Universidade Estadual Paulista
"Júlio de Mesquita Filho"
Programa Interunidades

DOUTORADO

ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

MARCOS TANAKA RIYIS

CONTRIBUIÇÃO PARA INVESTIGAÇÃO DE ÁREAS CONTAMINADAS COM ABORDAGEM DE ALTA RESOLUÇÃO

Sorocaba
2019

MARCOS TANAKA RIYIS

CONTRIBUIÇÃO PARA INVESTIGAÇÃO DE ÁREAS CONTAMINADAS COM ABORDAGEM DE ALTA RESOLUÇÃO

Tese apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Área de Concentração Geotecnia.

Candidato: Marcos Tanaka Riyis
Orientador: Prof. Dr. Heraldo Luiz Giacheti

Dezembro/2019

Riyis, Marcos Tanaka.
Contribuição para Investigação de Áreas Contaminadas com Abordagem de Alta Resolução / Marcos Tanaka Riyis, 2019
162 f.

Orientador: Heraldo Luiz Giacheti

Tese (Doutorado)– Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Bauru, Bauru, 2019

1. Áreas contaminadas. 2. Investigação de alta resolução. 3. Remediação. 4. Modelo conceitual. 5. Amostragem de solo. I. Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Bauru. II. Título.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Bauru

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA TESE DE DOUTORADO DE MARCOS TANAKA RIYIS, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL, DA FACULDADE DE ENGENHARIA - CÂMPUS DE BAURU.

Aos 18 dias do mês de dezembro do ano de 2019, às 14:00 horas, no(a) Sala C232, Prédio Acadêmico 1 / Centro Universitário SENAC - Santo Amaro / Av. Eng. Eusébio Stevaux, 823 - Santo Amaro, São Paulo - SP, reuniu-se a Comissão Examinadora da Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: Prof. Dr. HERALDO LUIZ GIACHETI - Orientador(a) do(a) Departamento de Engenharia Civil e Ambiental / Faculdade de Engenharia de Bauru - UNESP, Prof. Dr. MARCO AURELIO ZEQUIM PEDE do(a) FUNDUNESP / Rio Claro (SP), Prof. Dr. RODRIGO CÉSAR DE ARAÚJO CUNHA do(a) Curso de Remediação de áreas contaminadas - SENAC / SENAC e CETESB/São Paulo (SP), Profª. Drª. GIULLIANA MONDELLI do(a) Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas / Universidade Federal do ABC, Prof. Dr. VAGNER ROBERTO ELIS do(a) Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas / USP/São Paulo (SP), sob a presidência do primeiro, a fim de proceder a arguição pública da TESE DE DOUTORADO de MARCOS TANAKA RIYIS, intitulada **INVESTIGAÇÃO GEOAMBIENTAL DE ÁREAS CONTAMINADAS UTILIZANDO ABORDAGEM DE ALTA RESOLUÇÃO**. Após a exposição, o discente foi arguido oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final: Aprovado. Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Examinadora.

Prof. Dr. HERALDO LUIZ GIACHETI

Prof. Dr. MARCO AURELIO ZEQUIM PEDE

Prof. Dr. RODRIGO CÉSAR DE ARAÚJO CUNHA

Profª. Drª. GIULLIANA MONDELLI

Prof. Dr. VAGNER ROBERTO ELIS

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Campus de Bauru

PROPOSTA DE ALTERAÇÃO DO TÍTULO

A BANCA EXAMINADORA PROPÕE A ALTERAÇÃO DO TÍTULO DO TRABALHO DO ALUNO: **MARCOS TANAKA RIYIS**

DE: "INVESTIGAÇÃO GEOAMBIENTAL DE ÁREAS CONTAMINADAS UTILIZANDO ABORDAGEM DE ALTA RESOLUÇÃO"

PARA:

CONTRIBUIÇÃO PARA A INVESTIGAÇÃO DE ÁREAS CONTAMINADAS UTILIZANDO ABORDAGEM DE ALTA RESOLUÇÃO

Bauru, 18 de dezembro de 2019

Prof. Dr. Heraldo Luiz Giacheti
Orientador

DEDICATÓRIA

Para Lillian e Vini;

Para os que vieram antes e me ensinaram a lutar por um mundo melhor: Mamãe Miriam e Papai Manoel;

Para os que caminham ao meu lado nessa eterna construção: Lilli, Maurão e Lizete;

Para os que vieram depois e me estimulam a continuar lutando: Vini, Toshio e Guga;

Para os Tanakas, os Riyis e os Gomes que pavimentaram o caminho da minha jornada, principalmente para os mais próximos que não puderam estar aqui para ler esse trabalho: Yayá, Tio Luiz, Ruizão;

Para a ECD Ambiental, por tudo o que me deu nos últimos anos, servindo de bússola durante a minha jornada;

AGRADECIMENTOS

À minha família, por aguentar minha ausência

Ao meu grande amigo Charles, maior responsável pela execução desse trabalho e pelo reconhecimento da ECD no mercado;

À dupla Manoel e Maurão, por terem a visão, sabedoria e desprendimento de fundarem a ECD,

À Ingrid por toda dedicação à causa;

Ao meu orientador, Heraldo Giacheti, pela paciência, compreensão e valorosas contribuições;

Ao meu amigo Rodrigo Cunha, pela grande contribuição durante o percurso desse trabalho e maior ainda na minha formação profissional e pessoal;

Aos meus professores, que despertaram em mim o interesse pela investigação de áreas contaminadas, especialmente: Rodrigo Cunha, Vicente Aquino, Paulo Negrão, Marco Pede, Murray Einarson, Bob Cleary, Suthan Suthersan, David Nielsen, Seth Pitkin, Joe Quinnan, Nick Welty, John Cherry, Beth Parker, Tom Dalzell e Ken Lipscomb;

A todos os meus alunos, ex-alunos, colegas, clientes, parceiros e amigos que muito contribuíram para esse trabalho com ideias, sugestões, críticas, direcionamentos, dados, mão na massa e, especialmente, tempo, disposição e paciência;

Aos cursos de Pós-Graduação em Remediação e em Gerenciamento de Áreas Contaminadas do Centro Universitário SENAC, polo irradiador de conhecimento e ideias para a nossa área de conhecimento;

Ao meu amigo Paulino;

RESUMO

O Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC) é uma exigência legal e uma necessidade da sociedade para garantir o acesso a um meio ambiente seguro. O objetivo do GAC é reabilitar a área contaminada, e essa reabilitação, em grande parte dos casos, ocorre após uma remediação. No entanto, as remediações, de modo geral, são pouco eficientes devido a falhas no diagnóstico, particularmente na elaboração do Modelo Conceitual da Área (MCA). Um MCA adequado precisa responder qual é a massa do contaminante, como é a distribuição desse contaminante, e como se dá a interação dele com o meio físico. O presente trabalho propõe uma abordagem de investigação que forneça dados adequados e representativos para a elaboração do MCA. A abordagem se baseia nos conceitos de: investigação de alta resolução com tomada de decisão em campo; identificação e delimitação das unidades hidroestratigráficas; quantificação de massa de contaminantes; e diferenciação da massa móvel da massa imóvel. Dentro dessa abordagem, foram propostas e avaliadas as seguintes técnicas de investigação: Amostragem de Solo de Perfil Completo (ASPC), Caixa Preta de Luz UV-A, Varredura Vertical de VOCs com Aquecimento em Campo (VVVAC) e Perfilador Vertical do Aquífero (PVA). A metodologia ASPC consiste em coletar amostras de solo representativas do perfil completo em detalhe, inclusive na zona saturada. Os resultados da combinação ASPC+Caixa Preta de Luz UV-A se mostraram análogos aos equipamentos *Laser Induced Fluorescence / Optical Image Profiler* (LIF/OIP) para o entendimento da distribuição vertical qualitativa de hidrocarbonetos (como LNAPL) e os da combinação ASPC+VVVAC se mostraram análogos ao equipamento *Membrane Interface Probe* (MIP) para contaminações por VOCs. Ambas têm a vantagem de permitirem o envio de amostras ao laboratório, além de realizarem a varredura vertical. Os resultados do PVA são análogos à técnica do Waterloo APS, coletando várias amostras de água subterrânea em um único furo enquanto realiza a identificação e delimitação de unidades hidroestratigráficas. Portanto, as abordagens e metodologias estão de acordo com o estado-da-ciência internacional, e as técnicas são eficientes para as finalidades propostas.

Palavras Chave: áreas contaminadas; investigação de alta resolução; remediação; modelo conceitual; amostragem de solo.

ABSTRACT

Contaminated sites management is a legal requirement and a Society need to ensure access to a safe environment. The main goal of Contaminated sites management is rehabilitate Contaminated site, and this rehabilitation, in most cases, occurs only after a remediation. However, remediations are, generally, inefficient, due to failures in diagnosis phase, specially in Conceptual Site Model (CSM) development. An appropriate CSM need to answer the amount of contaminant mass present on environment, how is the contaminant spacial distribution and how is its interation with geology. The presente work proposes an approach that gives valuable and representative data for CSM development. The approach is based on the concepts of: High-Resolution Site Characterization (HRSC) with field decision-making; hydrogeological units identification and characterization; contaminant mass quantification; and mobile/imobile mass separation. Within this approach, the following activities were proposed and evaluated: Whole-Core Soil Sampling (WCSS), UV-A Black Box, VOCs Vertical Screening with Heating on Field (VVVAC) and Vertical Aquifer Profiler (VAP). The WCSS consists in obtain representative and detailed soil samples in whole core, including saturated zone. The results of WCSS/UV-A Black Box combination was similar to LIF/OIP devices for characterization of LNAPL sites and the results of WCSS/VVVAC combination were similar to MIP tests to VOCs contamination. Both combinations allow forwarding soil samples to an off-site laboratory, besides perform vertical contamination screening. PVA results were similar to Waterloo APS device, collecting several groundwater samples in the same borewhole, while provides hydrogeological heterogeneities data. Therefore, the approach is in accordance with state-of-science, and the devices and Technologies are efficient to proposed objectives.

Keywords: remediation, site investigation, high-resolution site characterization, geo-environmental site characterization, conceptual site model.

Lista de Figuras

Figura 1. Modelo de 14 Compartimentos (Adaptado de SALE e NEWELL, 2011, *apud* ITRC, 2015) 35

Figura 2. Exemplo de perfil elaborado a partir de uma investigação tradicional 36

Figura 3. Trado Manual em operação. Fonte: JL Fundações e Padrão Ambiental 38

Figura 4. Amostragem de Solo *Direct Push – Single Tube*: 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 a profundidade da cravação vai crescendo, gerando amostras pouco representativas. 41

Figura 5. Poço de monitoramento convencional 47

Figura 6. *Single Tube* revestido por Trados Ocos 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 Ocos Helicoidais, com uma ferramenta interna (peso, broca de arraste ou *Center Head*) que "entope" os trados ocos e expulsa o solo para as hélices do trado; 5. Retirada da ferramenta interna. Os trados ocos revestem o furo de sondagem, impedindo o desmoronamento de material; 6. Recolocação da composição amostrador+*liner* dentro dos trados ocos; 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 ocos helicoidais "entupidos" por ferramenta interna até a profundidade da amostragem de solo anterior; 54

Figura 7. Dual Tube. 1. Cravação da composição, com tubo externo (revestimento) e tubo interno (l*iner*); 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; 55

Figura 8. Diagrama de funcionamento do *Piston Sampler* (GIACHETI, ELIS e RIYIS, 2015) 56

Figura 9. Solo da perfuração nos Trados Ocos Helicoidais 58

Figura 10. DPST em execução: hastes cravadas, prontas para iniciar o ensaio, com leitura do nível de água manual (esq.) ou com transdutor de pressão inserido nas hastes (dir.) 77

Figura 11. Diagrama de funcionamento do amostrador *Screen Point* (extraído de Giacheti, Elis e Riyis, 2015) 78

Figura 12. Amostras do perfil estratigráfico típico da área A. O solo mais superficial é de aterro (*liner* superior), seguido por intercalações entre argilas, areias e cascalhos 88

Figura 13. Amostras de um perfil estratigráfico típico da área C. O solo mais superficial é de aterro (*liner* superior), seguido por intercalações entre argilas orgânicas, areias, cascalhos e novamente argilas 89

Figura 14. Amostras do perfil básico da Área D 91

Figura 15. Perfil hidroestratigráfico básico da Área D 91

Figura 16. Sonda AMS-Power Probe 9100-ATV 94

Figura 17. Sistema *Dual Tube*: hastes externas e amostrador *liner.* 94

Figura 18. Hastes externas com hastes internas dentro e amostrador *liner* com retentor de amostra (Fonte: Derrite, 2017) 95

Figura 19. Um exemplo da preparação e disposição de equipamentos para ASPC. 96

Figura 20. ASPC sendo realizada: Perfurações no *liner* (esq.), medições com PID em cada furo (centro) e coleta de amostra na profundidade selecionada (dir.) 97

Figura 21. Aquecimento das amostras de solo para realização da VVVAC 100

Figura 22. Caixa Preta de Luz UV-A fechada (esq.) e aberta, mostrando a lâmpada (dir) 101

Figura 23. Liner com amostra de solo sendo colocado na Caixa Preta de Luz UV-A 102

Figura 24. Hastes marcadas, com a mangueira passada e a ponteira de injeção conectada antes do início do ensaio. 105

Figura 25. Detalhe das hastes marcadas e mangueira. 105

Figura 26. Detalhe da ponteira de injeção conectada à mangueira com a tela de inox por onde a injeção e amostragem ocorre. 105

Figura 27. Trapeador montado, com o manômetro conectado a ele. 106

Figura 28. Localização dos pontos de investigação (ASPC e PVAs) na Área D. Fonte: Almeida *et al*., 2018 108

Figura 29. *AMS Power Probe* 9100-ATV e sistema *Dual Tube.* 109

Figura 30. Tomada de decisão em campo e em tempo real sendo realizada na área investigada. 109

Figura 31. Perfil hidroestratigráfico da SD-03 na Área D– Fonte: Almeida *et al*. (2018) 110

Figura 32. Perfil relacionando a descrição tátil-visual com as concentrações de PCE obtidas nas amostras de solo da SD-04 da Área D. 113

Figura 33. Amostra de solo contaminada com óleo lubrificante (parte mais brilhante, do lado esquerdo) fotografada dentro da caixa preta de luz UV-A na Área A. 117

Figura 34. Perfis representativos das quatro sondagens na Área 1 em que a caixa preta de luz UV-A possibilitou identificar a presença de LNAPL. 118

Figura 35. Amostra de solo avaliada na caixa preta de luz UV-A na Área C. Pode-se observar o gânglio de NAPL na parte esquerda da amostra (parte mais brilhante). 119

Figura 36. Amostra de solo avaliada na caixa preta de luz UV-A na Área C. Nessa amostra, não há indício de contaminação por hidrocarbonetos. 119

Figura 37. Perfis hidroestratigráficos elaborados a partir das sondagens SD-01 e SD-02 realizadas na Área 3. 120

Figura 38. VOC medido na ASPC e na VVVAC em profundidade na SD-03 124

Figura 39. VOC medido na ASPC e na VVVAC em profundidade na SD-05. 126

Figura 40. SD-01 da Área C, comparando resultados da VVVAC com medidas de VOCs feita diretamente no *liner*. 127

Figura 41. SD-02 da Área C, comparando resultados da VVVAC com medidas de VOCs feita diretamente no *liner*. 128

Figura 42. SD-03 da Área C, comparando resultados da VVVAC com medidas de VOCs feita diretamente no *liner*. 128

Figura 43. Relação entre os VOCs medidos no liner e após o aquecimento (VVVAC) 129

Figura 44. Ensaio MIP realizado em 2018 na área fonte da Área D. O gráfico à esquerda é o sensor XSD, o central é o do sensor PID e o da direita é o log do ensaio HPT. 133

Figura 45. Unidade Hidroestratigráfica que condiciona o fluxo de massa. 137

Figura 46. Água deionizada para injeção durante o ensaio PVA. 138

Figura 47. Ensaio sendo conduzido na área. 138

Figura 48. Monitoramento da condutividade elétrica durante a etapa de sucção da água subterrânea. 139

Figura 49. Amostragem de água na profundidade determinada pela zona de fluxo. À esquerda, substituição do frasco do trapeador pelo frasco de amostragem, após a estabilização da condutividade elétrica. À direita, o frasco preenchido com amostra coletada. 139

Figura 50. Localização das sondagens (SD), poços pré-montados (PP) e ensaios PVA (PV) – Fonte: Almeida *et al.* (2018) 142

Figura 51. Uma nova caixa preta de luz UV, totalmente fechada, com câmera no seu interior e com três lâmpadas diferentes, em fase de desenvolvimento. 149

Figura 52. Detalhe do interior da nova caixa preta de luz UV: as três lâmpadas, de comprimentos de onda diferentes e a câmera tipo webcam. 150

Figura 53. Derretedeira de chocolate com termostato para aquecimento de amostras em campo empregada na VVVAC. 150

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA iii
AGRADECIMENTOS vii
RESUMO viii
ABSTRACT ix
1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA 15
2 OBJETIVO 19
3 REVISÃO DA LITERATURA 20
3.1 Gerenciamento de Áreas Contaminadas 20
3.2 Remediação de Áreas Contaminadas 26
3.3 Modelo Conceitual da Área (MCA) 29
3.4 Área Fonte e Fontes Potenciais de Contaminação 32
3.5 Abordagem Tradicional de Investigação de Áreas Contaminadas 35
3.6 Heterogeneidades Hidrogeológicas e Unidades Hidroestratigráficas 43
3.7 Poços de Monitoramento 46
3.8 Amostragem de Solo 50
3.9 Métodos de Varredura (*Screening*) Vertical de VOCs 60
3.10 Luz Ultravioleta tipo A (UV-A) como *Screening* de Hidrocarbonetos 62
3.11 Massa Imóvel 67
3.12 Fluxo e Descarga de Massa 72
3.13 Investigação Geoambiental de Alta Resolução em Áreas Contaminadas 80
3.14 Proposta de Abordagem para Investigação de Áreas Contaminadas 83
4 ÁREAS DE ESTUDO 88
4.1 Áreas A, B e C – Hidrocarbonetos de Petróleo 88
4.2 Área D – Jurubatuba 89
5 MATERIAIS E MÉTODOS 92
5.1 Amostragem de Solo de Perfil Completo – ASPC 93
5.2 Varredura Vertical de VOC com Aquecimento em Campo (VVVAC) 98
5.3 Caixa Preta de Luz UV-A 101
5.4 Perfilador Vertical de Aquífero (PVA) 103
6 RESULTADOS E DISCUSSÕES 107
6.1 Amostragem de Solo de Perfil Completo (ASPC) 107

6.2 Caixa Preta de Luz UV 116
6.3 ASPC com VVVAC 121
6.4 Perfilador Vertical de Aquífero – PVA 136
7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES 145
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 152

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A ideia central do presente trabalho é apresentar e discutir a necessidade de se investigar (caracterizar e diagnosticar) adequadamente uma área contaminada, para que se tenha maior chance de sucesso na reabilitação dessa área. A remediação e a reabilitação são possíveis conclusões para o processo denominado Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC), que irá proporcionar um uso novo e seguro para a área. A remediação é a etapa do GAC que mais consome recursos. A maior causa de insucessos totais ou parciais nas remediações não são as técnicas ou equipamentos de remediação, mas sim, a etapa anterior, de investigação. Os insucessos nas remediações são os responsáveis pelos custos muito elevados para a sociedade, tanto financeiros, quanto sociais e ambientais. Além de elevar os custos das remediações, as insuficiências no diagnóstico da área podem causar um efeito contrário, ou seja, uma falsa reabilitação, no caso de ainda existir massa de contaminantes em subsuperfície que possam causar risco a algum bem a proteger. Uma investigação adequada é, portanto, tarefa essencial do GAC para a redução dos riscos e dos custos associados ao processo de reabilitação de uma área contaminada.

O Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC) é uma exigência legal, que no estado de São Paulo está estabelecida pela Lei Estadual 13.577/2009, regulamentada pelo Decreto 59.263/2013, e implementada pela Decisão de Diretoria DD-038/2017/C (CETESB, 2017), e no restante do país, regulamentada pela Resolução CONAMA 420. Também é uma necessidade da sociedade para garantir o acesso a um meio ambiente equilibrado como bem essencial à qualidade de vida, elevado à categoria de direito fundamental pelo artigo 225 da Constituição Federal (BRASIL, 1988), e uma atividade econômica relevante, com um mercado estimado, no Brasil, em 500 bilhões de reais nos próximos 15 anos (MACHADO E GARCIA, 2015).

O objetivo de todo o processo de GAC é reabilitar a área contaminada para um uso seguro, e essa reabilitação, em grande parte dos casos, ocorre somente após um processo complexo de remoção de massa de contaminantes, denominado “Remediação”. A legislação paulista atual (SÃO PAULO, 2013) preconiza que os projetos de remediação de áreas contaminadas devem priorizar técnicas que promovam a remoção de massa de contaminantes. Apenas após análise técnica e econômica é que se permite, como solução exclusiva, a adoção

de técnicas de contenção ou, em alguns casos, o órgão ambiental permite medidas de engenharia (impermeabilização do solo, dreno passivo de gases) ou de controle institucional (restrição do consumo de água subterrânea) como intervenção na área. Assim, a Remediação é a etapa do processo que, além de ser objeto dos instrumentos legais, viabiliza o estabelecimento de um ambiente seguro e equilibrado para a população, e que movimenta a maior fatia do mercado econômico, portanto, é o alvo principal de todos os envolvidos no GAC.

No entanto, as Remediações são processos tecnicamente complexos, especialmente devido à heterogeneidade do meio físico (geológico, hidrogeológico), e são, em sua maioria, ineficientes, ou por não atingirem os objetivos, ou por atingi-los em um tempo muito mais longo que o esperado ou por possuírem um custo financeiro e ambiental muito elevado. Segundo o que afirmam diversos autores (CRUMBLING, 2004; PITKIN, 2008; PAYNE, QUINNAN e POTTER., 2008; CHERRY E PARKER, 2009; QUINNAN *et al.*, 2010; RIYIS, 2012; RIYIS *et al.*, 2013, ITRC, 2015; SUTHERSAN *et al.*., 2017; WELTY e QUINNAN, 2017) a principal causa da ineficiência nas Remediações, é a falha nas etapas de diagnóstico, particularmente na elaboração do Modelo Conceitual da Área (MCA). Dessa forma, as reabilitações de áreas contaminadas, no Brasil, precisam ser mais efetivas, particularmente as que necessitam passar por um processo de remediação. Em suma, as remediações são ineficientes (não reduzem o risco, demoram muito e/ou são muito caras) devido às falhas nas etapas de diagnóstico (investigação).

Autores como PITKIN *et al.*, (2014); QUINNAN, (2012); SINGER e FIACCO, (2010) e SUTHERSAN *et al.*, (2015) estimam que a economia na etapa de remediação é da ordem de 10 vezes o que foi investido para a elaboração de um bom MCA.

Atualmente no Brasil, as investigações não são priorizadas, mas sim, são realizadas apenas seguindo os procedimentos, normas e instrumentos legais e, em geral, apresentam diversas falhas de execução, conceito e abordagem (RIYIS, 2012; RIYIS *et al.*., 2013).

Para a elaboração de um MCA com poucas incertezas gerenciáveis, a Agência Ambiental dos EUA, a EPA[1] (USEPA, 2013) recomenda a utilização de ferramentas de investigação de alta resolução (em inglês: *High-Resolution Site Characterization* – HRSC) com tomada de decisão em campo. Essa abordagem permite que sejam identificadas as heterogeneidades hidrogeológicas e a distribuição tridimensional dos contaminantes, e que sejam caracterizadas e estimadas a massa que se move e a massa retida. Estas são condições essenciais para um adequado projeto de remediação. Para uma HRSC adequada, é necessário que sejam selecionadas as melhores ferramentas para cada caso específico, levando-se em conta as características físico-químicas do contaminante e, principalmente, as especificidades e heterogeneidades geológicas/hidrogeológicas.

No Brasil, quando há o interesse em incrementar a investigação, partindo para uma HRSC, o mercado considera que basta utilizar uma única técnica que possibilite a aquisição de dados qualitativos de concentração em tempo real, importada dos EUA: *Membrane Interface Probe* (MIP), algum método de fluorescência induzida por laser (*Laser-Induced Fluorescence* – LIF) ou óptico (Optical Image Profiler – OIP). Porém, a HRSC é uma abordagem bem mais ampla que o simples uso de uma única técnica (RIYIS, 2012; RIYIS, 2013; ROSSI *et al*.., 2014; PITKIN *et al*., 2014; ITRC, 2015). Além disso, mesmo essas técnicas de investigação, modernas e com muita tecnologia, carregam incertezas em seus resultados, que, é importante dizer, são qualitativos.

