procedimento para Identificação de Passivos Ambientais em Estabelecimentos com Sistema de Armazenamento Subterrâneo de Combustíveis (SASC)*. Anexo IV da Decisão de Diretoria 010/2006/C. São Paulo, 2006a
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *Decisão de Diretoria nº 038/2017/C de 07 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre a aprovação do “Procedimento para a Proteção da Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas”, da revisão do “Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas” e estabelece “Diretrizes para Gerenciamento de Áreas Contaminadas no Âmbito do Licenciamento Ambiental”, em função da publicação da Lei Estadual nº 13.577/2009 e seu Regulamento, aprovado por meio do Decreto nº 59.263/2013, e dá outras providências*. São Paulo. 2017
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Texto explicativo. *Relação de áreas contaminadas e reabilitadas no Estado de São Paulo – Dezembro de 2017*. São Paulo, 2017. Disponível em: <<http://areascontaminadas.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2013/11/Texto-explicativo-1.pdf>>. Acesso em: 07/06/2018.
- CHAPMAN, S.; PARKER, B.. *High-Resolution Field Characterization and Numerical Model of Contaminant Storage and Release for Low Permeability Zones*. SERDP/ESTCP Partners in Environmental Technology Technical Symposium and Workshop. Washington/DC. Dez/2011.
- EINARSON, M. D.; SCHRIMMER M.; PEZESHKPOUR P.; MACKAY D.M.; WILSON, R.D. *Comparison of eight innovative site characterization tools used to investigate an MTBE plume at Site 60, Vandenberg Air Force Base, California*. Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Ground Water: Prevention, Detection, and Remediation Seminar. NGWA/API. Houston, Texas. Novembro, 1999
- EINARSON M.D.; CHERRY, J.A. *A new multilevel ground water monitoring system using multichannel tubing*. Groundwater Monit Rem 22:52–65. 2002
- EINARSON, M.D. 2006. *Multi-Level Ground Water Monitoring*. In: NIELSEN, D. M. (ed) *Practical Handbook of Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring*, CRC Press, Boca Raton. pp. 807-848. 2006.
- FEENSTRA, Stan; MACKAY, Douglas; CHERRY, JOHN, *A Method for Assessing Residual NAPL based on Organic Chemical Concentrations in Soil Samples*. Focus, 1991.
- FETTER, C.W. Jr. *Applied Hydrology*. 4th Edition. Macmillan Publishing Co., New York, New York, 598 pp. 2001.
- GIACHETI, H. L.; ELIS, V. R.; RIYIS, M. T.. *Investigação Geoambiental*. In: ZUQUETTE, L. V. (org). *Geotecnia Ambiental*. Rio de Janeiro. Elsevier. 2015
- GUILBEAULT, M. A.; PARKER, B. L.; CHERRY, J. A. *Mass and Flux Distributions from DNAPL Zones in Sandy Aquifers*. Ground Water, v. 43(1), p. 70-86. 2005.
- ISLER, E.; TERAMOTO, E. H.; BAESSA, M. P. M.; PEDE, M. A. Z.; KIANG, C. H.. *Trapeamento de LNAPL observado por meio da técnica de fluorescência induzida por Laser (LIF)*. Águas Subterrâneas, v. 32, n. 3, p. 315-324, 2018. doi: <http://dx.doi.org/10.14295/ras.v32i3.29137>
- ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council). *Integrated DNAPL Site Characterization and Tools Selection*. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, DNAPL Site Characterization Team. 2015
- McCALL, W. *Tech Guide for Estimating K using HPT. Geoprobe System*. 2010. Disponível em https://geoprobe.com/sites/default/files/storage/pdfs/tech_guide_estk_v5_0_0.pdf
- McCALL, W.; CHRISTY, T. M.; PIPP, D.; TERKELSEN, M.; CHRISTENSEN, A.; WEBER, K.; ENGELSEN, P.. *Field Application of the Combined Membrane-Interface Probe and Hydraulic Profiling Tool (MiHpt)*. Groundwater Monitoring and Remediation, 34 – N.2: 85-95. Spring/2014. doi:10.1111/gwmr.12051
- PARKER, B.L, CHAPMAN, S.W. e GUILBEAULT, M.A. *Plume persistence caused by back diffusion from thin Clay layers in a sand aquifer following TCE source-zone hydraulic isolation*. Journal of Contaminant Hydrology 102, 86–104. 2008
- PAYNE, Fred C.; QUINNAN, Joseph A.; POTTER, Scott T. *Remediation Hydraulics*. Boca Raton: CRC Press. 432 p. 2008

- PITKIN, S.; Cherry, J. A.; Ingleton, R. A.; Broholm, M. *Field demonstrations using the Waterloo ground water profiler*, Groundwater Monitoring & Remediation, Spring, 1999: 122-131. doi: 10.1111/j.1745-6592.1999.tb00213.x. 1999
- PITKIN, S.. *High Resolution Site Characterization at TRIAD Approach*. In: Triad Investigation: New Approaches and Innovative Strategies. 2008. Disponível em www.clu-in.org/conf/tio/triad4/prez/triad4ppt.ppt. Acessado em 01/02/2015
- PITKIN, S.. *High Resolution Site Characterization for Groundwater Short Course* Joshua Barber, EPA Region 3. 2014. Disponível em: <https://clu-in.org/characterization/technologies/hrsc/pdfs/HRSC-Participant-Manual-NARPM-2014.pdf> Acesso em 03 dezembro 2016.
- RIYIS, M. T. *Investigação Geoambiental com Tomada de Decisão em Campo utilizando o Piezocone de Resistividade como Ferramenta de Alta Resolução*. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Faculdade de Engenharia de Bauru, UNESP, Bauru, 2012.
- RIYIS, M.T. *Investigação Geoambiental de Áreas Contaminadas Utilizando Abordagem de Alta Resolução*. Texto de Exame Geral de Qualificação (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) – Faculdade de Engenharia de Bauru, UNESP, Bauru, Janeiro/2018.
- RIYIS, M. T.; GIACHETI, H. L. *Resistivity Piezocone in the Conceptual Site Model Definition*, Soils and Rocks, São Paulo, 40(2): 93-107, May-August, 2017.
- RIYIS, M. T.; GIACHETI, H. L.; DERRITE, R. M.; RIYIS, M. T.. *Investigação geoambiental de áreas contaminadas com elaboração do modelo conceitual em campo utilizando ferramentas de alta resolução (HRSC)*. Revista Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental (RBGEA) Volume 3. p. 125-137, 2013. Disponível em http://www.abge.org.br/uploads/imgfck/file/Artigo_InvestigacaoGeoambiental.pdf
- RIYIS, M. T.; DERRITE, R. M.; RIYIS, M. T. *Estimativa de massa retida de contaminantes utilizando ferramentas de alta resolução (HRSC)*, Revista Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental (RBGEA). Volume 5, nº 2, 2015. p. 38-49. 2015. Disponível em <http://www.abge.org.br/uploads/arquivos/pdf/artigo3201708211410501326.pdf>
- RIYIS, M. T.; DERRITE, R. M.; RIYIS, M. T. *Uso de lâmpada de ultravioleta (UV) para varredura vertical de solos contaminados por hidrocarbonetos de petróleo*, Revista InterfacEHS, Volume 10, número 1. 2015a. Disponível em http://www3.sp.senac.br/hotsites/blogs/InterfacEHS/wp-content/uploads/2015/06/137_InterfacEHS_ed-vol_10_n_1_2015.pdf . Acessado em 05/01/2019
- ROSSI, M.; PITKIN, S; JORDAN, M. *Appropriate use and limitations of MIP in HRSC*. Apresentação na Ninth International Conference on Remediation of Recalcitrant Compounds – Battelle. Monterey, CA. 2014.
- SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente – SMA. *Resolução SMA nº 05 de 28 de março de 2001. Dispõe sobre a aplicação e o licenciamento ambiental das fontes de poluição a que se refere à Resolução nº 273, de 29 de novembro de 2000, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA*. São Paulo. 2001.
- SALE, T.; PARKER, B.; NEWELL, C; J.F. DEVLIN; D. ADAMSON, S. CHAPMAN, K. SALLER. *Management of Contaminants Stored in Low Permeability Zones, A State-of-the-Science Review*. 2013. SERDP Project ER-1740, Strategic Environmental Research and Development Program, Arlington, Virginia
- STROO, H. F.; LEESON, Andrea; MARQUESE, Jeffrey A.; JOHNSON, Paul C.; WARD, C. Herb; KAVANAUGH, Michael C.; SALE, Tom C.; NEWELL Charles J.;
- SUTHERSAN, S.; Quinnan, J.; Welty, N.. *The New ROI: Return of Investment by Utilizing SMART Characterization Methods*. *Ground Water Monitoring and Remediation*, 35-n3. Summer: 25-33. 2015.
- SUTHERSAN, S.; HORST, John; SCHNOBRICH, Matthew; WELTY, Nicklaus; MCDOUGH, Jeff; *Remediation Engineering: Design Concepts, second edition*. 2017.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *What is HRSC?* Disponível em <http://clu-in.org/characterization/technologies/hrsc/hrscintro.cfm>. 2013. Acessado em 01/03/2015.
- VIENKEN, Thomas; DIETRICH, Peter. *Field evaluation of methods for determining hydraulic conductivity from grain size data*. *Journal of Hydrology* 400 (2011) 58-71. 2011. doi:10.1016/j.jhydrol.2011.01.022
- VILAR, J.; JARDIM, L.; RIYIS, M. T.; CUNHA, R. C. A.. *Smart Characterization para mapeamento da distribuição de contaminantes em área fonte impactada por solventes clorados*. Revista InterfacEHS, Volume 13, número 1. 2018. Disponível em <http://www3.sp.senac.br/hotsites/blogs/InterfacEHS/wp-content/uploads/2018/06/02.pdf>