Atualmente, tanto as técnicas quanto as abordagens de HRSC são internacionais, trazidas principalmente dos EUA, Canadá e Alemanha e têm sido introduzidas no Brasil via importação de equipamentos. Porém, os resultados têm ficando aquém do esperado, principalmente por três motivos: (1) o uso da ferramenta importada dissociada de uma abordagem que priorize a investigação não permite o aproveitamento total do potencial do equipamento; (2) o custo elevado do equipamento importado (dezenas de milhares de dólares, alguns mais que 200 mil dólares), aliado à dificuldade de manutenção e pouca oferta no Brasil, geram um custo muito elevado para aquele que presta serviço utilizando esses

[1] Environmental Protection Agency – EPA – é o órgão que cuida da proteção ambiental dos EUA. Nesse texto será tratada como USEPA, com o prefixo US referindo-se a United States (EUA).

equipamentos e tecnologias, dificultando o seu uso; (3) uso e/ou interpretação de resultados inadequados, pois muitas vezes se espera que elas deem respostas que não correspondem à sua aplicação; (4) a diferença entre a realidade brasileira e as condições dos países de origem, que causam problemas de adaptação de diversas causas e magnitudes. Podem ser citados dois exemplos dessa falta de adaptação: (a) as altas temperaturas no norte/nordeste brasileiro praticamente inviabilizaram o uso de um tipo de equipamento LIF devido ao alto consumo do gás; e (b) a alta porcentagem de argila na maioria dos solos brasileiros dificultam sobremaneira a interpretação dos resultados de algumas técnicas que empregam a aquisição de dados em tempo real.

Pode-se perceber que a simples transposição de uma técnica ou equipamento disponível e rotineiramente empregado no exterior para a investigação de áreas contaminadas brasileiras, por melhores que sejam, nem sempre resolve os problemas. Então, é necesário que a abordagem seja modificada e as técnicas e equipamentos sejam adaptados e adequados à nossa realidade, tanto geológica/hidrogeológica quanto socioeconômica. É necessário, portanto, que os protocolos, metodologias e abordagens sejam estabelecidos, de modo que as tecnologias modernas disponíveis no exterior sejam utilizadas e contextualizadas com o objetivo principal da investigação, que é elaborar um bom Modelo Conceitual da Área, mas que essas tecnologias estejam adaptadas ao contexto brasileiro.

Desta forma, a principal contribuição desse trabalho é priorizar a elaboração do Modelo Conceitual da Área (MCA) dentro do Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC) para que as remediações sejam mais eficientes, rápidas, com menor custo financeiro e ambiental. Serão avaliadas algumas metodologias, técnicas e equipamentos de investigação, particularmente as de HRSC, com prioridade na elaboração de protocolos de abordagens adaptadas à realidade brasileira, particularmente aquelas relacionadas com as especificidades do meio físico, como geologia, pedologia e hidrogeologia.

Este trabalho teve início com os estudos realizados por Riyis (2012), onde destacou-se que é necessário realizar a investigação em escala de detalhe, com técnicas, ferramentas e abordagens adequadas e com tomada de decisão em campo. Particularmente, o resultado desse trabalho mostrou que é necessário entender muito bem o meio físico no qual a contaminação está inserida, para que o

modelo conceitual adequado da área seja elaborado para subsidiar um plano de intervenção com maior chance de sucesso.

Este trabalho, portanto, representa um avanço significativo comparado com aquele realizado por Riyis (2012) ao propor não uma única técnica de investigação, mas uma nova abordagem para a investigação geoambiental de áreas contaminadas adaptada à realidade brasileira. Assim, são propostas algumas técnicas, ferramentas, metodologias e abordagens inovadoras no Brasil para conseguir que a investigação seja realizada adequadamente, de acordo com as diretrizes mais recentes da legislação brasileira e da literatura internacional, mas adaptadas às especificidades dos trabalhos realizados no Brasil, e particularmente no estado de São Paulo. Como um dos fatores limitantes é a disponibilidade e o custo de algumas técnicas utilizadas em larga escala no hemisfério norte, algumas abordagens aqui propostas têm como objetivo realizar uma investigação adequada a um custo mais acessível, sem perder de vista o objetivo principal, que é promover um uso seguro para a área contaminada.

Os equipamentos e procedimentos foram totalmente desenvolvidos e testados com recursos próprios e da empresa parceira, a ECD Ambiental, com exceção do Perfilador Vertical de Aquífero (PVA), cuja ideia e primeiros equipamentos foram fornecidos pela ERM/Brasil[2] e idealizados por Murray Einarson[3]. Os trabalhos de coleta de dados foram realizados em áreas contaminadas que estavam sendo alvos de estudos reais. Alguns dados foram fornecidos pelos Responsáveis Legais, outros pelos Responsáveis Técnicos pelos trabalhos, mas até o momento, não há autorização oficial para que os nomes desses personagens sejam citados no trabalho, portanto, não serão nomeados aqui.

2 OBJETIVO

O objetivo principal desse trabalho é avaliar e desenvolver a aplicação de técnicas para investigação geoambiental de áreas contaminadas, com ênfase na sua adaptação à realidade brasileira, bem como desenvolver novas abordagens que

[2] A ERM do Brasil é uma consultoria. Mais informações em https://www.erm.com/en/locations/brazil/

[3] O Sr. Einarson é um pesquisador de renome na área de Remediação de Áreas Contaminadas, escolheu o autor desse trabalho para desenvolver o método de baixo custo para a caracterização vertical da fase dissolvida de contaminação. Mais informações sobre as credenciais do Sr. Einarson podem ser vistas em: https://www.researchgate.net/profile/Murray_Einarson (acadêmicas) ou em https://ngwa.confex.com/ngwa/2016gws/webprogram/Person21200.html (profissionais)

permitam avaliações mais adequadas do meio físico e das suas interações com os contaminantes.

Como produto, além dos MCA que poderão embasar remediações mais eficientes nas áreas avaliadas, pretende-se apresentar um protocolo para investigação geoambiental de áreas contaminadas adaptado à realidade brasileira.

As questões importantes que motivaram esse trabalho são:

- A abordagem proposta proporciona ganhos na investigação?
- As metodologias, técnicas e equipamentos permitem a coleta de dados representativos na escala adequada e dentro da abordagem proposta?
- O custo dessa abordagem é inferior ao dos equipamentos que realizam tarefas similares no exterior?

Assim, em um contexto mais amplo, o objetivo desse trabalho é contribuir para a melhora das investigações de áreas contaminadas no Brasil, que são o fator crítico e limitante para que as remediações sejam eficientes e eficazes, ou seja, que consigam reabilitar uma área contaminada, ou seja, devolvê-la para a sociedade fazer um uso seguro dela, com o menor custo e menor tempo possível.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Gerenciamento de Áreas Contaminadas

A intensificação da mudança de uso e ocupação do solo nos centros urbanos transformou antigos terrenos industriais em problemas ambientais e econômicos relevantes, uma vez que a reutilização de tais áreas requer cuidados especiais, pois podem apresentar riscos à saúde e ao meio ambiente (SANTOS *et al.*, 2015).

De acordo com Günther (2006), na década de 1950 ocorreu um avanço do processo de industrialização brasileiro, contribuindo para a formação das grandes cidades e dos centros metropolitanos. Na cidade de São Paulo, grande parte da indústria se localizou no entorno das grandes rodovias, avenidas e marginais, lugares com grande disponibilidade de terrenos naquele momento, deixando marcas que se traduziram em problemas ambientais urbanos, como a ocorrência de áreas contaminadas.

Com o avanço da industrialização, o meio ambiente passou a ser o receptor de todos os resíduos e substâncias químicas advindos do processo. Os métodos

de produção artesanais passaram a ser conduzidos por máquinas, gerando aumento do consumo de recursos naturais e a fabricação de novos produtos e insumos com potencial poluidor desconhecido à época. Com isso, surgiram as áreas contaminadas e impactos negativos sobre a saúde humana e o meio ambiente (MORAES *et al*., 2013).

De acordo com a Lei Estadual 13.577/2009 do Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2009), a definição de Área Contaminada é: "área, terreno, local, instalação, edificação ou benfeitoria que contenha quantidades ou concentrações de matéria em condições que causem ou possam causar danos à saúde humana, ao meio ambiente ou a outro bem a proteger".

O Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2009) traz uma definição muito parecida: "área, terreno, local, instalação, edificação ou benfeitoria que contenha quantidades ou concentrações de quaisquer substâncias ou resíduos em condições que causem ou possam causar danos à saúde humana, ao meio ambiente ou a outro bem a proteger, que nela tenham sido depositados, acumulados, armazenados, enterrados ou infiltrados de forma planejada, acidental ou até mesmo natural".

Para Cunha (1997), áreas contaminadas estão associadas a diferentes fontes de poluição, sendo as atividades mais comuns as de caráter industrial, de armazenamento e distribuição de combustíveis, e de sistemas de tratamento e disposição de resíduos.

Ou seja, a definição de área contaminada é pautada no gerenciamento do risco à saúde humana ou nos bens a proteger. Desta forma, o Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC) tem como objetivo principal proteger o receptor (bem a proteger) dos riscos, tornando possível a reabilitação de uma área (CUNHA, 1997). MORAES *et al*. (2013) definiram o GAC como "parte de uma agenda ambiental visando mitigar impactos ambientais, possibilitando a contínua ocupação e reocupação de áreas contaminadas, por meio da minimização e controle dos riscos". Günther (2006) complementa dizendo que, desde o final do século XX, a questão das áreas contaminadas tem integrado o tema da revitalização urbana, cujo objetivo é conferir novo uso sustentável a áreas que abrigaram atividades com potencial poluidor e integrá-las ao tecido urbano, estimulando a requalificação urbana.

Nos EUA, a USEPA define *brownfield* (Esse termo pode ser traduzido literalmente como “campos marrons”, mas se refere às áreas que necessitam de revitalização. Quase sempre são áreas contaminadas, mas nem todos os *brownfields* são áreas contaminadas) como sendo bens imóveis, cuja expansão, remodelação, ou reutilização pode ser prejudicada pela presença ou potencial presença de uma substância perigosa, poluente ou contaminante (USEPA, 2017). O mesmo texto estima que há 450.000 áreas contaminadas nos EUA.

A CETESB (1999) definiu o GAC como um conjunto de medidas tomadas com o intuito de minimizar o risco proveniente da existência de áreas contaminadas, à população e ao meio ambiente. Essas medidas devem proporcionar os instrumentos necessários à tomada de decisão quanto às formas de intervenção mais adequadas, trazendo a ideia de etapas sequenciais para o GAC, que já está consolidada, pelo menos no estado de São Paulo.

Moraes *et al*. (2013) concluíram que o GAC deve conter duas fases de entendimento do problema. A primeira fase é a da identificação ou diagnóstico da contaminação, composta da avaliação preliminar, investigação confirmatória, investigação detalhada e avaliação de risco. A segunda fase é a reabilitação da área que é composta pelo plano de intervenção (elaboração, implantação e operação) e pelo monitoramento. O processo de GAC deve ser finalizado com a reabilitação da área para o uso pretendido pelo Responsável Legal.

Mas o GAC ainda é um grande desafio para os órgãos reguladores, empreendedores, acadêmicos, profissionais e sociedade. O uso de áreas potencialmente contaminadas e a eventual exposição do ser humano aos contaminantes presentes pode conferir um potencial risco à saúde humana. A Lei Estadual 13.577/2009 (SÃO PAULO, 2009) e o Decreto 59.263/2013 (SÃO PAULO, 2013) estabelecem que a responsabilidade por conduzir o GAC perante a sociedade é do **Responsável Legal** pela área. Esse Responsável Legal, de acordo com a Legislação é aquele que causou a contaminação (e seus sucessores); o proprietário da área (mesmo que não tenha sido o causador da contaminação); o superficiário; o detentor da posse efetiva; quem dela (da contaminação) se beneficiar direta ou indiretamente. A Lei 13.577 também estabelece que pode ser desconsiderada a pessoa jurídica para esse fim, ou seja, as pessoas físicas podem responder por algum descumprimento dessa lei. O

Responsável Legal precisa de um **Responsável Técnico**, devidamente habilitado, para conduzir tecnicamente o GAC e responder, também tecnicamente, perante o órgão ambiental ou outro órgão (Ministério Público, Defesa Civil, entre outros) a respeito do cumprimento dos procedimentos previstos na legislação. O ônus pela eventual contaminação de uma área é do Responsável Legal, que pode ser quem causou a contaminação, aquele que obteve ganhos financeiros com ela ou mesmo o proprietário da área, de modo solidário, ou seja, não é necessária a comprovação de que o empreendedor atualmente na área causou a contaminação para que ele seja responsabilizado e obrigado a investiga-la e recuperá-la. No Brasil, o Responsável Legal, de modo geral, encara os trabalhos de investigação de áreas contaminadas como um investimento sem retorno, e procura formas de minimizá-los (GIACHETI, ELIS e RIYIS, 2015).

Cunha (2013), no prefácio do livro "Gerenciamento de Áreas Contaminadas" escreveu que, naquele momento, havia pouco para se comemorar em relação ao gerenciamento de áreas contaminadas. Sobre os órgãos ambientais, Cunha disse que nenhum estado tinha estabelecido políticas relativas à gestão das áreas contaminadas e poucos são os órgãos ambientais que consideravam esse tema como relevante ou tinham se estruturado minimamente para atender as demandas e para cumprir as obrigações fixadas pela Resolução Conama 420, de 2009[4]. Sobre o setor produtivo, Cunha escreveu que poucas eram as iniciativas próprias das corporações, públicas ou privadas, no sentido de identificar e remediar as áreas contaminadas decorrentes do desenvolvimento de suas atividades ao longo de décadas e que, na maioria das vezes, os programas de investigação eram iniciados somente após terem sido demandados pelos órgãos ambientais. Mas, dentro do cenário descrito, Cunha depositava esperança nas novas legislações que viriam (Decreto 59.263/2013 (São Paulo, 2013) e DD-038 (CETESB, 2017), que, dentre suas medidas, destaca-se o estabelecimento de mecanismos que levariam à identificação de novas áreas contaminadas, seja pela criação de obrigações, como o auto monitoramento pelas empresas com potencial poluidor, seja pela obrigação imposta à realização das etapas de investigação pela

[4] Em 2018, a FEAM em MG, INEA no RJ, IAP no PR, FATMA em SC e a FEPAM no RS passaram a ter procedimentos iniciais específicos para o gerenciamento de áreas contaminadas

CETESB (Avaliação Preliminar e Investigação Confirmatória), que levarão à caracterização da contaminação eventualmente existente.

Em 07 de Fevereiro de 2017 a CETESB publicou o novo Procedimento para Gerenciamento de Área Contaminadas no Estado de São Paulo, a DD 038/2017/C (DD-038). Nele, está descrito como deverão ser conduzidas todas as etapas do processo de identificação e de reabilitação de áreas contaminadas, assim como a desativação de empreendimentos e a reutilização de áreas que abrigam ou abrigaram atividades com potencial de contaminação. O Procedimento para Gerenciamento de Áreas Contaminadas, parte integrante da DD-038 descreve "como deverão ser conduzidas todas as etapas do processo de identificação e de reabilitação de áreas contaminadas, assim como a desativação de empreendimentos e a reutilização de áreas que abrigam ou abrigaram atividades com potencial de contaminação." (CETESB, 2017)

A publicação dessa Decisão de Diretoria tornou obrigatória algumas atividades que eram apenas "recomendadas" pelo Manual do Gerenciamento de Áreas Contaminadas, mas não explicitamente exigidas. Mais à frente alguns tópicos técnicos da DD-038 serão detalhadamente discutidos, mas, dentre as principais "novas" exigências, estão:

- Multas relativamente altas para o descumprimento das normas e padrões. O que anteriormente eram advertências, a DD-038 indica que haverá multas significativas para quem não apresentar estudos ou apresentar estudos incompletos, irregulares ou equivocados;

- Obrigatoriedade de entregar estudos completos e que cumpram integralmente os procedimentos da DD-038 para aquela etapa do GAC. Não é permitido mais entregar um estudo parcial ou incompleto, para aguardar a manifestação da CETESB e aí complementar o estudo. Essa prática era comum no mercado pois, por um lado, "ganhava tempo" para o Responsável Legal, por outro, era uma forma mercadológica do Responsável Técnico garantir que faria o trabalho por um preço menor que a concorrência. Com a DD-038, estudos incompletos são passíveis de multa;

- Ênfase na Avaliação Preliminar, etapa que o “mercado” tratava como simples acessório da Investigação Confirmatória. Com a DD-038, há várias exigências que tornam essa etapa fundamental no processo de GAC;

- Definição de unidades hidroestratigráficas: historicamente, o “mercado” instalava poços de monitoramento a intervalos regulares de profundidade e indicava existir lá um “aquífero”, apenas por causa da instalação do poço, sem nenhum dado de campo. A obrigatoriedade dessa definição das unidades hidroestratigráficas é relevante porque enfatiza a necessidade de investigação do meio físico que interage com as substâncias químicas de interesse (SQIs);

- Quantificação de massa: a DD-038 obriga o Responsável Técnico a quantificar a massa em todas as fases (livre, retida, residual, dissolvida), em todos os meios (solo, água, ar) e em todas as unidades hidroestratigráficas. Anteriormente, o “mercado” quantificava apenas a massa dissolvida, com dados insuficientes, sem separar as unidades hidroestratigráficas;

- O relatório de investigação detalhada deve conter a quantificação de massa, a delimitação de todas as plumas de todas as SQIs em todos os meios em todas as unidades hidroestratigráficas. Essa exigência torna essa etapa bem mais complexa, demorada e custosa, necessitando que sejam feitos estudos condizentes com a DD-038, adequadamente planejados e executados;

- O plano de intervenção deve obrigatoriamente apresentar um projeto executivo, baseado em estudo de viabilidade, ensaios piloto e testes de bancada

Todo esse arcabouço legal, no estado de São Paulo, induziu três atores econômicos a serem protagonistas financeiros de um crescimento do mercado de áreas contaminadas: o setor de petróleo, pela obrigação dos postos e sistemas retalhistas de, no licenciamento ambiental, realizarem o GAC; as indústrias pela obrigação (de acordo com a atividade) de realizarem o GAC por ocasião da renovação de licença, obtenção de licença de ampliação ou do plano de desativação; e o setor da construção civil, particularmente na cidade de São Paulo, onde a prefeitura municipal exige, para mudança do uso do solo (imóvel residencial em antiga área industrial, por exemplo) que seja apresentado um parecer favorável da CETESB, mediante encerramento do GAC após a reabilitação da área. As transações imobiliárias, os empréstimos garantidos pelos

imóveis, os financiamentos para a construção em áreas reabilitadas, entre outros, também fortaleceram, após a promulgação da Lei 13.577/2009, o mercado de áreas contaminadas, estimado por Machado e Garcia (2015) em 520 bilhões de reais no Brasil e 163 bilhões de reais no estado de São Paulo para os próximos 15 anos.

3.2 Remediação de Áreas Contaminadas

Conforme o Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas (CETESB, 1999), a Remediação de Áreas Contaminadas consiste na implementação de medidas que resultem no saneamento da área com metas baseadas no risco e/ou na contenção e isolamento dos contaminantes, de modo a atingir os objetivos aprovados a partir do projeto de remediação.

A Lei Estadual 13577/2009 (SÃO PAULO, 2009), define remediação de área contaminada como a adoção de medidas para a eliminação ou redução dos riscos em níveis aceitáveis para o uso declarado.

O Decreto Estadual 59.263/2013 complementa e define as medidas de remediação como um conjunto de técnicas aplicadas em áreas contaminadas e divididas em técnicas de tratamento, destinadas à remoção ou redução da massa de contaminantes, e técnicas de contenção e isolamento, destinadas à prevenção da migração dos contaminantes (SÃO PAULO, 2013). O mesmo decreto, em seu parágrafo 2º do artigo 44, diz que as medidas de remediação por tratamento devem ser priorizadas.

Maximiano e Moraes (2013) escrevem que as tecnologias de remediação estavam tradicionalmente associadas à contenção (como bombeamento e tratamento) ou ao tratamento *off-site* (como escavação e destinação de solo contaminado). A partir do início da década de 80, nos Estados Unidos e após a primeira metade da década de 90, no Brasil, as tecnologias de remediação *in situ* se tomaram cada vez mais utilizadas para remediação de áreas contaminadas. Técnicas como bioestimulação, extração de vapores do solo (SVE – *soil vapor extraction*), extração multifásica (MPE – *multi-phase extraction*), dessorção térmica, oxidação química *in situ* (ISCO), redução química *in situ* (ISCR), entre outras, têm sido amplamente utilizadas, no Brasil, para remoção de massa de contaminantes (MAXIMIANO e MORAES, 2013).

Os processos de remediação diferem bastante dos tratamentos de efluentes convencionais porque devem levar em consideração a grande heterogeneidade do meio físico subterrâneo. Essa complexidade do meio físico normalmente impede que a adoção de apenas uma técnica de remediação seja suficiente para se obter soluções efetivas. Desta forma, frequentemente se utilizam técnicas concomitantes ou em processo de "trem de remediação", que é a combinação de diferentes técnicas ao longo da remediação (USEPA, 2013).

O sucesso de um projeto de remediação de áreas contaminadas depende em grande parte de uma compreensão completa do meio físico, e a implementação de uma técnica (ou conjunto de técnicas) adaptada à geologia específica da área e às propriedades específicas das substâncias químicas de interesse (SQIs). Os desafios e limitações da remediação estão menos relacionados às diferenças tecnológicas dos sistemas de remediação e mais relacionadas à dificuldade de identificar e direcionar o tratamento nas unidades hidroestratigráficas[5] mais afetadas (STROO *et al.*., 2012; ITRC, 2015; SUTHERSAN *et al.*., 2015).

Este entendimento mostra que as condições da contaminação da área são dinâmicas, de modo que a evolução das fases em que a massa de SQIs se apresenta são tão importantes quanto o estado atual dessa massa (ITRC, 2015). A chave para a compreensão do comportamento da fonte e da pluma são: a origem e natureza da liberação do contaminante; a composição; a história da migração (em particular os NAPLs[6]); a distribuição atual entre fases e unidades hidroestratigráficas; e a maneira como os contaminantes estão sendo redistribuídos. Além disso, como tornou-se um consenso, manter um Modelo Conceitual da Área[7] atualizado e revisado é um elemento crítico do gerenciamento e remediação de áreas contaminadas.

Historicamente (ITRC, 2015), a caracterização subterrânea envolveu tipicamente o uso de poços de monitoramento (EINARSON, 2006; PAYNE,

---

[5] Ver item 3.6 – Heterogeneidades Hidrogeológicas e Unidades Hidroestratigráficas

[6] Non-Aqueous Phase Liquid, ou Fase Líquida Imiscível. Ver mais no item 3.103.10 – Massa Imóvel e Fluxo de Massa

[7] Ver item 3.3 – Modelo Conceitual da Área (MCA)

QUINNAN e POTTER, 2008; RIYIS, 2012; SUTHERSAN *et al*., 2015, RIYIS *et al*., 2019) instalados em grandes porções verticais do aquífero, com seções filtrantes longas, geralmente com 2,0 a 6,0 metros de comprimento (EINARSON, 2006; ITRC, 2015). No entanto, essa abordagem limita a obtenção de dados às informações coletadas nesses poços de monitoramento, que não conseguem fornecer dados sobre a hidroestratigrafia em escala de detalhe adequada para o entendimento do comportamento dos contaminantes (OHIOEPA, 2008; PAYNE, QUINNAN E POTTER, 2008; RIYIS, 2012; SUTHERSAN et. al, 2015, ITRC, 2015, RIYIS *et al*., 2015). A dependência de dados desses poços de monitoramento resultou em remediações com baixa eficiência e previsões inaceitáveis sobre o comportamento de plumas e sobre os riscos de exposição (STROO *et al*., 2012; ITRC, 2015).

Siegrist *et al*. (2011), Payne, Quinnan e Potter (2008), Welty e Quinnan (2017), entre outros, apontam que a maior dificuldade do processo de remediação é promover o contato entre o elemento remediador e o contaminante. Esse elemento remediador pode ser um sistema físico (bombeamento, vácuo, aquecimento) ou químico/biológico (oxidante, redutor, bioestimulador, surfactante), mas o fator limitante é sempre o meio físico e suas heterogeneidades hidrogeológicas (GUILBEAULT *et al*., 2005; PAYNE, QUINNAN E POTTER, 2008; QUINNAN *et al*., 2010; WELTY, 2012; SUTHERSAN *et al*., 2015). Particularmente nas técnicas de remediação que envolvam a injeção de algum produto remediador, as heterogeneidades hidrogeológicas têm um papel ainda mais fundamental, tornando o entendimento dessas primordial para o sucesso de qualquer remediação que envolva injeção.

Siegrist *et al*. (2011) e Stroo *et al*. (2012) dizem que ocorreu um progresso significativo no entendimento das necessidades de remediação de uma área fonte e também das limitações das tecnologias disponíveis, e que há um consenso sobre a necessidade de uma combinação de técnicas de remediação, de acordo com as especificidades da área contaminada, mas principalmente, do meio físico onde a contaminação está inserida. Não há, portanto, uma única técnica que intrinsecamente seja superior às outras ou que sirva para qualquer tipo de remediação em qualquer área.

Stroo *et al*. (2012), Mondelli *et al*. (2013), Suthersan *et al*. (2015) e ITRC (2015) acrescentam, sobre a remediação de áreas fontes com expressiva massa de contaminação, que, para melhorar a eficácia do sistema de remediação e para economizar recursos (financeiros e naturais), quanto melhor for a caracterização e investigação da área, mais eficientes e eficazes serão as técnicas de remediação e mais adequadas serão as tomadas de decisão.

Informações sobre o meio físico e a distribuição espacial da contaminação nos diferentes compartimentos contaminados, bem como uso passado, atual e futuro da área, devem ter um nível de detalhamento suficiente para que a técnica de remediação proposta seja avaliada adequadamente (MAXIMIANO e MORAES, 2013). O sucesso da etapa de remediação dependerá do nível de incertezas das etapas de avaliação preliminar, investigação confirmatória, investigação detalhada e avaliação de risco à saúde humana, bem como dos testes de laboratório e piloto de campo desenvolvidos para avaliar as técnicas a serem empregadas.

Desta forma, a investigação correta de uma área contaminada passa a ser condição essencial para a eficiência e a eficácia de uma remediação.

3.3 Modelo Conceitual da Área (MCA)

Modelo conceitual da Área (MCA) é o entendimento completo do meio físico, das substâncias químicas de interesse (SQIs), das fontes primárias e secundárias de contaminação, das vias de exposição, e dos receptores (RIYIS *et al*., 2015). O meio físico a ser entendido compreende a geologia, a pedologia, a hidrogeologia, as interfaces dessas com as SQIs e tudo o que se relacionar com a eventual contaminação da área (USEPA, 2006). Em outras palavras, é o produto final de uma completa Investigação Geoambiental de Áreas Contaminadas que vai embasar diretamente as tomadas de decisão sobre essa área e os processos de reabilitação (RIYIS, 2012).

Um MCA com ênfase na hidrogeologia é definido por Kresic e Mikszewski (2012) como um Modelo Conceitual Hidrogeológico, e pode ser definido como a representação descritiva dos vários fenômenos naturais e antropogênicos que governam ou contribuem para a movimentação da água subterrânea em subsuperfície. Ao se transpor essa definição para a investigação de áreas contaminadas, pode-se ver que a definição se encaixa bem, se o transporte das

SQIs for incluído. Os autores tratavam da hidrogeologia clássica, não de contaminação, e elaboraram algumas questões que o Modelo Conceitual Hidrogeológico precisa responder para ser efetivo. Fazendo uma adaptação para as áreas contaminadas, as perguntas a serem respondidas para que se tenha um adequado MCA (Kresic e Mikszewski, 2012), seriam:

- De onde está vindo a contaminação?

- Que tipo de meio ela está atravessando?

- Quanto de contaminantes flui? Qual a velocidade dessa migração?

- Para onde os contaminantes estão indo?

- Como o sistema contaminação/meio se comportava no passado? Como as mudanças naturais ou antropogênicas atuais ou futuras desse sistema influenciam ou influenciarão no transporte dos contaminantes?

A norma brasileira NBR 16210 (ABNT, 2013) – um procedimento para elaboração do MCA no estudo de áreas contaminadas – estabelece que toda a complexidade do meio físico deve ser considerada na elaboração do MCA e que o mesmo deve ser revisado e refinado para efetivamente atender sua finalidade. Dentre as publicações normativas nacionais, o Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas da CETESB (1999), acrescenta que, no processo de diagnóstico de uma área contaminada, deve ser elaborado um MCA que identifique as fontes primárias e secundárias de contaminação[8], bem como os mecanismos de transporte de contaminantes, suas vias preferenciais de veiculação e os receptores potencialmente expostos.

A NBR 16210 define o MCA como uma representação gráfica ou escrita de um sistema ambiental e os processos físicos, químicos e biológicos, que delimitam o transporte dos contaminantes a partir das fontes, através dos meios, até os receptores envolvidos. O modelo conceitual vai envolver uma série de hipóteses, simplificações e suposições que devem ser testados e confirmados durante todo o processo de diagnóstico da área por meio de comparações com os dados obtidos

[8] Considera-se fonte primária o equipamento/instalação que proporcionou a liberação do produto que infiltrou no solo e fonte secundária o meio contaminado (por exemplo, o solo) que pode contribuir com a liberação contínua de massa, por processos físicos, químicos ou biológicos, para outros meios, como a água subterrânea (fase dissolvida) e o ar do solo (fase gasosa ou fase vapor), entre outros

em campo, para testar a validade desse modelo e determinar se ele representa a realidade do meio com um grau aceitável de incertezas, caso contrário, devem ser coletados mais dados (SANTOS *et al*., 2015). O modelo conceitual, então, para a CETESB (1999) e para a USEPA (2006), pode ser definido como uma ferramenta elaborada para que ocorra um entendimento completo do meio físico, das fontes primárias e secundárias, das vias de exposição e dos possíveis receptores. É um resumo de todas as informações obtidas até o momento sobre a área de estudo, ou uma simplificação da realidade observada na área que tem como finalidade fornecer uma visão geral das condições da área e identificar os processos que regem e afetam o transporte dos contaminantes no meio (RIYIS, 2012).

A importância da elaboração adequada do MCA é enfatizada por Crumbling (2004), e Stroo *et al*. (2012), que afirmam que, apesar dos métodos de remediação terem evoluído muito e de forma extremamente rápida, todos eles são dependentes de um modelo conceitual bem desenvolvido e com poucas incertezas. Não há, portanto, método de remediação eficiente para funcionar sem que a investigação da área tenha sido bem elaborada, com o que concorda Payne, Quinnan e Potter (2008), para quem o Modelo Conceitual deve mostrar como a contaminação da área vai responder à estratégia de reabilitação proposta e que este deve ser ao mesmo tempo cientificamente defensável e adaptável a novas informações que vão sendo obtidas no decorrer do processo.

A elaboração do MCA é etapa fundamental da investigação, pois, sem ele, as medidas de intervenção podem ser ineficientes, mal dimensionadas, excessivamente custosas, mal planejadas, mal executadas, entre outras falhas comuns nessa etapa do processo (ITRC, 2015). Dessa forma, o MCA é a hipótese científica a ser testada, modificada e refinada até que as incertezas sejam reduzidas a um nível que permita uma tomada de decisão confiável e segura. Em resumo, é o instrumento que norteia todos os trabalhos (RIYIS, 2012).

Volz (2012) estabelece o mínimo necessário para que se possa elaborar um adequado MCA: identificar e caracterizar as fontes de contaminação; delimitar os caminhos preferenciais dos contaminantes; estabelecer os valores de referência das áreas estudadas (*background*); estabelecer os limites da área a ser estudada; identificar e caracterizar os potenciais receptores. Para iniciar a aquisição de dados que vão subsidiar a elaboração do MCA, Linch (2004) propõe que o

profissional se faça as seguintes perguntas: “Como devo gerenciar incertezas? De quantas amostras eu preciso? Onde devo coletá-las? Essas amostras são representativas? Quando sei que tenho dados suficientes?” Riyis (2012) reforça que a elaboração do MCA é dinâmica e deve ser revisada todos os dias, durante os trabalhos de campo, principal fonte de incertezas para a elaboração de um diagnóstico da área.

Desta forma, para que um MCA seja adequadamente elaborado, é essencial que estejam muito claras as condições geológicas, hidrogeológicas e pedológicas da área. As técnicas de investigação, portanto, devem ser utilizadas para coletar as seguintes informações: perfil estratigráfico, direção e sentido preferenciais de fluxo tridimensional de água subterrânea, delimitação dos aquíferos e aquitardes, parâmetros hidráulicos (como condutividade hidráulica (K), gradiente hidráulico (i), entre outros), e espessura dos aquíferos. Para a escala de trabalho de uma investigação de área contaminada, é preciso que sejam identificadas e delimitadas as unidades hidroestratigráficas e que essas informações sejam obtidas em cada uma delas. Nessa escala, as unidades que relativamente às demais transmitem água significativamente são denominadas zonas de fluxo, enquanto as unidades que não transmitem água (relativa às demais), ou seja, os aquitardes locais, são denominadas zonas de armazenamento ou zonas de retenção (PAYNE, QUINNAN e POTTER, 2008; SUTHERSAN *et al.*, 2015).

Adicionalmente, o MCA deve fornecer indicações claras sobre todas as Substâncias Químicas de Interesse (SQIs) que possam estar presentes na área, bom como suas prováveis interações com o meio físico. A DD-038 (CETESB, 2017) considera essa questão de suma importância, obrigando os Responsáveis Técnicos a definirem, logo na Avaliação Preliminar, quais as SQIs que se esperam encontrar naquela área e qual a posição exata de eventuais e possíveis fontes primárias de contaminação. Na ausência dessas informações, o MCA deve ressaltar essas incertezas e propor um método de varredura ou *screening*.

3.4 Área Fonte e Fontes Potenciais de Contaminação

O conceito de área fonte tem evoluído nos últimos anos. A DD-038 (CETESB, 2017) define qualquer área ou região que abriga ou abrigou fontes potenciais ou fontes primárias de contaminação, e o equipamento (tanque,

tubulação, máquina, entre outros) que causou um vazamento, derramamento ou infiltração de algum produto no solo ou na água subterrânea é definida como fonte primária. No caso particular de produtos que contém compostos orgânicos em fase líquida imiscível, uma preocupação importante é identificar a presença de fase aquosa imiscível (em inglês, *Non-Aqueous Phase Liquid* – NAPL), que pode ser menos densa que a água (LNAPL) ou mais densa que a água (DNAPL). Um adequado MCA deve considerar os mecanismos de partição e transporte desse NAPL.

Segundo o documento do ITRC[9] sobre DNAPL (ITRC, 2015), o conceito de área fonte[10] da área contaminada por NAPL evoluiu nos últimos anos. Na década de 1990 e início dos anos 2000, as áreas fonte foram consideradas as áreas afetadas por NAPL exclusivamente em fase livre imiscível. No entanto, o entendimento atual ampliou essa definição para incluir a massa de contaminante armazenada em zonas de baixa permeabilidade dentro do corpo da pluma (zonas de armazenamento).

Esta evolução na compreensão da extensão da fonte secundária reflete o reconhecimento crescente de que, em muitos locais, NAPL não é a fase da contaminação que contém a maior massa massa de SQI nem a que sustenta uma pluma ao longo do tempo, mas sim, a massa residual, imobilizada (RIYIS *et al*., 2015; ELIS, 2014; PITKIN, 2008; PITKIN *et al*., 1999). Especialmente em plumas maduras (mais antigas, ITRC, 2015), a massa de contaminante armazenada em zonas de baixa permeabilidade dentro do corpo da pluma age como uma fonte "inesgotável" para ajudar a sustentar a pluma dissolvida através de processos de difusão reversa (*back diffusion*), por isso, Hadley e Newell (2012) enfatizaram que identificar e entender essas regiões de baixa permeabilidade é condição essencial para a investigação de uma área contaminada.

---

[9] Interstate Technology & Regulatory Council – Conselho público-privado interestadual dos EUA que tem como objetivo produzir documentos e treinamentos que difundem as melhores práticas e as tecnologias inovadoras para investigação e remediação de áreas contaminadas.

[10] Diferentemente da CETESB, O ITRC considera área fonte a fonte primária, ou seja, onde ocorreu o vazamento, derramamento ou infiltração de algum produto contaminante.

Assim, muitos dos métodos mais modernos de investigação enfocam o delineamento das heterogeneidades hidrogeológicas[11] e distribuição de massa de contaminantes em diferentes unidades hidroestratigráficas e em diferentes fases.

Ao desenvolver um programa completo de investigação de área contaminada, é fundamental (e obrigatório pela DD-038 (CETESB, 2017)) determinar a presença e distribuição de contaminantes em suas diferentes fases (NAPL, vapor, dissolvido e imóvel) em todas as unidades hidroestratigráficas. A distribuição relativa de contaminantes entre diferentes fases químicas e através de meios hidrogeológicos dentro da área fonte, bem como nas bordas das plumas é importante no desenvolvimento de um MCA integrado (HADLEY e NEWELL, 2014). Compreender a direção e a taxa de transferência de massa dentro do sistema indica a trajetória da evolução da fonte-pluma ao longo do tempo, é também muito importante (KRESIC e MIKSZEWSKI, 2012).

Um MCA deve abordar as seguintes questões básicas (ITRC, 2015):

- Onde a contaminação reside predominantemente?

- Por onde ela está sendo transportada?

- A massa adsorvida ou residual em zonas de baixa permeabilidade pode ser liberada para zonas mais permeáveis que poderiam gerar uma pluma expansiva ou persistente?

De acordo com Sale e Newell (2011), ITRC (2015) e Koch e Nowak (2015), as zonas de fluxo com plumas em estágio inicial contêm maiores concentrações de compostos orgânicos voláteis (VOCs) nas suas fontes secundárias, particularmente perto dos “bolsões de DNAPL” (PANKOW e CHERRY, 1996).

O modelo de 14 compartimentos (Figura 1) proposto por Sale e Newell (2011) e recomendado pelo ITRC (2015), é uma ferramenta útil para visualizar a distribuição e movimento de contaminantes entre as fases químicas que podem estar presentes em áreas contaminadas, especialmente por DNAPLs (PANKOW e CHERRY, 1996). Esse modelo pode ajudar a descrever as localizações relativas de contaminantes dentro de vários compartimentos subterrâneos, destacando a

[11] Ver item 3.6 – Heterogeneidades Hidrogeológicas e Unidades Hidroestratigráficas

direção na qual a transferência de massa pode estar ocorrendo (ITRC 2015), portanto, ajuda a prever os pontos e os meios onde é mais provável encontrar a massa de contaminantes e o meio que condiciona a sua migração e eventual via de exposição para um receptor ou bem a proteger. O modelo de 14 compartimentos guia a seleção de uma remediação mostrando como os contaminantes podem se distribuir em vários compartimentos, a transferência de massa potencial (fluxos) entre eles e como a remediação pode ou não afetar igualmente cada compartimento dentro da fonte ou pluma. Assim, é uma ferramenta poderosa para o planejamento da caracterização da área e desenvolvimento do MCA.

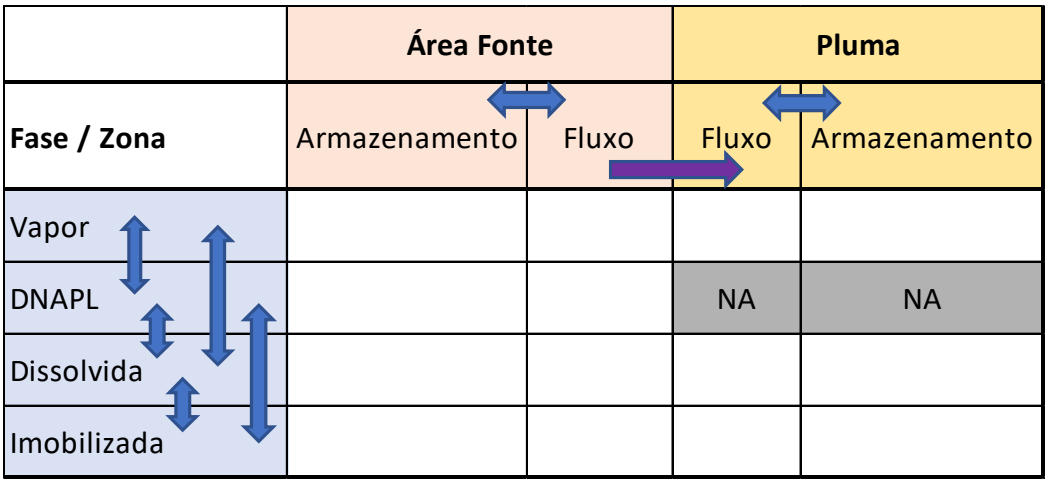


Figura 1. Modelo de 14 Compartimentos (Adaptado de SALE e NEWELL, 2011, *apud* ITRC, 2015)

3.5 Abordagem Tradicional de Investigação de Áreas Contaminadas

A abordagem tradicional de investigação é caracterizada por uma baixa densidade de dados, coletados em escala inapropriada, com enfoques, metodologias e ferramentas inadequadas e que fornecem informações pouco ou nada representativas. No seu emprego há um elevado gasto de tempo e diversas limitações (Riyis, 2012; Suthersan *et al.*, 2015, Quinnan e Welty 2017, Vilar *et al.*, 2018), portanto, não é suficiente para construção de um Modelo Conceitual, particularmente em áreas com contaminação por solventes clorados ou com uma complexa geologia, determinando grande heterogeneidade hidroestratigráfica. A caracterização inadequada do meio físico, da distribuição, características e comportamento dos contaminantes decorrente do uso de métodos tradicionais, limitou o sucesso de muitos esforços de remediação (Suthersan *et al.*, 2017).

A Figura 2 mostra um perfil elaborado a partir de uma investigação tradicional. As amostras de solo são coletadas apenas na zona não saturada e o poço de monitoramento é instalado não-afogado (ou seja, com o nível de água na seção filtrante) e com seção filtrante longa (3,0 m de comprimento do tubo-filtro, mais 0,5 m de pré-filtro, totalizando 3,5 m). Essa seção filtrante atravessa unidades hidroestratigráficas totalmente diferentes (no exemplo da Figura 2, argila orgânica, argila plástica, silte arenoso e areia fina), portanto, não possibilitando a coleta de dados representativos (potencial hidráulico, condutividade hidráulica, concentração de SQIs) de nenhuma delas.

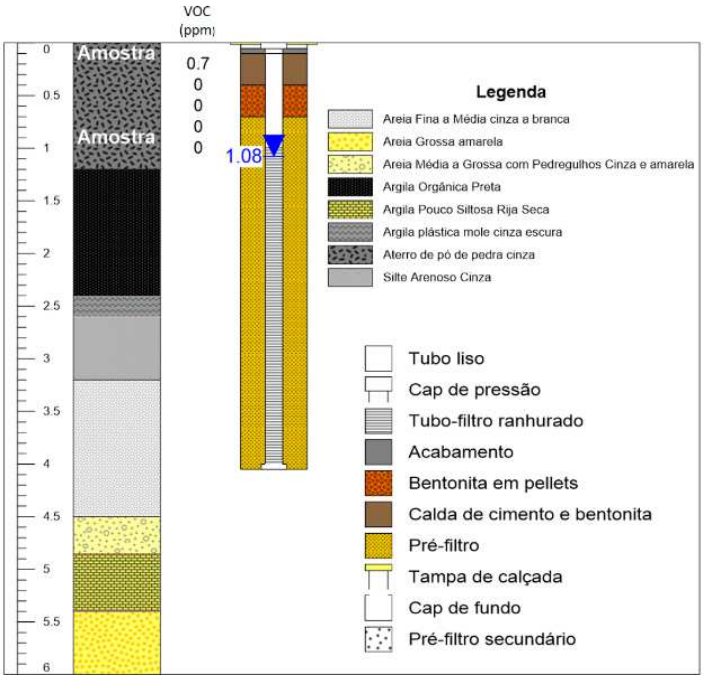


Figura 2. Exemplo de perfil elaborado a partir de uma investigação tradicional

Como foi mostrado no item 3.3, o MCA é parte fundamental no gerenciamento das áreas contaminadas e na tomada de decisão. Um modelo conceitual feito com base nos conceitos tradicionais, com hipóteses de plumas de contaminantes distribuídas em meios geológicos homogêneos, tem simplificações demais e provavelmente é falho para o projeto de remediação (ITRC, 2015). Um exemplo de MCA simplificado por uso de métodos tradicionais é a utilização de poços de monitoramento como ferramenta de caracterização única, o que não é recomendado devido à obtenção de resultados nesse poço que representam médias entre diferentes unidades hidroestratigráficas, portanto, não fornecem dados representativos sobre nenhuma delas (PITKIN *et al*, 1999; EINARSON e

CHERRY, 2002; PITKIN, 2008; WELTY, 2012; SUTHERSAN *et al.*, 2015; ITRC, 2015).

No Brasil, nos últimos anos, falhas e lacunas presentes nos Modelos Conceituais podem causar a necessidade das investigações serem retomadas, mesmo após as remediações já terem sido iniciadas, como no caso apontado por Riyis *et al.* (2017). Essas falhas ocorrem principalmente porque, embora haja um avanço do uso de técnicas de alta resolução nas investigações ambientais (USEPA, 2013), ainda é possível observar que essas investigações seguem padrões tradicionais, principalmente com uso de sondagens manuais ou *Direct Push – Single Tube* para coleta de amostras de solo (Riyis *et al.*, 2013; Riyis, 2014) e de poços de monitoramento com seção filtrante longa, de 3,0 metros de comprimento[12] com objetivo de caracterizar a área contaminada. Ou seja, em poços como o que foi mostrado na Figura 2.

O uso dessas metodologias convencionais decorre do custo mais baixo, associado à grande oferta dessas tecnologias e serviços, e também da prática do mercado. Contribuiu para isso o fato da CETESB ter recomendado no passado essas metodologias, particularmente a instalação de poços de 3,0 m de seção filtrante – sendo 2,0 metros abaixo do nível de água e 1,0 m acima do nível de água – em seus antigos procedimentos de investigação confirmatória para postos de combustíveis (CETESB, 2006). Havia essa recomendação nessa etapa da investigação e especificamente para esse segmento de postos de combustíveis porque o órgão ambiental tinha a intenção de obrigar o Responsável Técnico a fazer uma verificação da presença do maior problema ambiental que poderia acontecer nesse tipo de atividade, que é a ocorrência de fase livre imiscível menos densa que a água (LNAPL).

O mercado brasileiro, de 2002 em diante, tomou essa recomendação como regra, para qualquer área, para qualquer situação, e dessa forma, quase a totalidade dos poços de monitoramento em investigações confirmatórias de áreas contaminadas são instalados com esse procedimento, ou seja, poços não afogados, com 3,0 m de seção filtrante. Como os procedimentos não exigem uma

[12] Informações obtidas em observações do mercado e conversas informais.

técnica de perfuração que garanta a qualidade da sondagem e o isolamento adequado das camadas que não se deseja monitorar, o mercado optou majoritariamente pelo método de sondagem mais barato, o Trado Manual (Figura 3).



Figura 3. Trado Manual em operação. Fonte: JL Fundações e Padrão Ambiental

Uma investigação baseada somente nos resultados de poços de monitoramento não pode ser considerada completa. Primeiro porque não cumpre a determinação da DD-038 (CETESB, 2017), uma vez que só possibilita obter informações (pouco representativas) da concentração em fase dissolvida, e não das fases residual (solo) ou gasosa (ar do solo). Além disso, os poços de monitoramento têm como objetivo fornecer dados que representam uma média ponderada de toda a sua seção filtrante, portanto, das diversas unidades hidroestratigráficas que atravessam essa seção filtrante, ou seja, médias ponderadas de concentração, condutividade hidráulica, potencial hidráulico, entre outras grandezas. Sendo assim, os dados obtidos nos poços têm escala inadequada, de pouco detalhe e não são representativos para se elaborar um adequado MCA nem um diagnóstico da área. Concluindo, pode-se dizer que os poços de monitoramento, como ferramenta isolada, mesmo adequadamente instalados, não são apropriados para investigação de uma área contaminada, concordando com uma série de estudos (PITKIN *et al.*, 1999; EINARSON e CHERRY, 2002; PAYNE, QUINNAN e POTTER, 2008; CHERRY e PARKER, 2009; PITKIN, 2008; PITKIN, 2014; ITRC, 2015; SUTHERSAN *et al.*, 2017).

Após a elaboração do MCA, que estabeleça a distribuição das SQIs e sua relação com o meio físico, pode ser necessária a instalação de poços de monitoramento com o objetivo de monitorar temporalmente a qualidade da água subterrânea, não como ferramenta de diagnóstico, muito menos como a única ferramenta de diagnóstico. Nessa situação (de monitoramento), os poços devem ser instalados adequadamente, de acordo com a NBR 15.495 (ABNT, 2007).

Além do erro conceitual, decorrente da utilização do poço de monitoramento como única ferramenta de coleta de dados para investigação, há também o erro de execução pois, por questões de desconhecimento e redução de custos, os poços de monitoramento são instalados sem que haja uma elaboração do modelo conceitual prévio, para a definição e caracterização da zona-alvo de monitoramento, ou seja, para projetar corretamente a posição, comprimento e características construtivas da seção filtrante, em desconformidade com a referida norma 15.495-1.

Isso ocorre porque os Responsáveis Técnicos coletam informações do meio físico em subsuperfície **durante** a execução da sondagem para a instalação dos poços de monitoramento, e não **antes** da elaboração do projeto do poço de monitoramento, como prevê a norma. Se a sondagem estiver sendo feita com trado manual, as amostras não são representativas, conforme já exposto anteriormente. Se a sondagem estiver sendo feita com Trados Helicoidais (ocos ou sólidos), as amostras são ainda menos representativas, pois os helicoides misturam o solo das diversas profundidades, sendo impossível descrever tátil-visualmente o material para a elaboração dessa etapa do MCA. Esses erros de execução desrespeitam a norma NBR 15.495-1 (ABNT, 2007), mas fazem parte do dia-a-dia dos trabalhos de investigação de áreas contaminadas no Brasil.

Além da utilização dos poços de monitoramento como única ferramenta de diagnóstico da área, outro problema da abordagem tradicional é que não é feita uma amostragem de solo adequada nos trabalhos de investigação de áreas contaminadas no Brasil (RIYIS *et al.*, 2013; RIYIS, 2014; VILAR *et al.*, 2018; RIYIS, 2017). Como foi abordado no Item 3.8, a amostragem de solo tem basicamente duas funções dentro dos trabalhos de investigação: obtenção dos valores de concentração das SQIs imóvel, em fase retida ou residual; e descrição do material amostrado para definição, identificação e delimitação das unidades

hidroestatigráficas. As amostragens de solo realizadas de modo generalizado pelo mercado brasileiro não conseguem atender a nenhum desses dois objetivos

Inicialmente há o problema do erro de metodologia. O Trado Manual, ferramenta mais utilizada no Brasil, não é capaz de coletar amostras representativas da profundidade em que o instrumento está se o furo de sondagem não permanecer íntegro e desimpedido, pois é muito provável acontecer desmoronamento ou migração de material de profundidades superiores para o fundo da sondagem, de onde o trado tira as amostras. Para a coleta de amostras com a finalidade de realizar análises químicas, a NBR 16.434 (ABNT, 2015), não permite o seu uso devido às perdas de voláteis que ocorrem durante o processo de amostragem. Assim, o Trado Manual é uma metodologia inadequada para a amostragem de solo.

A segunda modalidade mais utilizada no Brasil é o *Direct Push – Single Tube*, (Figura 4) que, embora utilize a metodologia da cravação contínua (*Direct Push*) com amostrador tubular *liner*, de PEAD ou PVC, portanto, com uso permitido pela citada norma NBR 16.434, ela não é capaz de coletar amostras representativas a mais de 1,20 m de profundidade. Isso ocorre porque, ao retirar-se o amostrador com a amostra de solo, o furo de sondagem fica aberto, podendo ocorrer o desmoronamento da parede do furo em solos arenosos, ou saturados, ou friáveis, ou a expansão da parede do furo em solos argilosos. Em qualquer um dos casos, a amostra da profundidade seguinte estará “contaminada” por material de profundidades superiores, que são “arrastados” para o fundo da sondagem pela própria recolocação do amostrador na posição (RIYIS, 2012; RIYIS *et al*. 2013a; RIYIS, 2014; RIYIS, 2017). Sem amostras representativas, os resultados das análises químicas não podem servir de base para tomadas de decisão, e a descrição do perfil não permite a elaboração de um adequado MCA. Em resumo, nenhuma das duas principais modalidades de amostragem de solo utilizadas tradicionalmente no Brasil é adequada, gerando erros de metodologia.

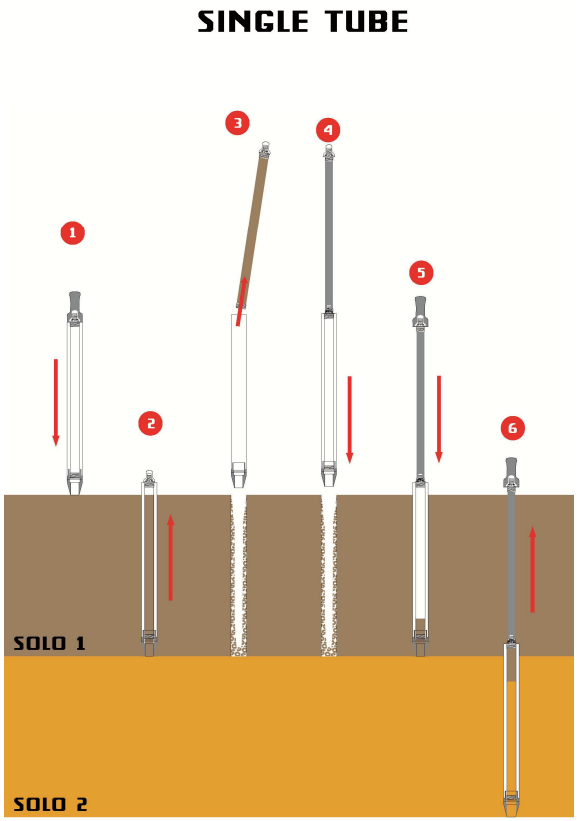


Figura 4. Amostragem de Solo *Direct Push – Single Tube*: **1**. Cravação do amostrador contendo o *liner*; **2**. Retirada do amostrador com *liner* deixando o furo de sondagem aberto; **3.** Retirada do *liner* de dentro do amostrador e recolocação de um novo *liner*. Pode-se observar que há desmoronamento 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 a profundidade da cravação vai crescendo, gerando amostras pouco representativas.

Além dos erros de metodologia, há o erro de abordagem para as amostragens de solo. Segundo Riyis *et al*. (2013), Riyis (2017), Vilar *et al*. (2018), Riyis *et al*. (2019), é muito difícil o Responsável Técnico, no Brasil, realizar amostragem de solo na zona saturada, seja para a descrição do solo com o objetivo de identificar e delimitar as unidades hidroestratigráficas, seja com o objetivo de encaminhar amostras para análises químicas. Sem a coleta de amostras da zona saturada, não é possível[13] a identificação de zonas de fluxo e armazenamento, nem a definição das zonas-alvo para o posicionamento das seções filtrantes dos poços de monitoramento, nem a identificação, definição e delimitação das unidades

[13] A não ser que o Responsável Legal utilize um ensaio de alta resolução com esse objetivo, como CPTu, RCPTu, HPT, DPIL ou Waterloo Profiler. Mas a premissa aqui é que estão sendo usadas metodologias convencionais

hidroestratigráficas (RIYIS, 2017). No Brasil, essa prática, de amostrar o solo na zona saturada, é muito pouco utilizada (RIYIS, 2014; RIYIS *et al.*, 2015, VILAR *et al.*, 2018, RIYIS *et al.*, 2019), provavelmente porque convencionou-se, também a partir dos procedimentos de investigação em postos de combustíveis (CETESB, 2006), amostrar o solo para análises químicas somente até a franja capilar. Porém, para determinar a massa imóvel (ver Item 3.11), portanto para cumprir integralmente o que pede a legislação brasileira (CETESB, 2017), é preciso coletar amostras de solo para análises químicas com a finalidade de quantificação da massa imóvel. Esse erro de abordagem, amostrar o solo somente na zona não saturada (SALE *et al.*, 2013; ELIS, 2014; RIYIS, 2017, VILAR *et al.*, 2018, RIYIS *et al.*, 2019), é uma causa importante de erros na elaboração do MCA decorrente dos métodos tradicionais de investigação.

Em resumo, os principais problemas nas investigações tradicionais, de acordo com Riyis (2012) são:

- Escolha da abordagem errada para efetuar o diagnóstico e elaborar o MCA. As investigações baseiam-se simplesmente em instalar poços de monitoramento e utilizar a sondagem para a instalação dos poços de monitoramento como única forma de obter dados do meio físico;

- Dentro da abordagem escolhida, a preferência se dá sempre por metodologias mais baratas, sem dar importância à representatividade dos dados coletados;

- Dentro da metodologia menos eficiente, ocorrem ainda alguns erros conceituais, especialmente na instalação de poços de monitoramento. Em geral, nas instalações brasileiras, utiliza-se qualquer pré-filtro e qualquer abertura de ranhuras do tubo-filtro independentemente da granulometria da formação, instala-se poços com seção filtrante longa, sem modelo conceitual prévio, sem desenvolvimento preliminar, entre outros erros.

- As amostragens de solo, quando feitas, são somente na zona não saturada;

Esses erros apontados, e outros mais, inviabilizam a elaboração de um adequado MCA, que possibilite o entendimento em escala adequada da

distribuição das SQIs e sua relação com o meio físico subterrânea. É necessário, portanto, modificar esse paradigma.

3.6 Heterogeneidades Hidrogeológicas e Unidades Hidroestratigráficas

Dentre as etapas da construção do MCA em uma investigação de área contaminada, a coleta de dados em campo é a mais crítica, pois carrega mais incertezas pela natureza do trabalho (RIYIS, 2012), portanto, deve-se dar muita atenção a essa etapa. Das variáveis de subsuperfície, as heterogeneidades hidrogeológicas são as mais críticas para o processo de diagnóstico, por possuírem variação medida em ordens de grandeza (CLEARY, 1989; HADLEY & NEWELL, 2012; McGUIRE *et al.*, 2016), portanto, essa variação deve ser adequadamente estudada e priorizada na investigação (PAYNE, QUINNAN e POTTER, 2008; QUINNAN *et al.*, 2010; RIYIS *et al*, 2013).

A heterogeneidade hidrogeológica decorre das diferenças na geometria dos poros do material que constitui a matriz geológica. Como resultado, a migração descendente do contaminante resulta em instabilidade de fluxo ao longo dos poros da matriz do aquífero, resultando em uma distribuição aparentemente caótica (ITRC, 2015). Essas variações estão comumente presentes mesmo em formações que parecem ser homogêneas (EINARSON *et al.*, 1999; GUILBEAULT *et al.*, 2005; PAYNE, QUINNAN E POTTER, 2008), tornando a detecção da massa residual imóvel desafiadora e levando à necessidade de melhorar os métodos de caracterização da área.

Quando ocorre uma contaminação através de derramamento em superfície ou subsuperfície, uma das fases mais complexas da massa de contaminante para fluxo e transporte é a fase imiscível não-aquosa (*Non-Aqueous Phase Liquid* – NAPL) (ITRC, 2007; ITRC, 2015; PANKOW e CHERRY, 1996). Mesmo após o fim da liberação de produto, ou seja, após cessar a fonte primária, o NAPL continua migrando no subsolo, deixando uma trilha imobilizada na matriz do aquífero, portanto, essa trilha só é detectável através de ensaios e amostragens que considerem o solo como matriz principal.

Embora o NAPL residual seja considerado imóvel em condições normais (ITRC, 2015; STROO *et al.*, 2012), ele pode atuar como uma fonte de contaminação de águas subterrâneas em fase dissolvida em longo prazo. À

medida que as águas subterrâneas se movem através do subsolo e entram em contato com gânglios ou com bolsões de NAPL (PANKOW e CHERRY, 1996), esse NAPL dissolve-se lentamente na água subterrânea proporcionalmente à solubilidade efetiva de seus componentes (PANKOW e CHERRY, 1996; ITRC, 2015). O NAPL residual na zona vadosa[14], por sua vez, também atua como uma fonte contínua de contaminação, mas da fase gasosa, podendo causar migração e intrusão de vapor (ITRC, 2015).

De acordo com Payne, Quinnan e Potter (2008), embora a hidrogeologia seja a ciência que estuda o movimento da água em subsuperfície, seus principais fatores limitantes decorrem do meio em que a água caminha, portanto, é fortemente dependente da variação (heterogeneidade e anisotropia) geológica. A variação da condutividade hidráulica, então, é uma variável chave para o entendimento do meio físico, que vai condicionar o fluxo subterrâneo e o transporte de contaminantes. Suthersan *et al.* (2015), Welty *et al.* (2016), Riyis *et al.* (2015) afirmam que a avaliação da hidroestratigrafia e o mapeamento da condutividade hidráulica (portanto, das heterogeneidades hidrogeológicas) 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), Suthersan *et al.* (2017), entre outros.

Para esse adequado diagnóstico, devem, então, ser coletadas amostras de água subterrânea e de solo para a avaliação das concentrações das Substâncias Químicas de Interesse (SQI), mas também devem ser coletadas amostras de solo, que constituem a matriz do aquífero poroso, para obter outras informações sobre o meio físico, tais como: textura, cor, granulometria, porosidade total, porosidade efetiva, densidade, fração do carbono orgânico. Além dessas determinações, devem ser obtidos dados que permitam obter informações sobre os processos de fluxo de água subterrânea e transporte de SQI, como gradiente de potencial hidráulico horizontal e vertical, condutividade hidráulica, sentido e intensidade de fluxo, entre outras.

[14] Zona Vadosa é a zona não saturada do solo

Mas, de qual(is) profundidade(s) em uma sondagem deve-se coletar essas amostras de solo e de água subterrânea? Feenstra *et al.* (1991), Pitkin *et al.*(1999), Guibeault *et al.* (2005), Payne, Quinnan e Potter (2008), Quinnan *et al.* (2010), Welty (2012), Riyis (2012), Riyis *et al.* (2013), Elis (2014), Riyis (2014), Rossi *et al.* (2014), Suthersan *et al.* (2015), ITRC (2015), Riyis *et al.* (2016), Welty *et al.*(2016), entre outros, indicam que a água subterrânea deve ser coletada nas unidades hidroestratigráficas que sejam zonas preferenciais de fluxo (ZF), ou de porosidade móvel, ao passo que, nas unidades hidroestratigráficas que sejam zonas de armazenamento (na zona saturada), ou de porosidade imóvel, devem ser coletadas amostras de solo ou da matriz do aquífero[15].

Assim, de acordo com Riyis *et al.* (2016), para uma adequada coleta de dados que permita uma avaliação das heterogeneidades hidrogeológicas, deve-se:

- Coletar amostras de solo, inclusive da zona saturada, com a metodologia e ferramentas adequadas, que permitam a coleta de amostras representativas em profundidade;

- Avaliar essas amostras em campo, fazendo uma descrição tátil-visual inicial de modo a identificar variações significativas de unidades hidroestratigráficas;

- Fazer, em campo, uma varredura – vertical – de SQIs (para VOC, adotar Amostragem de Solo de Perfil Completo (ASPC)[16] (RIYIS et al., 2016; VILAR *et al.*, 2018; RIYIS *et al.*, 2019); para hidrocarbonetos de petróleo, Caixa Preta de Luz UV-A (RIYIS *et al.*, 2019), seleção, preservação e envio de algumas amostras ao laboratório;

- Fazer ensaios de piezocone de resistividade (RCPTu – CPTu com um sensor a mais de condutividade elétrica (RIYIS, 2012)) com dissipação de poro pressão (PPDT) para a determinação, em escala de detalhe, das zonas de fluxo e zonas de armazenamento, ao mesmo tempo em que se obtém o valor quantitativo

---

[15] O mercado brasileiro convencionou chamar de amostra “de solo” somente quando se trata da zona não saturada. Alguns profissionais chamam a amostragem de solo na zona saturada como “amostragem da matriz do aquífero”

[16] Elis (2014) e ITRC (2015) denominam a amostragem de solo de perfil completo como *Whole-Core Soil Sampling*, ou WCSS na sigla em inglês.

de K nas zonas de armazenamento (RIYIS *et al.*, 2013; QUINNAN *et al.*, 2010; KRAM *et al.*, 2010; WELTY *et al.*, 2016)[17];

- Instalação de pontos de amostragem de água (poços de monitoramento ou outro instrumento) nas zonas de fluxo obtidas. Nesses pontos, além das amostras de água subterrânea, devem ser realizados ensaios hidrogeológicos para a obtenção de condutividade hidráulica (K) quantitativa nas zonas de fluxo (RIYIS *et al.*, 2013);

- Coleta de amostras indeformadas de solo (para determinação de porosidade total, porosidade efetiva e densidade) e deformadas (para determinação de granulometria e fração de carbono orgânico);

- Tomada de decisão em campo por profissional capacitado e com autonomia;

3.7 Poços de Monitoramento

A avaliação da qualidade dos aquíferos, particularmente nas áreas urbanas, é cada vez mais importante em um cenário de escassez crescente de água.

Avaliar e quantificar a concentração de SQIs em fase dissolvida na água subterrânea é uma variável muito importante no GAC, sendo geralmente o fator que determina a existência ou não do risco à saúde humana decorrente da contaminação (RIYIS, 2012).

De acordo com Nielsen (2006) e Giacheti, Elis e Riyis (2015), o equipamento reconhecido como capaz de embasar uma tomada de decisão sobre a qualidade da água subterrânea é um poço de monitoramento instalado de acordo com as normas brasileiras NBR 15.495-1 (ABNT, 2007) e desenvolvido de acordo com a NBR 15.495-2 (ABNT, 2008). Em conjunto com esse poço de monitoramento, é preciso que a amostragem de água subterrânea obedeça à norma 15.847 (ABNT, 2010). Todos os órgãos ambientais brasileiros exigem que a

---

[17] Embora Riyis *et al.* (2016) recomendem o RCPTu para essa finalidade, há outras ferramentas que também são capazes, com eficiência variável, de obter esses dados das zonas de fluxo e armazenamento em detalhe: DPIL, HPT, Waterloo APS, entre outros. Mais detalhes no Capítulo 3.12

água subterrânea seja avaliada utilizando a instalação de poços de monitoramento e subsequente amostragem.

De acordo com Nielsen (2006), ABNT (2007) e Giacheti, Elis e Riyis (2015), o poço de monitoramento é composto por uma tubulação, que se divide em tubo-filtro, que é ranhurado, ou seja, permite a passagem de água, e tubo-revestimento, que é a região do poço onde a água não deve entrar. No fundo do poço de monitoramento, conectado à tubulação, fica uma tampa roscável, e na parte superior, geralmente, uma tampa de pressão que impede a migração de água superficial por dentro dos tubos. O espaço anelar, ou seja, aquele existente entre a parede da perfuração e o tubo, deve ser preenchido da seguinte forma: por fora da seção filtrante, um material inerte com condutividade hidráulica maior que a da formação aquífera, denominado pré-filtro, para que a água da formação entre no poço em uma velocidade próxima ao seu fluxo natural, sem turbulência e sem perda de carga. Geralmente, ele é formado por areia grossa bem selecionada, com alto teor de quartzo, lavada, com granulometria variando de acordo com a matriz do aquífero. Acima do pré-filtro, ainda no espaço anelar, deve-se aplicar um selo, normalmente formado por bentonita (argila expansiva praticamente impermeável) granular, ou em *pellets* para evitar que a água de fora da zona-alvo de monitoramento migre para a seção filtrante, e, consequentemente, para dentro do poço. Acima do selo, deve-se aplicar uma camada impermeável como completação do espaço anelar – geralmente formada por uma calda contendo cimento e bentonita – a fim de garantir um adequado isolamento da zona-alvo e não provocar conexão de unidades hidroestratigráficas pelo espaço anelar do poço. A Figura 5 mostra um poço de monitoramento convencional e suas partes constituintes.



Figura 5. Poço de monitoramento convencional

Após a instalação, deve-se efetuar o desenvolvimento do poço de monitoramento. Para tanto, recomenda-se que essa tarefa siga as orientações da NBR 15.495-2 (ABNT, 2008). Ela consiste, basicamente, em forçar a entrada dos materiais sólidos que estão presos no pré-filtro para dentro do poço e, posteriormente, retirar todos esses sólidos, de modo que o poço fique, tanto quanto possível, isento de turbidez e com condutividade hidráulica igual ou maior que a formação em que está instalado (NIELSEN, 2006). Para isso, utiliza-se, normalmente, uma válvula de retenção acoplada a uma mangueira descartável de Polietileno de Baixa Densidade (PEBD) para a retirada de partículas maiores e/ou uma bomba elétrica submersível para a retirada das partículas menores e estabelecimento da conexão hidráulica pré-filtro/formação (GIACHETI, ELIS e RIYIS, 2015).

Para a instalação de um poço de monitoramento, é preciso realizar uma perfuração (sondagem), cujas formas de execução variam de acordo com a profundidade de instalação, diâmetro do poço, a distribuição vertical dos contaminantes, a estratigrafia, o tipo de solo e, especialmente, o modelo conceitual prévio. Essa sondagem pode ser realizada por vários métodos. Giacheti, Elis e Riyis (2015) citam: o trado manual (com ou sem revestimento) – técnica mais utilizada no Brasil, de acordo com Riyis (2012) –, trados helicoidais sólidos e Trados Ocos Helicoidais (*Hollow Stem Auger*). Os trados ocos helicoidais têm a vantagem de permitir uma perfuração alinhada e fazer a perfuração ao mesmo tempo em que reveste o furo de sondagem, minimizando o risco de desmoronamento da parede do furo, contaminação cruzada e conexão de unidades hidroestratigráficas diferentes. Diversos estudos apontam os trados ocos helicoidais como o método de sondagem mais indicado para a instalação de poços de monitoramento (NIELSEN, 2006; GIACHETI, ELIS e RIYIS, 2015). Os guias da USEPA do estado de Ohio (OHIOEPA, 2008) e da Califórnia (CalEPA, 2014) desconsideram a perfuração manual como possibilidade de método de sondagem para a instalação de um poço de monitoramento. Como alternativa aos trados ocos helicoidais, eles mencionam a metodologia da cravação contínua (*Direct Push*), a sondagem sônica, e as sondagens rotativas com injeção de fluido. Essas duas últimas não são recomendadas no Brasil pela NBR 15.495-1 (ABNT, 2007) por causa da injeção de fluidos de perfuração.

De acordo com os dois guias dos EUA citados e o texto de Giacheti, Elis e Riyis (2015), a sondagem com trados ocos helicoidais consiste em avançar a perfuração com uma composição desses trados ocos contendo um tampão no fundo da composição para impedir a entrada de material da formação por dentro dos trados ocos. A perfuração é conduzida por uma sonda hidráulica rotativa com baixa rotação (tipicamente 30-90 rpm) e alto torque (tipicamente maior que 4000 N.m), sem a utilização de fluidos de perfuração, até a profundidade desejada (precisa ter sido definida previamente, de acordo com a NBR 15.495-1). Ao atingi-la, rompe-se o tampão de fundo e insere-se a tubulação (tubos-filtros conectados aos tubos-revestimento) por dentro dos trados ocos. A seguir, coloca-se, no espaço anelar, o pré-filtro, com granulometria adequada à ranhura do tubo-filtro, que, por sua vez, tem essa abertura adequada à granulometria da formação em que o poço será instalado. Após posicionar o pré-filtro corretamente, é feito o desenvolvimento preliminar (pistoneamento), para que o pré-filtro se assente no espaço anelar e estabeleça uma conexão hidráulica adequada com a formação hidrogeológica onde está posicionado. Em seguida, coloca-se, no espaço anelar acima do pré-filtro, o selo sanitário, em geral feito de bentonita em *pellet*, com uma camada de cerca de 30-50 cm. Acima desse selo, o espaço anelar é preenchido com uma calda de cimento e bentonita. Depois do acabamento, inicia-se a etapa de desenvolvimento do poço. Um estudo famoso (*Nebraska Grout Study* (ROSS, 2010)) repetido posteriormente por CHRISTOPHERSON (2015), recomenda que, ao invés do selo sanitário e preenchimento do espaço anelar utilizando bentonita, seja feito um pré-filtro secundário de 20-30 cm, com areia média acima do pré-filtro, e a seguir, adicionada apenas calda de cimento. Esse procedimento também está de acordo com a norma NBR 15.495-1.

No entanto, os poços de monitoramento convencionais têm sido alvo de críticas, pela incapacidade de representar a real situação do aquífero em escala de detalhe, ainda que fornecendo valores médios de concentração, e pela incapacidade de determinar o fluxo de massa de uma eventual pluma de contaminação (POWELL e PULS, 1997; PITKIN *et al*., 1999; EINARSON *et al*., 1999; NICHOLS, 2004; GUILBEAULT *et al*., 2005; NIELSEN, 2006; PAYNE, QUINNAN E POTTER, 2008; CLEARY, 2009; AQUINO NETO, 2009; WELTY, 2012; SUTHERSAN *et al*., 2015; RIYIS *et al*., 2019). Desta forma, pode-se afirmar que os poços de monitoramento são bons instrumentos para monitorar

concentrações médias ao logo do tempo, mas possuem limitações importantes se o objetivo é caracterizar a área e elaborar um modelo conceitual adequado (GUILBEAULT *et al*., 2005, WELTY, 2012; RIYIS, 2012; GIACHETI, ELIS E RIYIS, 2015).

De acordo com a norma brasileira (ABNT, 2007), os poços de monitoramento devem ser instalados somente depois que um modelo conceitual prévio tenha sido elaborado e após as zonas-alvo de monitoramento terem sido definidas. Porém, na prática, isso não é feito, e a sondagem para a instalação do poço de monitoramento é a única forma de serem obtidos dados de subsuperfície (RIYIS, 2012; GIACHETI, ELIS e RIYIS, 2015). A localização, profundidade, o diâmetro, o posicionamento da seção filtrante, os materiais dos tubos e dos demais insumos devem ser definidos a partir das condições do solo, do aquífero, dos compostos de interesse e, principalmente, do modelo conceitual prévio (ABNT, 2007), mas nenhuma informação dessas pode ser obtida sem que haja uma coleta de dados anterior sobre o meio físico, como uma amostragem de solo. Desta forma, quase a totalidade dos poços de monitoramento no Brasil é instalada sem amostragem de solo prévia, portanto, sem os dados do meio físico necessários à elaboração de um projeto do poço de monitoramento. Portanto, a maioria dos poços de monitoramento instalados no Brasil e que fundamentam as tomadas de decisão sobre a existência de risco à saúde humana em áreas contaminadas, não estão integralmente de acordo com a norma NBR 15.495-1.

3.8 Amostragem de Solo

Com a entrada em vigor da DD-038 (CETESB, 2017), a amostragem de solo passa a ser a atividade mais importante da investigação de áreas contaminadas. Isso decorre das novas exigências do referido documento, que obrigam o Responsável Técnico a identificar as unidades hidroestratigráficas, investigar todas as SQIs em todos os meios, quantificar a massa em todas as fases e aumentar a resolução da investigação nas fontes.

De acordo com Giacheti, Elis e Riyis (2015), as ferramentas de amostragem de solo, dentro da investigação de uma área contaminada, devem ser selecionadas em consonância com o objetivo principal determinado pelo plano de

amostragem. Como exemplos desses objetivos, destacam-se: avaliação de concentrações de SQIs; descrição tátil-visual da amostra para elaboração de perfil hidroestratigráfico e definição das unidades hidroestratigráficas; avaliação em campo das concentrações qualitativas de SQIs, especialmente dos compostos orgânicos voláteis (VOCs); determinação da zona-alvo dos instrumentos de amostragem de água subterrânea (como os poço de monitoramento); determinação de parâmetros físicos do solo, entre outros. Essa seleção, ainda de acordo com Giacheti, Elis e Riyis (2015), e também com Byrnes (2008) e ABNT (2007b), deve ser feita levando-se em conta as características do solo a ser amostrado (argiloso, arenoso, saturado, orgânico, residual, alterado, aterro, entre outros), e a profundidade a ser atingida (superficial, até 0,20 m, ou profunda, a 30-40 m).

Especificamente para a amostragem de compostos voláteis, os estudos devem seguir a norma NBR 16434:2015 (ABNT, 2015), que determina a obrigatoriedade da utilização da metodologia da cravação contínua (*Direct Push*) com *liner*. Essa é uma norma nacional, válida em todo o território brasileiro. Como é uma situação mais restritiva e específica, e a contaminação (confirmada ou suspeita) por compostos orgânicos voláteis ocorre na maioria das investigações geoambientais de áreas contaminadas, este trabalho tratará apenas da metodologia de amostragem de solo por cravação contínua (*Direct Push*). Métodos como trado manual, amostragem nos helicoides dos trados, SPT, amostrador bipartido, entre outros, não serão considerados por não serem permitidos na NBR 16.434.

Riyis (2012), Giacheti, Elis e Riyis (2015), Riyis *et al*. (2015) e Riyis *et al*. (2019) descrevem a metodologia básica da cravação contínua da seguinte forma: é uma técnica de amostragem por percussão que utiliza uma ferramenta tubular oca de aço carbono, denominada amostrador, que normalmente mede 1,20-1,50 m de comprimento, 40-70 mm de diâmetro externo e 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 37-44 mm. As modalidades da amostragem de solo por cravação contínua são: Tubo Único (*Single Tube*), Tubo Duplo (*Dual*

Tube) e Amostrador de Pistão (*Piston Sampler*), todas com o mesmo princípio: cravação por percussão de um amostrador de aço contendo um amostrador de plástico (*liner*), que, ao entrar no solo, faz com que a amostra fique em seu interior. As principais diferenças entre as três modalidades foram descritas e comentadas por Poole *et al*. (2005), McCall *et al.* (2006), Elis (2014), ASTM[18] (2014), Riyis (2015), Vilar *et al*. (2018) e são as seguintes:

A modalidade *Single Tube*, mostrada na Figura 4 consiste em: cravar uma composição com o amostrador; remover toda a composição para a retirada da amostra de solo, deixando o furo aberto; recolocar a composição nesse furo aberto novamente. Essa modalidade é claramente inadequada, uma vez que o furo tem grande chance de desmoronar (em materiais arenosos e/ou saturados), ou de diminuir de diâmetro (em argilas expansivas), fazendo com que a amostra da profundidade seguinte seja "contaminada" por material de profundidades superiores, não sendo, portanto, representativa. A despeito de ser a modalidade mais largamente utilizada no Brasil, em quase todas as investigações, ela não é permitida pela norma ASTM D6282, que regulamenta esse assunto nos EUA, justamente por não permitir a coleta de amostras representativas decorrente do furo ficar aberto sem revestimento.

É necessário, portanto, uma metodologia que faça o revestimento do solo enquanto a amostragem avança em profundidade. As modalidades que atendem esse requisito são três: a) *Dual Tube*, que consiste na cravação de uma composição externa, que funciona como revestimento, junto com uma composição interna, que coleta as amostras. Na retirada das amostras, o furo fica revestido, impedindo a "contaminação" das amostras seguintes. b) *Piston Sampler*[19], que consiste na cravação de uma composição fechada até a profundidade que se deseja amostrar, "abertura" dessa composição para permitir a entrada das amostras, e cravação da composição apenas na profundidade que se deseja amostrar. c) o *Single Tube* revestido por trados ocos helicoidais. Nessa

---

[18] ASTM D6282 - *Standard Guide for Direct Push Soil Sampling for Environmental Site Characterizations*

[19] A ASTM D6282 denomina essa modalidade como *Single Tube*. No Brasil, por conta das ferramentas importadas, optou-se por usar o nome dado pelos fabricantes, *Piston Sampler.*

modalidade, ao retirar-se a composição, o furo está revestido lateralmente pelos trados ocos, 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 ocos helicoidais, a amostragem pode ser feita em grandes profundidades, limitadas pela capacidade de perfuração da sonda, e a limitação da amostragem passa a ser a capacidade de recuperação das amostras dentro do *liner*, que é mais difícil em solos saturados com expressiva coluna de água.

Giacheti, Elis e Riyis (2015), descrevem as modalidades como:

- *Single Tube*: Crava-se a composição com algum equipamento de percussão, que podem ser desde marretas manuais até marteletes hidráulicos de alta capacidade acoplados às sondas hidráulicas. Essa composição é formada, além do amostrador, de hastes prolongadoras e de adaptadores em diversos pontos. Após a cravação, a composição é retirada do furo de sondagem, que fica aberto, o *liner* é retirado do amostrador, e a composição é remontada e recolocada no furo, com uma haste a mais, para se efetuar a cravação de mais de 1 m de profundidade. A modalidade *Single Tube* não consegue coletar amostras representativas em solos que desmoronam no furo de sondagem, como os arenosos, os expansíveis ou os com coluna de água expressiva;

- *Single Tube* revestido por Trados Ocos Helicoidais: a melhor alternativa para o uso do *single tube*, objetivando reduzir essa limitação, é utilizá-lo concomitantemente com os trados ocos helicoidais por dentro deles, o que impede esse desmoronamento melhora a representatividade da amostra de solo. Essa modalidade é realizada da seguinte forma: inicialmente, crava-se a composição, a seguir, retira-se a composição, retira-se o *liner* de dentro do amostrador e introduz-se, nos trados ocos, uma ferramenta que impede o solo de entrar por dentro deles, denominada “peso”. Então, efetua-se a sondagem rotativa a seco com os trados ocos “entupidos” pelo peso interno até a profundidade já amostrada. Quando se atinge essa profundidade, retira-se o peso e coloca-se novamente a composição de amostragem de solo *Single Tube*, por dentro dos trados ocos. Crava-se mais um metro, e repete-se o procedimento;

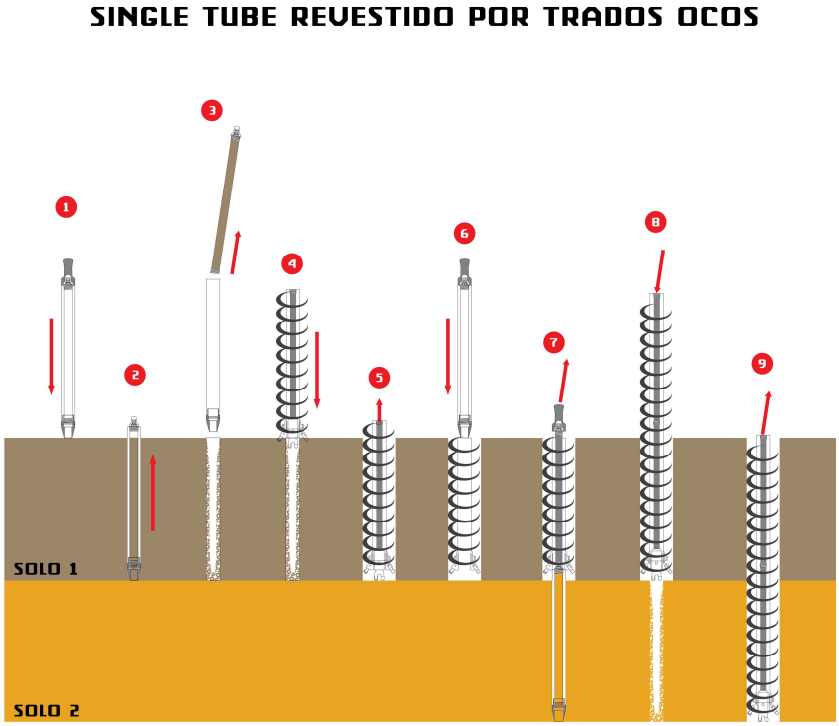


Figura 6. *Single Tube* revestido por Trados Ocos Helicoidais: **1.** Cravação do amostrador *Single Tube* com *liner* dentro; **2**. Retirada da composição amostrador+*liner* deixando o furo aberto; **3**. Retirada do *liner* do amostrador e desmoronamento da parede do furo de sondagem; **4.** Reabertura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

- *Dual Tube*: Nessa modalidade, a diferença para a amostragem *Single Tube* é que são cravados, ao mesmo tempo, dois tubos: um externo, que reveste o furo de sondagem, e outro interno, onde está a composição e o amostrador. As amostras são retiradas por dentro do revestimento, permitindo que as amostras sejam representativas da profundidade que se pretende amostrar, sem interferência de material de profundidades diferentes. Uma diferença importante da modalidade *Dual Tube* para a *Single Tube* revestida por trados ocos helicoidais, é que são realizadas em um tempo muito menor (cerca de 25-35% do tempo). Como desvantagem, o *Dual Tube*, normalmente, atinge profundidades menores, não sendo indicada para profundidades maiores que 15,0 metros;

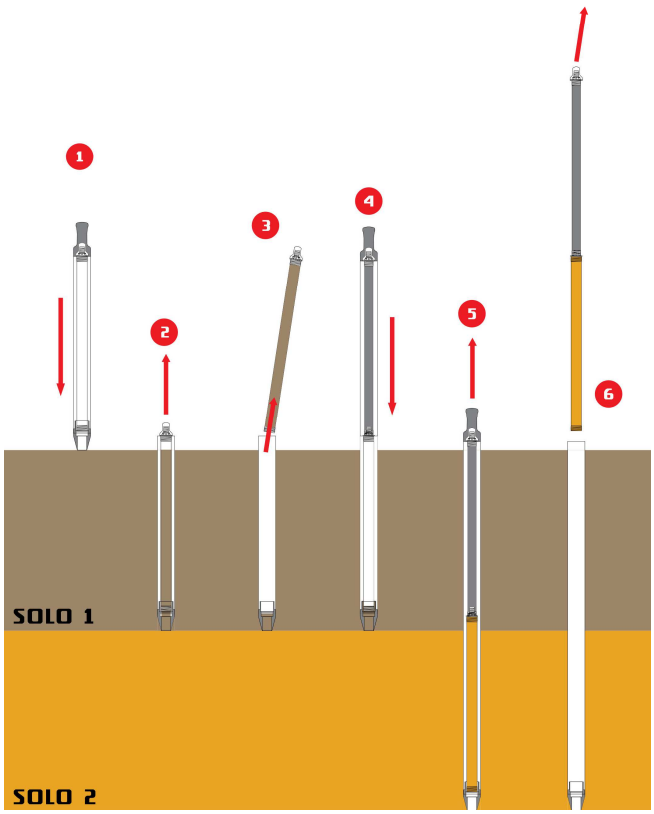
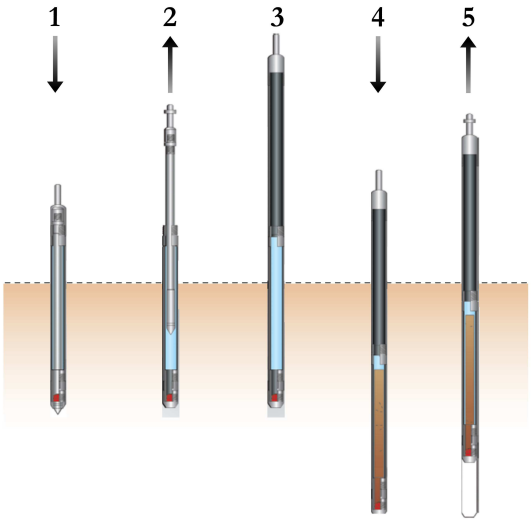


Figura 7. Dual Tube. **1.** Cravação da composição, com tubo externo (revestimento) e tubo interno (l*iner*); **2**. Retirada do *liner* de dentro do revestimento; **3.** Encaminhamento do *liner* para avaliação, enquanto o furo de sondagem permanece revestido; **4**. Recolocação do *liner* dentro do 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;

- *Piston Sampler*: Essa modalidade (o diagrama de funcionamento pode ser visto na Figura 8), garante amostras representativas da profundidade amostrada, pois ela é cravada fechada e só é aberta na profundidade inicial que se pretende amostrar. Com isso, torna-se mínima a chance de ocorrer contaminação cruzada, seja por desmoronamento da parede do furo, por pressão da água por baixo do revestimento, por expansão de argilas, ou por migração de contaminante pela ferramenta de amostragem. Como desvantagem, o furo fica aberto no intervalo entre a retirada de uma amostra e a cravação do amostrador fechado para a próxima, podendo, nesse período, ocorrer a migração de material (contaminado ou não) para a profundidade alvo, o que gera incerteza. Além disso, o processo é bem mais lento que as demais e mais difícil de se realizar a cravação, porém, em

muitas situações (solo arenoso saturado com grande coluna de água), essa é a única ferramenta que consegue recuperar amostras de solo representativas;



1- O amostrador é cravado com a sua base fechada até profundidade em que se deseja fazer a amostragem.
2- Quando se alcança essa profundidade, a haste interna conectada à ponta interna da amostrador é retirada, abrindo a base do amostrador para permitir a entrada do solo.
3- Adiciona-se uma haste externa de cravação do mesmo comprimento que o amostrador .
4- Crava-se a composição até a profundidade equivalente ao comprimento amostrador.
5- O amostrador é retirado do furo de sondagem e a amostra de solo é, então, coletada.

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

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 solo de estratos superiores se misturem à amostra de interesse. Essa limitação pode ocorrer com a modalidade mais difundida e utilizada no Brasil, a *Single Tube* (ASTM, 2014). 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, por isolar essas porções, dificultando a migração vertical dela pelo furo de sondagem (POOLE *et al.*, 2005)

A Decisão de Diretoria 038 (DD-038) da CETESB (CETESB, 2017) traz uma série de mudanças ao gerenciamento de áreas contaminadas (GAC) no estado de São Paulo. Particularmente a amostragem de solo teve sua importância incrementada por dois pontos principais da DD-038: o conceito de unidades hidroestratigráficas (UHs); e a obrigatoriedade da quantificação de massa das Substâncias Químicas de Interesse (SQI) em todos os meios (solo, entre eles) e em todas as UHs. A definição das UH, portanto, agora é explicitamente a tarefa mais importante de todo o processo de elaboração do modelo conceitual da área, portanto, da investigação, muito embora já fosse exigida, por exemplo, na norma NBR 15.495-1 (ABNT, 2007), quando essa fala da definição da zona-alvo como condição básica e essencial para a elaboração do projeto do poço de

monitoramento (nota-se que é básica para o **projeto** do poço, ou seja, bem anterior à execução do poço de monitoramento), mas raramente era seguida.

Muitos estudos, como Einarson *et al*. (1999), Guilbeault *et al*. (2005), Einarson (2006), Payne, Quinnan e Potter (2008), Einarson *et al*. (2010), Suthersan *et al*. (2015) e diversos outros ressaltam a importância da definição das UH, particularmente das zonas de fluxo, e vão além ao afirmar que essa definição deve ser em escala de detalhe, uma vez que uma porcentagem inferior a 20% da seção do aquífero condiciona mais de 80% do fluxo e transporte[20]. Ou seja, não está correto, em uma investigação de área contaminada, delimitar as UHs somente em "aterro, sedimentos quaternários, solo de alteração e rocha matriz", pois cada uma dessas unidades, quando observada na escala apropriada (de detalhe), apresenta uma heterogeneidade muito grande, portanto, é composta por muitas unidades hidroestratigráficas menores, e são essas que devem ser definidas e estudadas.

Essa necessidade é conhecida, mas o mercado brasileiro ainda não tem uma definição clara de como identificar, classificar e delimitar as UH. Riyis (2012) enumera algumas ferramentas de investigação de alta resolução (HRSC) que permitem essa definição das UH em escala de detalhe. Porém, embora todas elas sejam excelentes para a definição das zonas de fluxo e de armazenamento, não atendem à segunda mais importante mudança promovida pela DD-038 para a investigação de áreas contaminadas: a quantificação de massa no solo, pois não possibilitam a coleta de amostras para análises químicas.

Especificamente para a amostragem de solo com o objetivo de realizar-se uma análise química de Compostos Orgânicos Voláteis (VOCs), deve-se cumprir a norma NBR 16.434/2015 (ABNT, 2015). Essa norma trouxe mudanças importantes, como obrigar a utilização de amostradores tubulares *liners* e a realização de uma varredura vertical de VOCs para que sejam selecionadas as amostras mais representativas do perfil para a realização das análises químicas. E como o uso da metodologia *Direct Push* é obrigatória nas áreas contaminadas ou suspeitas de estarem contaminadas por VOCs, pode-se aproveitar a amostragem

[20] Mais detalhes no item 3.12 – Fluxo e Descarga de Massa

criteriosa exigida pela NBR 16.434 para fazer a definição das UH através de uma descrição tátil visual detalhada em campo.

Normalmente, a definição das UH no Brasil tem sido feita através de descrições de campo ruins, baseadas em amostras de solo pouco representativas, geralmente obtidas do trado manual, ou do espiral dos trados ocos helicoidais (*Hollow Stem Auger*), raramente obtidas por meio de cravação contínua (*Direct Push*) com *liner* (RIYIS, 2012; RIYIS, 2016). E, nos casos em que ocorre a cravação de *liners*, ela é feita pela metodologia *Single Tube* com furo aberto e para na “franja capilar”, ou seja, quase nunca é feita na zona saturada, porque o paradigma das investigações brasileiras historicamente foi amostrar solo somente na zona não saturada (RIYIS et al., 2019). Com esse procedimento de amostragem (*Single Tube* com furo aberto), não é possível definir adequadamente as UHs. A Figura 9 mostra uma perfuração utilizando trados ocos helicoidais. Facilmente pode-se perceber que ocorre muita mistura do material perfurado nas hélices dos trados, sendo impossível dizer de quais profundidades vêm as amostras.



Figura 9. Solo da perfuração nos Trados Ocos Helicoidais

Muitos autores, como Poole *et al.* (2005), McCall *et al.* (2006), Payne, Quinnan e Potter (2008), Elis (2014), ITRC (2015) entre outros, recomendam a amostragem de solo na zona saturada para a determinação da massa imóvel, ou da massa retida/residual que está ligada ao solo. Essa massa tem ordens de magnitude superior à massa em fase dissolvida (RIYIS *et al.*, 2015; VILAR *et al.*,

2018), portanto, quantificá-la é essencial para a elaboração de um plano de intervenção, e é uma exigência da DD-038.

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 VOCs com o meio físico, especialmente com a matriz do aquífero (solo na zona saturada) quando se utiliza uma varredura vertical em alta resolução, que pode ou não ocorrer com coleta de muitas amostras para análises quantitativas em laboratório, quando comparada com a metodologia tradicional, de enviar apenas uma amostra daquela perfuração para o laboratório de análises químicas.

No Brasil, essa metodologia tradicional era antigamente aceita e recomendada pela CETESB para investigações em Postos de Combustíveis (CETESB, 2006; CETESB, 2007; CETESB, 2009), e acabou sendo difundida e utilizada em todas as investigações em qualquer tipo de área contaminada. Consistia em avaliar em campo amostras de solo apenas até a franja capilar e encaminhar apenas uma amostra para o laboratório, inadequadamente preservada. O trabalho de Vilar *et al.* (2018), mostra a diferença entre os resultados da interpretação dos dados provenientes de uma amostragem de solo conduzida da maneira tradicional, com poucas amostras e uma Amostragem de Solo de Perfil Completo (ASPC), com muitas amostras discretas, selecionadas a partir de uma varredura vertical.

A Amostragem de Solo de Perfil Completo (ASPC), portanto, é peça-chave na elaboração de uma investigação, pois, ao mesmo tempo que permite a quantificação da maior massa de SQI presente no site, possibilita a identificação e delimitação das UH, particularmente das zonas de fluxo, que serão as zonas-alvo dos pontos de coleta de água a serem instalados. Mas, para elaborar uma ASPC (que contemple a zona saturada), é preciso uma metodologia de amostragem que permita a coleta representativa dessas amostras. Desta forma, é necessário que seja utilizada uma das três modalidades de amostragem de solo *Direct Push*: *Dual Tube*, *Piston Sampler* ou *Single Tube* revestido por trados ocos helicoidais. Somente elas são capazes de coletar amostras de solo que atenda integralmente às exigências da DD-038 (CETESB, 2017) e das NBRs 16.434 (ABNT, 2015) e 15.495-1 (ABNT, 2017).

3.9 Métodos de Varredura (*Screening*) Vertical de VOCs

Os métodos de *screening* (rastreamento, reconhecimento, varredura) referem-se a testes rápidos e de custo baixo, para confirmar e localizar a existência de contaminação em determinado local, considerando-se determinada faixa de concentração (CETESB, 1999; AQUINO NETO, 2009). Nas investigações de áreas fonte, é imprescindível que haja um entendimento da distribuição vertical das SQIs e da interação dessas com o meio físico (PAYNE, QUINNAN e POTTER, 2008; USEPA, 2013; ITRC, 2015; SUTHERSAN *et al*., 2017).

Para se conhecer uma tendência inicial, qualitativa, da distribuição vertical das SQIs, a melhor forma é utilizar uma ferramenta de varredura vertical. Há basicamente duas formas de se fazer essa varredura vertical em áreas fontes de contaminação por VOCs: ensaios contínuos em tempo real sem coleta de amostras; e varredura no *liner* de amostragem de solo. Na primeira forma, destacam-se os ensaios MIP (para qualquer VOC, com resultados mais expressivos em áreas contaminadas por etenos clorados) e os métodos LIF/OIP (indicados para áreas contaminadas por hidrocarbonetos em fase líquida imiscível). Os dois métodos serão descritos no Item 3.13.

O presente trabalho vai tratar da segunda forma de se efetuar uma varredura vertical de VOCs, pois, a amostragem de solo é uma atividade obrigatória pela DD-038 (CETESB, 2017) nas áreas fonte tanto para verificar a concentração em todas as unidades hidroestratigráficas quanto para quantificar a massa em todos os meios (fase retida, residual ou outra imobilizada no solo) e é também recomendada para um melhor diagnóstico por Pitkin (2004), Cherry e Parker (2009), Elis (2014), ITRC (2015), Vilar *et al.* (2018), certamente a amostragem de solo será realizada durante a investigação, portanto, aproveitá-la e realizar a varredura vertical de VOCs nas amostras coletadas economizará recursos (materiais, tempo e dinheiro).

A metodologia adequada de amostragem de solo pelo método *Direct Push – Dual Tube* foi descrita no Item 3.8, e prevê a retirada de amostradores tubulares *liner* de subsuperfície contendo amostras de solo representativas. A varredura vertical de VOC pode ser realizada nesses *liners*, concomitantemente com a seleção e preservação das amostras para análises químicas.

O método mais utilizado, que está de acordo com a NBR 16.434 é a perfuração, a cada 10-20 cm, do *liner*, por onde será medida a concentração qualitativa (em ppmv) de VOCs no ar do solo através de um aparelho tipo PID[21]. Esse método fornece um entendimento qualitativo em alta resolução da distribuição vertical da massa de VOCs, ao mesmo tempo em que permite uma coleta e preservação adequada de amostra para análises quantitativas e uma avaliação inicial do meio físico através da descrição tátil-visual das amostras. Portanto, é possível realizar uma varredura vertical de VOC concomitantemente com a amostragem de solo que é tarefa essencial – e obrigatória – para a elaboração de um MCA. Desta forma, a varredura vertical pode ser considerada um bônus.

Porém, se a opção for por fazer essa varredura vertical por ensaios contínuos, em tempo real, como MIP ou métodos LIF/OIP, sem amostragem de solo, ela fornecerá dados semelhantes, em maior quantidade, em tempo menor, mas não terá as amostras de solo e será realizada com um custo mais elevado[22].

A varredura vertical em áreas fontes contaminadas por hidrocarbonetos em fase líquida imiscível (LNAPL) será discutida no item 3.10, que vai comparar o uso da amostragem de solo de perfil completo (ASPC) em conjunto com um dispositivo de luz UV com os métodos LIF/OIP (comercialmente presentes no Brasil como OIP – *Optical Image Profiler* – e UVOST). Considerando, portanto, outros VOCs, pode-se comparar a ASPC com varredura vertical com os ensaios MIP.

Nessa comparação, os ensaios MIP levam vantagem na varredura vertical por fornecerem informações em tempo real, em escala de detalhe, por terem três equipamentos em superfície que detectam SQIs: um ionizador por chama (FID), um detector por fotoionização (PID) e um detector por captura de elétrons (DELCD ou XSD) e por promover o aquecimento do material (solo e água) na profundidade de realização do ensaio, o que facilita a mobilização dos VOCs para serem detectados. Embora seja uma excelente ferramenta para a varredura vertical de VOCs, o MIP

---

[21] Detector por Fotoionização – em inglês: *Photo-Ionizer Detector*

[22] Da ordem de 12-15 mil reais por dia, tipicamente realizando 3-4 ensaios de 10 metros por dia, de acordo com informações obtidas em conversas informais de mercado. A realização da varredura vertical durante a amostragem de solo tem custo adicional da ordem de R$ 400-1000/dia (diária de 1 profissional especificamente para realizar a varredura)

apresenta algumas limitações técnicas. Entre elas, é possível citar: eventuais "arrastes" de contaminantes para profundidades maiores, causando falsos positivos; quando ocorre mistura de SQIs, os tempos de resposta das diferentes substâncias pode causar incertezas quanto à localização dos picos detectáveis (ROSSI e PITKIN, 2014); o aquecimento promovido pelo equipamento impede a coleta de amostras de solo futuras nesse local exato.

Mas a varredura vertical de VOC por meio de amostragem de solo de perfil completo (ASPC) tem a vantagem intrínseca de permitir o envio de amostras para análises quantitativas em laboratório, portanto, em princípio, seria melhor optar por ela. Dentre as desvantagens da varredura com ASPC quando comparada com MIP, a questão da escala é relativa, uma vez que na ASPC pode-se avaliar a cada 10-20 cm, que, na maioria dos casos, é suficientemente detalhado. A existência de três sensores de detecção no MIP também não acrescenta muita informação para a varredura, pois já foi feita uma Avaliação Preliminar que identificou as SQIs e porque serão enviadas amostras para análises quantitativas em laboratório, que vão identificar e analisar as SQIs com precisão muito maior que a varredura do MIP. Sobra, então, o aquecimento do material a ser avaliado como principal vantagem do MIP sobre a ASPC.

A proposta do presente trabalho é avaliar uma ferramenta que, utilizada em conjunto com a ASPC, promove o aquecimento das amostras no momento da varredura vertical. Desta forma, essa varredura teria as vantagens de ser feita concomitantemente com a amostragem de solo e não teria prejuízos em relação à varredura feita com MIP. A ferramenta aqui proposta foi denominada VVVAC – Varredura Vertical de VOCs com Aquecimento em Campo (ver 5.2).

3.10 Luz Ultravioleta tipo A (UV-A) como *Screening* de Hidrocarbonetos

Quando ocorre um vazamento de hidrocarboneto de petróleo, esse produto penetra no solo, migrando verticalmente para baixo e expulsando o ar dos poros do solo durante o processo, até atingir a zona saturada, onde ocorre um espalhamento horizontal do LNAPL, uma vez que a água dos poros é mais difícil de ser deslocada que o ar. Os mecanismos que governam essa interação solo-ar-água-LNAPL são complexos e dependem tanto do produto (viscosidade e tensão interfacial) quanto, principalmente, do meio (diâmetro, tamanho e estrutura dos poros, teor de matéria orgânica, umidade, entre outros). Uma descrição adequada dos mecanismos de

interação do LNAPL com os outros meios encontra-se em Pede (2009) e ITRC (2009). Um diagnóstico completo de uma área contaminada por LNAPL foi chamado por Suthersan *et al*. (2015) de LCSM (em inglês, LNAPL *Conceptual Site Model*) ou Modelo Conceitual da Área com LNAPL.

Nos anos 80, nos EUA (ITRC, 2009; RTDF, 2005), havia o entendimento que o LNAPL, após atingir a zona saturada, "flutuava" acima do lençol freático de modo contínuo e homogêneo e, se houvesse variação do nível de água subterrânea, o LNAPL acompanharia essa variação, sempre mantendo-se flutuando sobre a água, como ocorre dentro de um copo. A esse modelo, foi dado o nome de *pancake model*.

Esse entendimento levou o mercado de áreas contaminadas a tentar identificar, delimitar e quantificar o LNAPL presente em qualquer área instalando poços de monitoramento com seção filtrante parcialmente na zona saturada e parcialmente na zona vadosa. Esse tipo de instrumento para a investigação de áreas com LNAPL foi recomendado e exigido (CETESB, 2006). É seguro dizer, portanto, que as áreas contaminadas por LNAPL que constam no cadastro de áreas contaminadas da CETESB foram, na sua maioria, investigadas seguindo esse paradigma, do *pancake model*.

No início dos anos 90, Farr *et al.* (1990), criticavam o modelo porque desconsidera os diâmetros e as geometrias dos poros, a pressão capilar, a tensão interfacial, a saturação dentre outras variáveis. Assim, considerar que a distribuição do LNAPL no meio é proporcional ao que é observado nos poços de monitoramento (resultado do uso do *pancake model* para elaborar um LCSM), sem considerar a heterogeneidade do solo e a flutuação do nível de água do aquífero não leva a resultados adequados.

Posteriormente, outros estudos também criticaram o *pancake model* e já há um consenso que é impossível representar a realidade em um LCSM instalando-se poços de monitoramento, portanto, não é correto investigar uma área com LNAPL utilizando esse instrumento (ADAMSKI *et al.*, 2005; RTDF, 2005; ITRC, 2009; PEDE, 2009; SUTHERSAN *et al.*, 2015; LENHARD *et al.*, 2017) porque o equilíbrio das tensões nos poros do solo é muito diferente do equilíbrio dentro de um poço de monitoramento. O documento do ITRC (2009) é muito claro quando trata dessa questão.

Dois documentos (RTDF, 2005; ITRC, 2009) explicam detalhadamente que o comportamento do LNAPL, bem como o potencial para sua recuperação estão fortemente relacionados com a interação do produto com o meio físico. Deste modo,

um LCSM deve empregar técnicas de investigação que permitam um conhecimento detalhado do meio físico e suas heterogeneidades.

Um fenômeno particularmente importante para um LCSM é a imobilização (*entrapping*) do LNAPL nos poros da zona saturada (LENHARD e PARKER, 1990; LENHARD *et al.* 2017), que ocorre principalmente quando há flutuação do nível de água. Autores brasileiros chamam esse fenômeno de “trapeamento” (PEDE, 2009; ISLER *et al*., 2018).

Segundo Lohmannsroben e Roch (2000), Kram *et al.* (2005), USEPA (2014), Grason e Boynton (2014), McCall *et al.*(2018) e Isler *et al.*(2018), os métodos de identificação de hidrocarbonetos por Fluorescência Induzida por Laser (*Laser-Induced Fluorescence* – LIF) são muito mais assertivos para a elaboração de um adequado LCSM que os poços de monitoramento, por permitirem a identificação do LNAPL de modo rápido, em escala de detalhe e com boa acurácia, mesmo se o produto estiver imobilizado.

Embora o nome LIF refira-se ao *laser*, existem equipamentos disponíveis que funcionam com luz ultravioleta. Os métodos LIF e o OIP funcionam da seguinte forma: os elétrons dos compostos aromáticos presentes nos hidrocarbonetos de petróleo absorvem energia em um determinado comprimento de onda e emitem essa energia recebida na forma de fluorescência, que pode ser detectada por algum instrumento, ou a olho nu. O comprimento de onda adequado para essa detecção, de acordo com os autores citados, está entre 270 nm e 500 nm, correspondente aos comprimentos de onda relativos à radiação ultravioleta UV-B (270-315 nm), UV-A (315-420 nm) e UV-VIS (420-500 nm). Em síntese, ao irradiar com uma luz UV-A uma amostra contendo hidrocarbonetos de petróleo, espera-se, que essa amostra apresente uma fluorescência, a qual pode ser detectada visualmente em um ambiente escuro ou por meio de algum sensor específico.

Há dois produtos comerciais que usam a tecnologia LIF/OIP fabricados nos EUA, e presentes no Brasil: o UVOST (*Ultra-Violet Optical Screening Tool*) e o OIP (*Optical Image Profiler*). O funcionamento do UVOST é explicado em detalhes por St. Germain (2008) e alguns dos bons resultados são apresentados e discutidos por Isler *et al.* (2018). O funcionamento do OIP, sua utilização, características e limitações são descritos detalhadamente por McCall *et al.* (2016), enquanto resultados de sua aplicação são descritos por McCall *et al.* (2018). Ambos funcionam com o emprego da técnica de cravação contínua (*Direct Push)*, e fornecem registros em tempo real e em escala de detalhe a medida que penetram no solo.

O OIP funciona com uma fonte de emissão de luz UV de 275 nm, uma fonte de luz visível e uma janela de safira que capta a emissão dos elétrons excitados pela luz UV. Esses registros são interpretados por um programa de computador, que mostra qual a porcentagem da área da câmera está com luz irradiada. Com isso, o operador sabe, qualitativamente, se há presença ou não de LNAPL. A luz visível permite o registro fotográfico daquele ponto, mostrando características físicas do solo e possível glóbulos de LNAPL (McCall *et al.,* 2016).

O UVOST tem funcionamento um pouco diferente, uma vez que não possui uma câmera e emite a luz UV com comprimento de onda de 308 nm. Além disso, consegue identificar a resposta da excitação dos elétrons dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs) em vários comprimentos de onda. O programa de computador para a interpretação dos registros indica com qual comprimento de onda o composto responde com maior intensidade, portanto, é possível diferenciar hidrocarbonetos distintos (Isler *et al*., 2018).

Os resultados descritos por Lohmannsroben e Roch (2000), Kram *et al*. (2005), St Germain (2008), USEPA (2014), Grason e Boynton (2014), Suthersan *et al.* (2015), McCall *et al.*(2016), McCall *et al.* (2018) e Isler *et al.*(2018) mostram que tanto o UVOST quanto o OIP funcionam adequadamente para a elaboração de um bom LCSM, muito superior àquele que se consegue apenas com a instalação de poços de monitoramento.

Embora com algumas diferenças, ambos os equipamentos fornecem dados através de um ensaio de penetração em tempo real em escala de detalhe (centímetros), durante a cravação do equipamento. Eles têm essas duas vantagens importantes (escala e dados em tempo real), porém, são equipamentos de custo elevado (cerca de 100 mil dólares nos EUA). Algumas empresas prestam esse serviço no Brasil, a um custo aproximado de 12-15 mil reais por dia, o que pode se tornar um valor muito elevado em investigações de áreas contaminadas por hidrocarbonetos. É necessário, portanto, que se tenha um equipamento com o mesmo princípio de funcionamento, porém, com custo inferior, podendo ser com menos tecnologia embarcada, mas que responda de modo análogo, ou seja, que identifique qualitativamente a presença de hidrocarbonetos na forma de LNAPL.

Greason e Boyton (2014) descrevem um equipamento portátil denominado *SiteLab*, que funciona como um fluorímetro de UV, ou seja, uma fonte de radiação UV de 254 nm e a detecção da refração ou da emissão proveniente dos PAHs. Para usar o *SiteLab*, é necessário que sejam coletadas amostras de solo e utilizada uma

extração com metanol ou hexano para a análise. Esse estudo mostrou que existe uma excelente correlação entre as análises em campo e em laboratório acreditado. Ou seja, ele funciona de modo análogo aos LIFs, ao identificar qualitativamente, em detalhe o LNAPL. A diferença é que o *SiteLab* exige que se tenham as amostras de solo, que é ao mesmo tempo uma vantagem, pois permite análises quantitativas em laboratório, e uma limitação, pois existe certo grau de incerteza quanto à profundidade exata do LNAPL. De modo análogo, Riyis *et al.* (2015a) e Riyis *et al.* (2019) descrevem o uso de uma caixa preta de luz UV-A que, aliada a amostragem de solo de perfil completo (ASPC), permitiu a avaliação qualitativa da presença de LNAPL, observando-se as amostras de solo nesse dispositivo. Destaca-se que essa caixa preta de luz UV tem o custo de construção, manutenção e utilização muito inferior quando se comparada com o *SiteLab* e com os métodos LIF disponíveis.

Os procedimentos da CETESB (2006) e CETESB (2009), específicos para investigação de hidrocarbonetos de petróleo exigiam uma avaliação, em campo, da presença de Compostos Orgânicos Voláteis (VOCs) no solo, medidos através de um equipamento apropriado de detecção desses VOCs, como um detector por oxidação catalítica ou um detector por fotoionização (PID). Essa medição de VOCs no solo, antes da publicação da DD-038 (CETESB, 2017), era exigida somente até a franja capilar, portanto, não existia a obrigatoriedade de amostrar o solo na zona saturada. Da mesma forma, o senso comum no Brasil entende que seguir o Manual do Gerenciamento de Áreas Contaminadas da CETESB (1999), mesmo para investigação de VOC clorados, significa amostrar o solo até a franja capilar, e a água subterrânea na zona saturada, ou seja, são raras as vezes em que ocorre amostragem de solo na zona saturada para determinação da massa retida, ou mesmo da massa total, mesmo sendo essa uma atividade essencial para a elaboração de um plano de intervenção adequado (RIYIS, 2014).

De acordo com Riyis *et al.* (2015a), em áreas suspeitas de contaminação por hidrocarbonetos pouco voláteis, como óleo lubrificante, a avaliação da presença de VOC no solo, mesmo medidos através de equipamentos apropriados para sua detecção, como detector por oxidação catalítica ou detector por fotoionização (PID), não é eficiente devido a pequena fração molar dos compostos voláteis na mistura, tornando o produto pouco volátil. A pressão de vapor dos óleos fabricados pela Petrobras, por exemplo, fica entre $3x10^{-2}$ mmHg e $4x10^{-6}$ mmHg a 50º C (PETROBRAS, 2002). À temperatura de 25º C, não há volatilização

de nenhum produto, ou seja, esses óleos não seriam detectados por um equipamento do tipo PID.

Particularmente no caso de contaminação por óleo lubrificante, a amostragem e análise química do solo são essenciais para o trabalho, pois a tendência é que grande parte da massa total do contaminante esteja imobilizada no solo, na forma residual, retida ou como produto puro (NAPL) imóvel, uma vez que é um composto pouco volátil (não se apresenta em fase vapor significativa) e pouco solúvel (não se apresenta em fase dissolvida significativa).

Portanto, partindo da premissa que é necessário fazer uma varredura vertical em uma área fonte que seja uma área contaminada ou suspeita de contaminação por LNAPL, pouco volátil, só é possível realizar essa varredura, com um método LIF/OIP, a um custo aproximado de 12 mil reais por dia, ou com um kit de campo tipo PetroFlag, a um custo de 16 dólares por análise mais 730 dólares por equipamento (não estão considerados os custos de frete e importação). É necessário, portanto, que se tenha um equipamento de baixo custo que consiga realizar essa varredura vertical.

Um equipamento que pode realizar essa tarefa a um custo relativamente baixo nessa situação deve utilizar, por exemplo, uma lâmpada com comprimento de onda de UV-A (comercialmente, a lâmpada de luz negra atende a essa especificação), que pode ser obtida facilmente em qualquer loja de materiais elétricos. Ao mesmo tempo deve proporcionar um ambiente escuro o suficiente para que os resultados da liberação da energia sejam observados.

O presente trabalho propõe o uso de uma Caixa Preta de Luz UV-A (Capítulo 5.3), que fornece uma fonte de luz UV-A e um ambiente escuro para a observação do amostrador *liner*. Nos casos em que já for necessário a coleta de amostras de solo pela metodologia *Direct Push* (tarefa obrigatória para quantificação de massa e para identificação de unidades hidroestratigráficas), o custo adicional correspondente ao uso desse equipamento é extremamente baixo.

3.11 Massa Imóvel

Diversas referências, como Payne, Quinnan e Potter (2008), Elis (2014), Pitkin (2008), Pitkin *et. al*. (1999), Chapman e Parker (2011), Dyment (2011), Riyis *et al.* (2015), Vilar *et al.* (2018) apontam que a maior parte da massa de contaminante está imobilizado em fase retida, adsorvida ou residual no solo, normalmente na zona saturada (com exceção da área fonte de uma pluma jovem,

onde há boa parte da massa retida também na zona não saturada), portanto, a quantificação dessa massa imóvel que está de alguma forma ligada ao solo é fundamental para qualquer plano de intervenção que envolva remediação. Mesmo para as intervenções que não envolvem a remoção de massa, essa quantificação é essencial para justificar a escolha por outro método alternativo de intervenção, como: contenção, medidas de engenharia ou de controle institucional (SÃO PAULO, 2009) e, desde a DD-038 (CETESB, 2017) a quantificação de massa é obrigatória.

Fontes e plumas de contaminação são sistemas integrados (ITRC, 2015) e o armazenamento de contaminantes em regiões de baixa permeabilidade é reconhecido como fonte de impactos persistentes a longo prazo sobre as águas subterrâneas. No Brasil (CETESB, 2017) essas regiões de baixa permeabilidade com massa de contaminação imóvel, também chamadas zonas de armazenamento (PAYNE, QUINNAN E POTTER, 2008; QUINNAN *et al.*, 2010; WELTY, 2012; SUTHERSAN *et al.*, 2015), são consideradas fontes secundárias e, como tal, devem ser adequadamente investigadas, delimitadas, entendidas e quantificadas, portanto, devem fazer parte do MCA. Além disso, a DD-038 (CETESB, 2017) também exige que as fontes secundárias, bem como as primárias, devem cessar seu aporte de massa para que o Plano de Intervenção seja considerado aprovado. O ITRC (2015) destaca os seguintes pontos de atenção que devem nortear a investigação dessas zonas de armazenamento:

- As condições da área não são estáticas e a compreensão da evolução dessas condições é fundamental para a compreensão do comportamento da fonte e da pluma;

- A configuração geológica (em particular, a distribuição de zonas de baixa permeabilidade) é o principal fator que controla a localização, armazenamento e migração da massa imóvel (STROO *et al.* 2012; PAYNE, QUINNAN E POTTER, 2008);

- Os processos de migração de NAPL são especialmente sensíveis às heterogeneidades hidrogeológicas e à porosidade secundária.

A complexidade da heterogeneidade das condições hidrogeológicas de subsuperfície pode causar a persistência da contaminação. Essa massa imóvel pode persistir na interface entre estratos com condutividades hidráulicas diferentes

ou em zonas de intercalação fluxo/armazenamento. O intercâmbio por difusão entre zonas de alta e baixa condutividade hidráulica retarda a propagação de contaminantes em fase dissolvida durante os estágios iniciais de desenvolvimento de plumas e sustenta as concentrações de fase dissolvida em períodos prolongados (ITRC, 2015). Além disso, a contaminação que atinge zonas de armazenamento pode ser altamente resistente ao tratamento (PAYNE, QUINNAN e POTTER, 2008; SIEGRIST *et al*., 2011). Coletivamente, esses processos se enquadram no termo difusão reversa da matriz. Em muitas áreas com contaminações antigas, que inicialmente continham NAPL, os processos de difusão reversa da matriz levaram a maior parte da massa contaminante para Zonas de Armazenamento (ITRC, 2015)

De acordo com Riyis *et al.* (2015) e Vilar *et al.* (2018), uma área contaminada onde exista contaminação por compostos orgânicos e que não teve coleta de amostras de solo na zona saturada, provavelmente terá um modelo conceitual incerto e uma remediação ineficiente, já que não haverá uma correta quantificação da massa adsorvida e/ou residual, que representa a maior parte da massa total de contaminantes orgânicos de uma área contaminada.

Além da necessidade técnica do projeto de remediação, desde 2017, a CETESB, através de sua Decisão de Diretoria 038 (CETESB, 2017), está exigindo a quantificação de massa de todas as SQIs em todas as fases (o que inclui a massa imóvel). Portanto, no estado de São Paulo, não só é necessário identificar e quantificar essa massa para melhorar as possibilidades de sucesso da remediação, mas também é obrigatório realizar essa tarefa em qualquer área contaminada que esteja na etapa de Investigação Detalhada. Ressalta-se que medidas de intervenção que promovam a remoção de massa, devem ser priorizadas desde a regulamentação da Lei estadual Paulista 13.577 pelo Decreto 59.263, deixando subentendido que era necessário quantificar a massa. Com a DD-038, isso não está mais subentendido, está explícito.

A quantificação da massa imóvel em alta resolução visa diminuir as incertezas ao avaliar em escala de detalhe não a concentração média, mas sim a distribuição desse contaminante e sua interação com o meio físico (RIYIS *et al*., 2015). A importância dessa interação está de acordo com as mais recentes abordagens para investigação de áreas contaminadas, como Suthersan *et al.*

(2015), ITRC (2015), Chapman e Parker (2011), Elis (2014), Quinnan *et al.*(2010), Pitkin (2008), Payne, Quinnan e Potter (2008), Riyis *et al.*(2015), Vilar *et al.*(2018), Riyis *et al.* (2019), entre outros. O cálculo mais acurado da massa total é fundamental para que seja realizado um plano de intervenção adequado.

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 que era menor que a metade da massa estimada utilizando-se métodos tradicionais, de analisar apenas uma amostra por ponto. Vilar *et al.* (2018) e Almeida *et al.* (2018) mostraram que a massa imóvel na zona saturada em uma área fonte de tetracloroeteno é significativamente maior que na zona não saturada. Amaral e Neves (2017) concluíram que o método de preservação causa influência nos resultados analíticos, indicando que, nos centros de massa, a preservação com metanol é a mais indicada para quantificação da massa imóvel, conforme o método da USEPA 5035A (USEPA, 2002). Tanto Riyis *et al.* (2015) quanto Vilar *et al.* (2018) utilizaram esse método de preservação em seus trabalhos.

De acordo com Welty, Curry e Quinnan (2016), um dos principais fatores que fazem a *Smart Characterization* diferente é a realização de uma amostragem de solo quantitativa nas zonas de baixa permeabilidade. Desta forma, as etapas de caracterização e remediação de áreas contaminadas passam a ser baseadas em conceitos de armazenamento de massa e liberação dessa massa para as zonas de fluxo (Parker et. al., 2004). O conceito de *Smart Characterization* utilizada para realizar a amostragem de solo na zona saturada é conhecida como *Whole-Core Soil Sampling* (Ellis, 2014 e ITRC, 2015), considerado o protocolo mais adequado de amostragem de solo para determinação de massa retida.

A amostragem de solo de perfil completo, conceito fundamental do WCSS, foi descrito como parte fundamental de uma abordagem de HRSC definida por Pitkin *et al.* (1999), Crumbling (2004), Poole *et al.* (2005), Pitkin (2008), Cherry e Parker (2009), Dyment (2011), Riyis *et al.* (2015), Vilar *et al.* (2018), que consiste em determinar a massa de contaminantes que está ligada ao solo, especialmente nas zonas de armazenamento ou de baixa permeabilidade, onde costuma estar

mais de 90% da massa total dos contaminantes em uma área fonte (CHERRY e PARKER, 2009).

No Brasil, essa abordagem poderá ser conhecida como “amostragem de solo de perfil completo” (ASPC), na qual, durante a amostragem pela metodologia *Direct Push* (preferencialmente *Dual Tube*[23]), é realizada uma varredura vertical em campo de VOCs nos *liners* amostrados, e a seleção de amostras para encaminhamento ao laboratório para obtenção de dados quantitativos de concentração desses VOCs, descrição tátil visual das amostras para elaboração de um perfil hidroestratigráfico e definição/delimitação das unidades hidroestratigráficas[24] e possibilita a realização de outros ensaios, como a varredura vertical de VOCs com aquecimento em campo[25] ou uso da Caixa Preta de Luz UV-A, entre outros.

Com isso, pode-se perceber que a elaboração de um diagnóstico adequado, portanto, de um MCA com poucas incertezas que vai embasar uma remediação eficiente, não pode ser baseada apenas em delimitar a fase dissolvida em poços de monitoramento. Ignorar a massa imóvel em fase retida ou residual poderá acarretar custos mais elevados na remediação, que será provavelmente menos eficiente, pois a massa imóvel atua como fonte secundária ativa ou de liberação de contaminantes (BALL *et al.*, 1997). No entanto, esse investimento em investigação da massa imóvel pode ser reduzido (SUTHERSAN *et al.*, 2015; VILAR *et al.*, 2018), 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), Welty, Curry e Quinnan (2016) e Welty e Quinnan (2017). Essa redução se dá porque o MCA gerado será mais assertivo e com menos incertezas.

Sabendo-se, então, que a maior massa está imobilizada no solo, especialmente o solo saturado, e que a legislação obriga a identificação e

---

[23] Ver definições, descrições e explicações dessas metodologias e modalidades no item 3.8 – Amostragem de Solo

[24] Ver definições, descrições e explicações no item 3.6 – Heterogeneidades Hidrogeológicas e Unidades Hidroestratigráficas

[25] Ver definições, descrições e explicações no item 5.2 – Varredura Vertical de VOC com aquecimento em campo

quantificação de toda a massa (não só da massa dissolvida), é necessário e obrigatório obter informações quantitativas do solo, particularmente do solo saturado. Não é usual nem trivial a coleta dessas amostras de solo saturado em profundidade, mas no Brasil há ferramentas disponíveis para essa finalidade (ver Item 3.8 desse trabalho), que devem ser melhor utilizadas.

3.12 Fluxo e Descarga de Massa

Descarga de massa é a massa que se desloca em uma seção transversal do aquífero por unidade de tempo, e é uma grandeza fundamental para se avaliar a força da pluma de contaminação em fase dissolvida (portanto, móvel) e seu potencial em causar riscos (NICHOLS, 2004; SUTHERSAN *et al.*, 2010; ITRC, 2010, NEGRÃO, 2015). Ela depende da condutividade hidráulica (K), gradiente, porosidade efetiva e concentração da SQI em cada unidade hidroestratigráfica de fluxo identificada, e da área da seção transversal ao fluxo por onde essa massa se move. O fluxo de massa é a massa que se desloca em uma unidade de tempo por unidade de área (por exemplo, $Kg.m^{-2}.ano^{-1}$) (ITRC, 2010), ou seja, depende das mesmas grandezas, exceto da área da seção do aquífero.

Segundo Payne, Quinnan e Potter (2008), ITRC (2015) e Suthersan *et al.* (2017), compreender o transporte de contaminantes e sua interação dentro e entre as camadas de diferentes condutividades hidráulicas do aquífero permite um maior aproveitamento do projeto de remediação de áreas contaminadas, pois visa remediar volumes menores do aquífero em comparação à restauração do aquífero como um todo, uma vez que, tipicamente, 80-90% do fluxo ocorre em 10-20% da área de uma seção do aquífero (EINARSON *et al.*, 1999, NICHOLS, 2004; GUILBEAULT *et al.*, 2005; PAYNE, QUINNAN e POTTER, 2008; SUTHERSAN *et al.*, 2010; QUINNAN *et al.*, 2010; WELTY, 2012; WELTY e QUINNAN, 2017).

As unidades hidroestratigráficas de maior condutividade hidráulica do aquífero (zonas de fluxo – NICHOLS, 2004) permite um rápido transporte de SQIs em fase dissolvida, de acordo com Einarson *et al.* (1999), Guilbeault *et al.* (2005), Negrão (2015) e Suthersan *et al.* (2015). Já a transferência de massa por difusão para as unidades hidroestratigráficas de armazenamento, ou de porosidade imóvel (CHAPMAN e PARKER, 2011; ITRC, 2015; SUTHERSAN *et al.,* 2015), ocorre, em geral, em um prazo mais longo (SUTHERSAN *et al.*, 2010). Quanto maior for o tempo de contato das SQIs com uma unidade matriz do aquífero com baixa

condutividade hidráulica, maior será a quantidade de massa que será armazenada nessas regiões (PARKER *et al.*, 2004; PARKER, CHAPMAN e GUILBEAULT, 2008, CHAPMAN e PARKER, 2011), e essa massa de contaminantes retida nas zonas de armazenamento irá retroalimentar o aquífero com contaminante, também por difusão (SALE *et al.*, 2013; ITRC, 2015, SUTHERSAN *et al.*, 2017). A esse fenômeno, dá-se o nome de difusão reversa *(back diffusion*).

Um bom MCA deve identificar e diferenciar a massa que se move (predominante nas zonas de fluxo) da massa imóvel (prodominante nas zonas de armazenamento), pois elas têm comportamento diferente e o método de efetuar uma intervenção deve também ser diferente para cada caso. Só é possível realizar essa diferenciação, mesmo estimada, através de técnicas de investigação em escala de detalhe.

Além de definir as massas de contaminantes e não apenas utilizar suas concentrações como dados para tomada de decisões, nessa etapa também é fundamental o conhecimento do comportamento desses contaminantes no meio físico. Segundo o ITRC (2010), a avaliação do fluxo e da descarga de massa tem aprimorado os modelos conceituais, levando a um melhor entendimento dos riscos potenciais e ajudando a definir prioridades (NICHOLS, 2004; ITRC, 2010; NEGRÃO, 2015).

Ao correlacionar dados de concentração de SQIs com dados de hidroestratigrafia e condutividade hidráulica, em alta resolução, é possível mapear e distinguir zonas de fluxo de massa de contaminantes das zonas de armazenamento (PAYNE, QUINNAN e POTTER, 2008; SUTHERSAN *et al.*, 2015; WELTY e QUINNAN, 2017). Segundo Suthersan *et al.* (2010), compreender o transporte de contaminantes e sua interação dentro e entre as camadas de alta e baixa condutividade hidráulica do aquífero permite um maior aproveitamento da relação custo-benefício do projeto de investigação e remediação de áreas contaminadas, pois visa remediar menores volumes do aquífero, em comparação à restauração do aquífero como um todo, atingindo alvos que não teriam a necessidade de tratamento.

Estudos como os de NICHOLS (2004), CHAPMAN e PARKER (2011), SUTHERSAN *et al.* (2015), propõem que, para os projetos de remediação, o foco

na concentração estática de contaminantes seja mudado para o foco na massa, diferenciando a massa que se move, ao estimar o fluxo e descarga de massa, da massa “imóvel”, ao estimar a massa retida nas zonas de armazenamento e seu potencial de *back diffusion*.

Além de definir as massas de contaminantes e não apenas utilizar suas concentrações como dados para tomada de decisões, é muito importante o conhecimento do comportamento desses contaminantes no meio físico. Segundo o ITRC (2010), a avaliação do fluxo e da descarga de massa tem aprimorado os modelos conceituais, levando a um melhor entendimento dos riscos potenciais e ajudando a definir prioridades. De acordo com Guilbeault *et al.* (2005), Nichols (2004), Koch e Nowak (2015) e Negrão (2015), o aprimoramento do conhecimento sobre a dinâmica dos contaminantes em subsuperfície requer métodos novos e diferenciados de caracterização, e dados de fluxo e descarga de massa devem ser considerados mais como parte central da investigação.

Riyis *et al.* (2015b) obtiveram resultados de estimativa de fluxo de massa significativamente diferentes dos estudos convencionais realizados na mesma área, baseados nas concentrações dos poços de monitoramento e nos ensaios de *Membrane Interface Probe* (MIP), indicando que a abordagem de alta resolução baseada na definição de zonas de fluxo e zonas de armazenamento com coleta de dados quantitativos nas unidades hidroestratigráficas corretas é mais assertiva para a elaboração de um projeto de remediação adequado. Comparando-se as concentrações de tetracloroeteno (PCE) em fase dissolvida, esse estudo mostrou que as concentrações obtidas apenas na unidade hidroestratigráfica de interesse eram 2 ordens de grandeza superiores às concentrações obtidas nos poços de monitoramento convencionais. Guilbeault *et al.* (2005) mostrou que, mesmo em meios homogêneos, pontos de amostragem de água subterrânea distantes verticalmente mais de 50 cm não conseguem determinar adequadamente a distribuição vertical das SQIs em fase dissolvida. Einarson *et al.* (1999) chegou na distância máxima de 45 cm entre um ponto de amostragem e outro, também em meio homogêneo. Payne, Quinnan e Potter (2008) mostraram através de diversos estudos que mais de 80% do fluxo de massa está restrito a menos que 20% da seção transversal de um 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 se obter uma estimativa adequada do fluxo de massa, é preciso inicialmente identificar e delimitar as zonas de fluxo e as zonas de armazenamento, depois, avaliar em detalhe as heterogeneidades hidrogeológicas, por último obter dados quantitativos e pontuais sobre a concentração dos contaminantes.

Portanto, é preciso que sejam coletadas amostras de água subterrânea de forma pontual e localizada nas zonas de fluxo, que condicionam os mais de 80% do fluxo e transporte. E essas amostras não podem ser coletadas em poços de monitoramento tradicionais, que tipicamente têm 1,0-3,5 m de seção filtrante (tubo-filtro + pré-filtro), portanto, é preciso que sejam utilizadas técnicas adequadas para amostrar essa água subterrânea. Como o cálculo do fluxo e descarga de massa precisam, além da concentração em fase dissolvida, da velocidade do fluxo da água subterrânea (ITRC, 2010), é preciso que as informações como porosidade total, porosidade efetiva, gradiente, e principalmente condutividade hidráulica (K), sejam obtidas (FREEZE e CHERRY, 1979; CLEARY, 1989; FETTER, 2000; PEDE, 2004) também de forma pontual, o que se configura uma dificuldade adicional aos estudos.

A hidrogeologia clássica normalmente fornece dados de condutividade hidráulica através da interpretação de ensaios tipo *slug test* ou *bail test* em poços de monitoramento (FETTER, 2000; FREEZE e CHERRY, 1979). Uma revisão interessante sobre os experimentos iniciais de Darcy sobre condutividade hidráulica e métodos de obtenção e interpretação dos dados pode ser vista em PEDE (2004) e FERRAZ *et al.* (2015). Ensaios tipo *slug test* ou *bail test* são realizados dentro de poços de monitoramento, e partem do princípio que a seção filtrante desses poços de monitoramento está totalmente dentro da mesma unidade hidroestratigráfica que se quer obter a condutividade hidráulica (FETTER, 2000). Normalmente, os poços de monitoramento, mesmo seguindo a norma NBR 15.495-1 (ABNT, 2007) têm, no mínimo, 1,0 m de seção filtrante (RIYIS, 2015). Suthersan *et al.* (2015), Payne, Quinnan e Potter (2008), Guilbeault *et al.* (2005), Einarson *et al.* (1999), já mostraram que 1,0 m de seção filtrante pode conter muitas unidades hidroestratigráficas diferentes, com condutividades hidráulicas diferentes, variando até 5 ordens de grandeza. Dessa forma, o *slug test*, mesmo sendo um ensaio consagrado na hidrogeologia, não fornece as informações

necessárias na escala que uma investigação necessita, sendo, portanto, imperativo obter essa informação de outra forma, em escala de detalhe (PAYNE, QUINNAN e POTTER, 2008; SUTHERSAN *et al.*, 2010).

Para a obtenção dos valores de condutividade hidráulica em escala de detalhe nas zonas de armazenamento, Quinnan *et al.* (2010), Welty (2012), Riyis *et al.* (2013) indicam a utilização de ensaios de dissipação de poro pressão. Nas zonas de fluxo, que são as unidades hidroestratigráficas que condicionam o fluxo de massa, Riyis *et al.* (2013) utilizou um *Direct Push Slug Test* (DPST) – Figura 10 – realizado com transdutor de pressão por dentro de hastes de amostragem de água por *Screen Point* (Poole *et al.*, 2005; McCall *et al.*, 2006). Quinnan *et al.* (2010), Butler *et al.* (2002) e McCall *et al.* (2006) utilizaram também um *Slug Test* por *Direct Push* com transdutor de pressão, porém com um equipamento pneumático, o PST. Ferraz *et al.* (2015) obtiveram bons resultados e recomendam o uso do ensaio de infiltração por dentro dos revestimentos da sondagem por *Direct Push – Dual Tube*. Vienken, Leven e Dietrich (2006) e Vienken e Dietrich (2011) utilizaram equipamento análogo ao de Riyis *et al.* (2013). McCall (2010) estabeleceu um modelo para obtenção da condutividade hidráulica a partir dos dados de pressão de injeção e fluxo de injeção de água no aquífero obtidos no ensaio HPT[26]. Pitkin *et al.* (1999) propuseram o uso de um índice qualitativo de condutividade hidráulica, o I_k, também baseado na pressão e fluxo de injeção de água no aquífero. Os resultados do uso do I_k foram demonstrados posteriormente nos estudos de Pitkin (2008), Pitkin (2014), Quinnan *et al.* (2010), Welty (2012), Suthersan *et al.* (2015) e Suthersan *et al.* (2017), e são recomendados pela USEPA (2013).

[26] Hydraulic Profile Tool – mais informações no item 3.13 – Investigação Geoambiental de Alta Resolução



Figura 10. DPST em execução: hastes cravadas, prontas para iniciar o ensaio, com leitura do nível de água manual (esq.) ou com transdutor de pressão inserido nas hastes (dir.)

Para a amostragem pontual de água, McCall *et al.* (2006), Riyis *et al.*(2013) e Riyis *et al.* (2015) recomendaram o uso de um amostrador de água subterrânea denominado *screen point*, que Poole *et al.* (2005) denomina *Groundwater Grab Sampling – Closed Screen* e USEPA (2005) denomina *Direct Push Groundwater Sampling – Protected Screen*, mas ambos os nomes se referem ao mesmo tipo de equipamento, que consiste em cravar uma seção filtrante (*screen*) protegida por um revestimento de aço, similar ao da amostragem de solo *Direct Push – Dual Tube*. Quando esse equipamento atinge a profundidade desejada, o revestimento é retirado somente na porção em que se quer amostrar a água subterrânea e a seção filtrante é exposta. A água, então, é retirada por dentro dos revestimentos através de uma bomba de sucção como a bomba peristáltica ou de deslocamento positivo como válvula de pé ou pneumática. A vantagem desse dispositivo é que permite uma cravação rápida e uma exposição da seção filtrante no ponto em que a zona de fluxo foi definida. As desvantagens são a eventual demora na entrada de água subterrânea no dispositivo, a ausência de pré-filtro que causa grande turbidez na amostra de água subterrânea e a necessidade de se fazer uma perfuração por amostra de água coletada. A USEPA (2008) recomenda esse dispositivo como um dos equipamentos possíveis para a realização de uma boa investigação da água subterrânea. O amostrador *screen point* pode ser visto na Figura 11.



1- Crave a composição (hastes e ponteira) até a profundidade a ser amostrada.

2- Exponha a seção filtrante para que seja feita a amostragem de água no aquífero de interesse.

3- Colete a amostra de água utilizando uma bomba peristáltica, pneumática ou válvula de pé por dentro das hastes.

Figura 11. Diagrama de funcionamento do amostrador *Screen Point* (extraído de Giacheti, Elis e Riyis, 2015)

Einarson e Cherry (2002) recomendam o uso de poços multiníveis, também citados por Einarson (2006), Poole *et al.* (2005) e USEPA (2005), que consiste em instalar uma tubulação com portas de amostragem (3 ou 7) isoladas umas das outras em uma única perfuração. Cada uma dessas portas é instalada em uma profundidade diferente, portanto, cada uma em uma zona de fluxo diferente, garantindo que, em uma única perfuração, se possa adquirir dados de diferentes unidades hidroestratigráficas de fluxo. A principal desvantagem desse sistema é que é extremamente difícil isolar, dentro da perfuração, as portas de amostragem, tornando, muitas vezes, inviável o uso desse equipamento. Além disso, o alto custo do material aliado ao alto custo da perfuração para a instalação desses poços torna esse equipamento muito difícil de ser utilizado.

O uso de poços pré-montados é outra alternativa para a coleta de amostras discretas de água subterrânea em unidades hidroestratigráficas consideradas zonas de fluxo. Essa alternativa foi descrita inicialmente por McCall *et al.* (1997), aceita por Poole *et al.* (2005), USEPA (2005), McCall *et al.* (2006), tornou-se base de uma norma ASTM, a D5092 (ASTM, 2016) e foi referendada pela NAVFAC (REETER *et al.*, 2001) e pela USEPA (2008). Consiste em cravar, via *Direct Push*,

um revestimento similar ao ferramental de amostragem de solo *Direct Push – Dual Tube*, porém, com uma ponteira descartável na extremidade inferior, até a profundidade desejada. Chegando nessa profundidade, é introduzido, por dentro dos revestimentos, um poço que já está montado, com pré-filtro ao redor da seção filtrante, um selo sanitário, normalmente de bentonita granular ou em *pellets*. O revestimento, então, é sacado, com a expansão da ponteira descartável, enquanto se introduz calda de bentonita e/ou cimento para o completo isolamento da seção filtrante. Após esse processo, o poço já está instalado, na posição que se pretende monitorar. A seção filtrante desses poços pode ser customizada. Geralmente utiliza-se 0,30-1,00 m. Há algumas vantagens dessa técnica em relação às demais, como o fato de ser um poço, portanto, permitir que sejam coletadas outras amostras posteriormente para acompanhar a evolução temporal; existir um pré-filtro, o que faz com que haja menos turbidez nas amostras de água subterrânea e a rapidez na instalação, pois é possível instalar vários poços na sequência, sem que seja necessário aguardar a água subterrânea entrar em equilíbrio com o sistema. As desvantagens são a dificuldade na cravação, pois exige um diâmetro maior da ferramenta, as dificuldades na instalação, uma vez que é necessário que todas as partes do poço (seção filtrante, pré-filtro, selo e isolamento) fiquem nas posições desejadas e que é necessário fazer uma perfuração para cada poço pré-montado instalado.

Pitkin *et al.* (1999) recomenda o uso do Waterloo Profiler[27] descrito também por Chapman e Parker (2005), e Cho *et al.* (2004) e referendado pela USEPA (2013) e ITRC (2015). O Waterloo Profiler (PITKIN *et al.*, 1999; CASCADE, 2017) consiste em uma injeção controlada de água deionizada no aquífero, com controle e monitoramento em tempo real da pressão e fluxo de injeção já interpretado para fornecer, na tela do computador de campo, o valor de I_k, com isso, determinar as zonas de fluxo e armazenamento. Quando o ensaio atinge uma zona de fluxo, ele pode ser interrompido e o fluxo de injeção invertido, para succionar a água do aquífero com o objetivo de colher uma amostra dessa água subterrânea. Além do controle do volume (deve-se retirar o mesmo volume injetado naquela unidade hidroestratigráfica), tem-se o controle da condutividade elétrica da água

[27] Criado com esse nome, mas posteriormente os detentores da marca renomearam o sistema pra Waterloo APS. Nesse trabalho, optou-se por manter o nome original

subterrânea. Como foi injetada água deionizada, espera-se que a condutividade elétrica da água do aquífero seja maior, portanto, esse parâmetro é monitorado até que se estabilize, então, é coletada uma amostra de água. A grande vantagem desse dispositivo é que ele permite continuar avançando o ensaio, portanto, pode coletar, em uma única perfuração, várias amostras de água para análise quantitativa, ao mesmo tempo que realiza um ensaio de alta resolução em tempo real para determinação das zonas de fluxo e de armazenamento. A desvantagem é que ele normalmente exige uma reversão de fluxo da bomba peristáltica, portanto, só funciona com profundidades máximas de 8,0 m. Além disso, há uma dificuldade operacional em trabalhar em zonas de fluxo que contenham porcentagem expressiva de finos (siltes e argilas) porque esses dificultam a saída e entrada de água pelas telas localizadas nas portas de injeção.

Foram aqui descritas diversas metodologias, para obtenção de dados pontuais de condutividade hidráulica (Dissipação de Poro Pressão, *Direct Push Slug Test*, HPT, Waterloo Profiler, Ensaio de Infiltração) e de concentração de SQIs em fase dissolvida na água subterrânea (*Screen Point*, Poço Pré-Montado, Poços Muiltiníveis, Waterloo Profiler) com o objetivo de coletar informações que permitam, além de um diagnóstico preciso tridimensional em escala de detalhe da fase dissolvida, estimar com poucas incertezas o fluxo de massa.

3.13 Investigação Geoambiental de Alta Resolução em Áreas Contaminadas

Mondelli *et al.* (2013) define o termo Investigação Geoambiental como “um estudo de caráter multidisciplinar que realiza o diagnóstico de uma área, contaminada ou não, determinando suas condições de uso e ocupação, e oferecendo subsídios principalmente para projetos de remediação”. Durante uma investigação geoambiental, onde, ao final, deve-se elaborar um MCA, é preciso obter informações em escala adequada sobre parâmetros geológicos, geotécnicos, hidrogeológicos, atmosféricos, meio biótico e sobre as características físico-químicas das SQIs.

A USEPA (2013) define investigação de alta resolução (no contexto de investigação e remediação de áreas contaminadas) como estratégias e técnicas usando medidas em escala apropriada e alta densidade de amostras para definir a

distribuição dos contaminantes e o contexto do meio físico em que eles estão inseridos com baixo grau de incerteza, para embasar remediações mais eficientes e rápidas. No original: "*High-resolution site characterization (HRSC) strategies and techniques use scale-appropriate measurement and sample density to define contaminant distributions, and the physical context in which they reside, with greater certainty, supporting faster and more effective site cleanup*." (USEPA, 2013).

Como regra geral, os estudos geoambientais de áreas contaminadas no Brasil não estabelecem um MCA adequado, com as incertezas gerenciáveis (RIYIS, 2012). As investigações, portanto, são inadequadas e há um desconhecimento muito grande sobre o meio físico, gerando dados ruins e inconsistentes que vão nortear avaliações de risco e projetos de remediação baseados nesses dados inconsistentes, causando demora no encerramento dos casos, remediações ineficientes e custos globais mais altos (CHERRY e PARKER, 2009; SINGER e FIACCO, 2010; ROSSI *et al.*, 2014; SUTHERSAN *et al.*, 2015). Problemas na investigação, portanto, são as maiores causas das falhas nas remediações de áreas contaminadas (PAYNE, QUINNAN e POTTER, 2008; CLEARY, 2009).

Segundo Riyis *et al.* (2013), atualmente, estão disponíveis no Brasil técnicas que permitem obter vários dados representativos da área investigada em escala espacial de detalhe, exatamente por isso chamadas de alta resolução (em inglês, *High-Resolution Site Characterization* – HRSC).

Dentro desse conceito, as ferramentas de HRSC podem ser divididas, de acordo com Riyis (2012) e Riyis *et al.* (2013) em dois grandes grupos: as de varredura (*screening*) de concentrações de compostos químicos de interesse e as de avaliação do meio físico. Como avaliação do meio físico, entendem-se as heterogeneidades hidrogeológicas, as zonas preferenciais de fluxo e armazenamento e a condutividade hidráulica (K) relativa em escala de detalhe.

Dentre as principais ferramentas de *screening* de concentrações, podem ser citados: os métodos LIF (*Laser-Induced Fluorescence*), que têm excelente capacidade de detectar fase líquida imiscível de hidrocarbonetos (USEPA, 2014; ISLER *et al.*, 2018; RIYIS *et al.*, 2019); os laboratórios móveis (também chamados

de laboratórios de campo); o MIP (*Membrane Interface Probe*) e o Waterloo Profiler (PITKIN *et al.*, 1999; PITKIN *et al.*, 2014).

Dentre as principais ferramentas de avaliação do meio físico, destacam-se o HPT (*Hydraulic Profiling Tool*) (BUTLER *et al.*, 2002; McCALL, 2010), o DPIL (*Direct Push Injection Logging*) (DIETRICH *et al.*, 2008; VIENKEN e DIETRICH, 2011), e novamente o Waterloo Profiler (PITKIN *et al.*, 1999; PITKIN *et al.*, 2014), os três baseados em injeção de fluido sob pressão; o EC (sensor de condutividade elétrica), que pode identificar camadas saturadas, argilosas, com intrusão salina, com metais dissolvidos, e outros (Schulmeister *et al.*, 2008); o CPTu (piezocone), ferramenta geotécnica que possibilita identificar o perfil hidroestratigráfico, com destaque para a diferenciação vertical dos horizontes de maior ou menor condutividade hidráulica; o ensaio de dissipação do excesso de poro pressões (PPDT), que fornece uma boa estimativa do valor de K em regiões pouco permeáveis (RIYIS, 2012); o DPST (*Direct Push Slug Test*), ferramenta de cravação contínua que permite expor uma seção filtrante curta (20-100 cm) para se realizar um *slug test* e, desse modo, determinar o valor de K na camada de interesse (BUTLER *et al.*, 2002; RIYIS *et al.*, 2013); e o RCPTu (piezocone de resistividade), ferramenta que unifica, no mesmo dispositivo de investigação, uma ponteira CPTu, um sensor de EC, e ainda permite a realização de PPDT (RIYIS e GIACHETI, 2013; RIYIS *et al.*, 2013), o que possibilita um bom entendimento do meio físico em alta resolução, devido à grande variedade de dados obtidos.

Segundo Payne, Quinnan e Potter (2008), Quinnan *et al.* (2010), Welty (2012), USEPA (2013), Suthersan *et al.* (2015), ITRC (2015), técnicas de alta resolução de avaliação do meio físico são essenciais para o sucesso de projetos de remediação de águas subterrâneas, pois, dentro de uma pequena escala, a variação da condutividade hidráulica é que determina o fluxo da água subterrânea, transporte e distribuição de reagentes ou contaminantes, diferente de escalas hidrogeológicas de produção de água subterrânea para abastecimento, normalmente governada pelo gradiente hidráulico do aquífero. Portanto, definir a distribuição da condutividade hidráulica é uma etapa fundamental para entender e detectar zonas de fluxo e armazenamento de contaminantes, informações essenciais para o dimensionamento de projetos de remediação, diminuindo o custo e duração da remediação (SUTHERSAN *et al.*, 2010).

As técnicas de HRSC podem contribuir muito com um diagnóstico correto, ao gerar uma grande densidade de dados utilizando vários métodos, permitir uma tomada de decisões rápida e em campo, reduzir e gerenciar as incertezas e, principalmente, elaborar um MCA sólido (WELTY, 2012; RIYIS *et al.*, 2013, SUTHERSAN *et al.*, 2015).

Como a CETESB, através da sua Decisão de Diretoria N. 038/2017 (DD-038) estabeleceu que os relatórios de investigação devem obrigatoriamente definir e delimitar as unidades hidroestratigráficas, quantificar a massa das SQIs em todos os meios (solo, água e ar) e que esse diagnóstico deve ser feito "na resolução adequada", o mapeamento das unidades hidroestratigráficas e das zonas de fluxo e armazenamento em escala de detalhe é tarefa obrigatória para a elaboração do MCA nas investigações conduzidas no estado de São Paulo.

O conceito de *Smart Characterization* foi desenvolvido por Suthersan *et al.*, 2015; Suthersan *et al.* 2017, Welty e Quinnan, 2017, com o objetivo de propor metodologias avançadas de investigação, utilizando (não só) ferramentas de alta resolução, mas uma abordagem que priorize a redução das incertezas a um nível mínimo, de modo a maximizar o retorno do investimento da Investigação na Remediação (SUTHERSAN *et al.*, 2015). A *Smart Characterization* combina de forma dinâmica um mapeamento tridimensional quantitativo em detalhe tanto das SQIs quanto das heterogeneidades hidroestratigráficas, classificando o volume investigado em: zonas de fluxo, zonas de baixa advecção e zona de armazenamento. Todos esses dados integrados possibilitam a criação de um MCA baseado no comportamento do fluxo de massa, focado principalmente na massa que se move, maximizando a eficiência da remediação e minimizando os custos e o ciclo de vida do gerenciamento da área contaminada (WELTY *et al.*, 2016; SUTHERSAN *et al.*, 2017). Essa nova forma de investigação muda o paradigma em que os MCA eram criados baseados em métodos tradicionais, apoiados somente em dados coletados em uma rede de poços de monitoramento e em sondagens com baixa (ou nenhuma) densidade de amostragem (VILAR *et al.*, 2018).

3.14 Proposta de Abordagem para Investigação de Áreas Contaminadas

Abordagens tradicionais, dependentes de poucos dados de solos e de amostras de águas subterrâneas foram frequentemente apresentadas

graficamente (plumas, e mesmo modelos 3D) com extrapolação entre os pontos de obtenção dos dados (ITRC, 2015), o que gera muitas incertezas sobre a qualidade da apresentação, decorrente da qualidade na obtenção dos dados.

No Brasil, segundo Riyis (2012), as causas principais para as investigações inadequadas são:

- Foco na Remediação: as empresas Responsáveis Técnicas direcionam seus melhores profissionais para atuar nessa etapa do gerenciamento, investem em pesquisa, desenvolvimento e conhecimento de novas técnicas e objetivam ganhar os contratos para realizar as remediações, ao passo que diminuem ao máximo os custos nas etapas iniciais de diagnóstico (avaliação preliminar, investigação confirmatória e investigação detalhada), acarretando na queda de qualidade dessas etapas iniciais, que alicerçam a remediação;

- Investigação com a abordagem errada: com o objetivo principal de diminuir os custos, a coleta de dados em campo é feita, em geral, por profissionais sem experiência e sem autonomia para tomada de decisão. As decisões são tomadas pelo profissional Sênior que fica no escritório, gerando lentidão no processo e gerando a construção de um MCA repleto de incertezas, pois foi baseado na coleta de dados deficiente. A investigação é realizada estritamente para cumprir as normas estabelecidas, seguindo uma receita única, sem planejamento e sem uma seleção adequada de ferramentas;

- Técnicas inadequadas de investigação: Por questões relativas aos custos e/ou por desconhecimento sobre as tecnologias disponíveis, os diagnósticos são realizados exclusivamente através da instalação de poços de monitoramento e avaliação das concentrações nesses instrumentos. Mesmo quando realizada de forma correta, essa técnica, usada de forma isolada, se mostra ineficiente, pouco representativa e com muitas incertezas associadas, pois não considera as heterogeneidades do meio físico subterrâneo, variável mais significativa de todo o estudo;

- Erros de execução: em muitos trabalhos, as boas práticas e as normas técnicas são deixadas de lado, por desconhecimento ou em nome de um custo aparentemente menor.

É preciso, portanto, que seja dada prioridade às etapas de investigação e, para isso, o paradigma atual deve ser invertido, ou seja, é fundamental que a

coleta de dados seja privilegiada dentro do projeto, com o melhor profissional participando dessa etapa, tomando as decisões em campo, refinando o MCA durante os trabalhos e finalizando o diagnóstico no menor tempo possível, após desenvolver um entendimento adequado do meio físico e suas heterogeneidades.

Propõe-se que seja dada total prioridade para a elaboração de uma investigação verdadeiramente detalhada, que permita a elaboração de um MCA sólido e com incertezas gerenciáveis. Essa mudança de enfoque tende a diminuir os custos do projeto global, embora aumente o custo da investigação (AQUINO NETO, 2009; WELTY, 2012; PITKIN *et al.*, 2014; SUTHERSAN *et al.*, 2015; ITRC, 2015; RIYIS *et al.*, 2017; WELTY e QUINNAN, 2017).

Para que esse novo paradigma tenha sucesso, é fundamental que não se utilizem somente as ferramentas consagradas e obrigatórias, mas também as ferramentas para HRSC (USEPA, 2013). Somente com essas ferramentas será possível identificar as heterogeneidades presentes em escala de centímetros e estabelecer as zonas preferenciais de fluxo e armazenamento que são a essência da elaboração de um MCA sólido (QUINNAN *et al.*, 2010, RIYIS, 2012; WELTY, 2012, RIYIS *et al.*, 2013; SUTHERSAN *et al.*, 2015). Essa mudança de paradigma somente fará sentido se o profissional que atuará na coleta de dados tiver condições de tomar decisões rápidas em campo. E isso só será possível se ele dispuser de uma variedade de ferramentas de aquisição de dados em alta resolução.

Em resumo, para que a remediação de uma área contaminada tenha possibilidade de sucesso, é preciso uma investigação adequada da área, e para que essa investigação seja adequada, é preciso que a abordagem seja correta, as metodologias sejam corretas, que as ferramentas de obtenção de dados sejam adequadas e que a interpretação dos dados de campo seja a melhor possível. O argumento do custo mais elevado para isso não se sustenta ao observar o trabalho de Riyis *et al.* (2017), onde 12 anos de trabalhos tradicionais, incluindo remediações, e mais de 740 mil reais gastos não conseguiram avançar na reabilitação de uma área relativamente simples, de um posto de combustíveis.

Com base no que foi discutido nesse item, pode-se dizer que as investigações de áreas contaminadas precisam ter como objetivo elaborar um

adequado Modelo Conceitual da Área (MCA) que forneça principalmente as seguintes informações:

- Localização das fontes primárias;

- Localização das fontes secundárias;

- Quantidade (massa) das substâncias químicas de interesse (SQIs);

- Distribuição das SQIs em subsuperfície;

- Interação das SQIs com o meio físico;

- Identificação, definição e delimitação das unidades hidroestratigráficas;

- Definir as zonas preferenciais de fluxo e as zonas preferenciais de armazenamento dentre as unidades hidroestratigráficas;

- Quantificação da massa de cada SQI em cada fase dentro de cada unidade hidroestratigráfica;

- Estimar o fluxo e a descarga de massa;

- Prever os cenários futuros de migração das SQIs;

As principais ações que levam à elaboração do MCA em áreas contaminadas ou suspeitas de contaminação por compostos orgânicos voláteis (VOCs) e/ou hidrocarbonetos de petróleo, contendo as informações acima são:

1. Tomada de decisão em campo e em tempo real para revisão contínua do MCA;

2. Avaliação Preliminar para determinar a posição das fontes;

3. Varredura horizontal de SQIs onde houver incertezas sobre os *hot spots*;

4. Obtenção de dados iniciais básicos do meio físico em escala apropriada, da área, fora dos *hot spots* e das fontes;

5. Nos *hot spots* e nas fontes confirmadas, realizar amostragem de solo de perfil completo (ASPC) com equipamento adequado (*Direct Push – Dual Tube, Piston Sampler* ou *Single Tube* revestido por trados ocos helicoidais);

6. Durante essa amostragem de solo, realizar uma varredura vertical qualitativa de concentrações, adequada às SQIs;

7. Análise quantitativa (seleção, preservação e análise das amostras de solo dentro da NBR 16.434) das concentrações das SQIs;

8. Avaliação das amostras de solo para identificação qualitativa e delimitação inicial das unidades hidroestratigráficas e das zonas de fluxo e armazenamento;

9. Refinamento da definição das unidades hidroestratigráficas com ferramentas mais adequadas à escala e obtenção de condutividade hidráulica relativa;

10. Coleta de amostras de água subterrânea nas unidades hidroestratigráficas definidas como zonas de fluxo para análises químicas;

11. Obtenção de dados quantitativos da condutividade hidráulica nas zonas de fluxo;

12. Se a zona de fluxo apresentar concentração significativa das SQIs, instalar pontos permanentes de monitoramento de água subterrânea nessa zona de fluxo, obtendo dados hidrogeológicos como: gradiente hidráulico, potenciometria, entre outros;

13. Obter dados de índices físicos do solo (matriz do aquífero) nessas zonas de fluxo;

14. Se as zonas de armazenamento apresentarem concentrações significativas das SQIs no solo, obter dados dos índices físicos dessas unidades hidroestratigráficas;

15. Calcular o fluxo e a descarga de massa nas zonas de fluxo;

16. Investigar a fase vapor do solo nas fontes, para identificar potencial migração das SQIs do solo ou água subterrânea;

O objetivo do presente trabalho é desenvolver, adaptar ou criar algumas metodologias, técnicas ou ferramentas que facilitem algumas dessas 16 ações, portanto, que auxiliem os Responsáveis Técnicos nessa tarefa de elaborar um MCA.

Mais especificamente, são discutidas as metodologias: Amostragem de Solo de Perfil Completo (ASPC), Varredura Vertical de VOC com Aquecimento em Campo

(VVVAC), Caixa Preta de Luz UV e Perfilador Vertical do Aquífero (PVA), que atuam diretamente nos itens 5, 6, 7, 8, 9 e 10.

4 ÁREAS DE ESTUDO

Para realização deste trabalho, algumas das áreas estudadas possuem Responsáveis Legais que não permitem a divulgação dos seus nomes e/ou das áreas. Assim, a condição para a liberação dos dados aqui apresentados foi que o nome e a localização exata da área fossem omitidos. Desta forma, optou-se por nomeá-las com a denominação fictícia de “Área A”, “Área B”, e assim por diante. As descrições da geologia e hidrogeologia regional e local foram extraídas de relatórios dos Responsáveis Técnicos, exceto quando a referência for identificada.

4.1 Áreas A, B e C – Hidrocarbonetos de Petróleo

As três áreas estão em contextos geológicos diferentes, porém, em contextos de contaminação muito semelhantes: a Área A é uma indústria de lubrificantes e está na cidade do Rio de Janeiro-RJ, próxima ao mar; a Área B também é uma indústria de lubrificantes e está em Campinas-SP; a Área C é um antigo posto de combustíveis que está na cidade de São Paulo-SP, no bairro do Sacomã. A Figura 12 mostra as amostras de perfil estratigráfico típico da Área A.



Figura 12. Amostras do perfil estratigráfico típico da área A. O solo mais superficial é de aterro (*liner* superior), seguido por intercalações entre argilas, areias e cascalhos

Por questões de sigilo, não é possível descrever adequadamente as características da área, mas todas têm um nível de água relativamente raso (entre 1,0 e 4,0 m) e estão contaminadas principalmente por hidrocarbonetos alifáticos de petróleo de cadeia longa. A área B, em Campinas-SP, está sobre um solo de alteração típico da região. As áreas A e C estão sobre sedimentos Terciários e/ou

Quaternários, com estratificações bem definidas. Na Figura 13 tem-se as amostras de um perfil típico da área C.

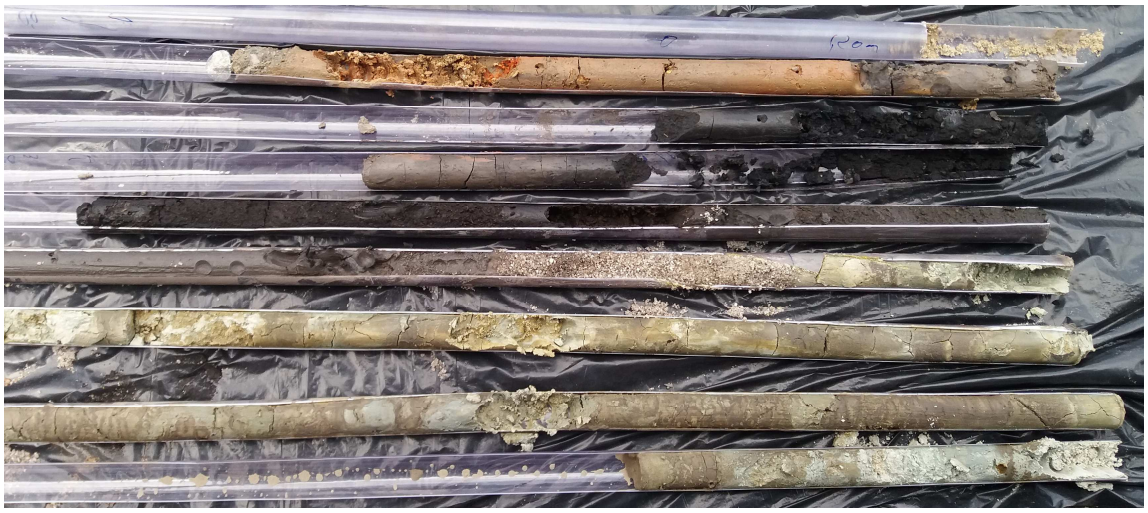


Figura 13. Amostras de um perfil estratigráfico típico da área C. O solo mais superficial é de aterro (*liner* superior), seguido por intercalações entre argilas orgânicas, areias, cascalhos e novamente argilas

Nos estudos prévios realizados nessas áreas constatou-se que as técnicas convencionais de varredura vertical de SQIs não funcionaram adequadamente nessas três áreas, pois uma das características principais do hidrocarboneto presente é ser pouco volátil, impossibilitando o uso de equipamentos de campo para esse fim, como um detector por fotoionização (PID) ou um detector por oxidação catalítica.

Dessa forma, foi necessário utilizar um equipamento que pudesse detectar qualitativamente, em campo, a presença ou não dos hidrocarbonetos, e foi escolhida a caixa preta de luz UV-A.

4.2 Área D – Jurubatuba

A área de interesse está localizada na cidade de São Paulo-SP, bairro de Jurubatuba. A geologia local do horizonte de estudo é composta por sedimentos quaternários e terciários.

Regionalmente, a área de estudo situa-se sobre a planície de inundação do Rio Pinheiros, uma região caracterizada pela intensa ocupação industrial e urbana. Em termos geológicos assenta-se sobre sedimentos aluvionares, correlacionáveis à denominada Formação São Paulo, de idade Terciário/Quaternário, composta por ocorrências de argilas, areias e cascalhos que assentam sobre um embasamento

cristalino representado por rochas graníticas, granodioríticas a gnáissicas. A área está instalada sobre depósitos aluviais do Quaternário da Bacia de São Paulo, os quais estão depositados sobre sedimentos Terciários da Formação Resende, que se depositaram sobre rochas Pré-Cambrianas do embasamento cristalino (SIMONATO *et al.*, 2009).

A Bacia do Alto Tietê, onde a região do Jurubatuba está inserida, possui basicamente dois sistemas aquíferos, sendo eles o Sistema Aquífero Cristalino (SAC) e o Sistema Aquífero Sedimentar (SAS). O SAS apresenta porosidade primária e divide-se em Quaternário, São Paulo e Resende. Já o sistema SAC tem porosidade secundária e subdivide-se em aquífero A e B (HIRATA e FERREIRA, 2001).

Localmente, as sondagens realizadas na área pelos Responsáveis Técnicos em estudos que estão sendo conduzidos desde 2005, permitiram identificar uma sequência estratigráfica. Um exemplo das sondagens com amostras de solo pode ser visto na Figura 14. Um perfil básico de uma sondagem realizada na área pode ser visto na Figura 15. A sequência básica é a seguinte:

- Aterro com espessura média 1,2 m;
- Argila orgânica preta pouco arenosa intercalada com camadas de argila arenosa e/ou siltosa, com espessura média de 2,0 m;
- Areia fina a média de coloração esbranquiçada e/ou amarelada, com espessura média de 1,5 m;
- Areia média a grossa de coloração bege escura, com baixo teor de argila e presença de cascalho, cujo intervalo de ocorrência está entre 4,5 m e 5,5 m com espessura média de 0,5 m;
- Argila siltosa e/ou arenosa, *compacta*, ocorre em limites descontínuos, em média a partir de 5,5 m de profundidade, apresenta contato abrupto dos sedimentos mais grossos posicionados acima. Esta unidade apresentou espessuras variando entre 1 e 7 m e representa uma camada confinante do aquífero;
- Areia fina a grossa de coloração bege escura, com baixo teor de argila e presença de cascalho, ocorrendo logo abaixo da camada de argila.

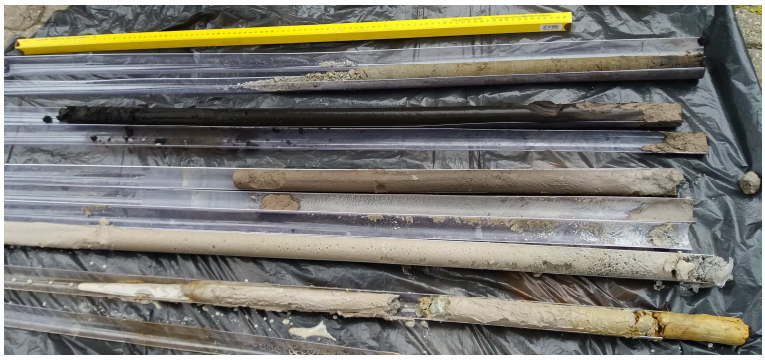


Figura 14. Amostras do perfil básico da Área D

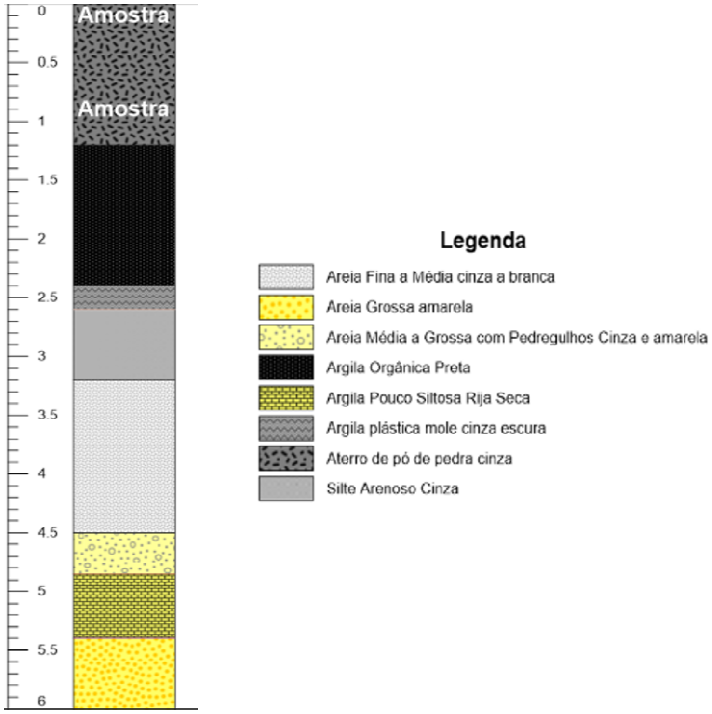


Figura 15. Perfil hidroestratigráfico básico da Área D

Antigamente, a área foi ocupada por uma indústria, que, entre outros produtos, manipulava solventes clorados, particularmente o tetracloroeteno (PCE). Investigações estão sendo conduzidas na área desde 2005, e um projeto de remediação foi implantado em 2007 e, com algumas complementações, continua em atividade até o momento (junho/2019). A principal área fonte possui cerca de 200 m^2, que corresponde à antiga galvanoplastia da indústria, e o nível de água é de cerca de 1,0 m de profundidade.

.

5 MATERIAIS E MÉTODOS

Esse trabalho vai tratar de quatro técnicas de investigação de áreas contaminadas:

- Amostragem de Solo de Perfil Completo (ASPC), uma proposta metodológica que consiste em coletar amostras de solo representativas do perfil integral do ponto, incluindo a zona saturada, e em ser a base para a identificação inicial das unidades hidroestratigráficas, realização de varredura vertical de SQIs e coleta de amostras para quantificação da concentração de SQIs imobilizadas no solo;
- Varredura Vertical de VOC com Aquecimento em Campo (VVVAC), que serve para auxiliar a compreender a distribuição vertical de VOCs utilizando um equipamento de baixo custo que maximiza a liberação dos VOCs do solo;
- Caixa Preta de Luz UV, equipamento análogo ao da VVVAC, porém, indicado para hidrocarbonetos em fase líquida imiscível e
- Perfilador Vertical do Aquífero (PTV), dispositivo que serve ao mesmo tempo para identificar em escala de detalhe as zonas de fluxo e armazenamento e para realizar diversas coletas de amostras de água para análises químicas em uma mesma perfuração.

Esse conjunto de técnicas e dispositivos serve para aumentar a densidade de dados obtidos na investigação com o objetivo de melhorar o Modelo Conceitual da Área (MCA). Destaca-se o fato de que a combinação ASPC+VVVAC é análoga ao *Membrane Interface Probe* (MIP), com a vantagem de permitir enviar amostras para análises químicas e fazer uma descrição tátil-visual das amostras; a combinação ASPC+Caixa Preta de Luz UV é análoga aos métodos *Laser-Induced Fluorescence* (LIFs) como UVOST ou como OIP, também com a vantagem de permitir o envio de amostras de solo ao laboratório e de realizar descrição tátil-visual; por fim, o PTV é análogo ao Waterloo APS (originalmente chamado Waterloo Profiler) e ao HPT-GW.

A principal inovação aqui apresentada é que essas técnicas representam um avanço em relação às originais ao permitir que se realize mais de uma tarefa (varredura vertical, descrição e envio de amostras ao laboratório) na mesma perfuração, emprega tecnologia nacional e de baixo custo de aquisição e manutenção, podendo ser facilmente replicada em todo o país, com poucas adaptações.

A descrição das quatro técnicas propostas é apresentada a seguir.

5.1 Amostragem de Solo de Perfil Completo – ASPC

A ASPC pode ser considerada uma metodologia, pois se trata de uma sequência de ações que tem como objetivo coletar amostras de solo no perfil completo, incluindo a zona saturada, e essas amostras devem ser representativas e em escala de detalhes, portanto, devem ser utilizadas técnicas e ferramentas adequadas.

Todas as ASPC foram realizadas com equipamento mecanizado, usando a técnica *Direct Push* com *liner* na modalidade *Dual Tube ou Piston Sampler.*

Os materiais utilizados na ASPC são descritos abaixo:

- Sonda hidráulica mecanizada acoplada a caminhão ou trator ou sonda AMS-Power Probe modelo 9100-ATV (Figura 16);
- Ferramental *Dual Tube* para Cravação Contínua (*Direct Push*): amostrador, sapata de amostragem (*macrocore*), hastes externas e internas prolongadoras, acoplamentos, amostrador tubular *liner* composto de PEAD ou PVC, o qual permanece conectado às hastes internas prolongadoras até a superfície, sendo revestido pelas hastes externas e ambos são cravados simultaneamente (Figura 17). Junto ao início do *liner*, em sua extremidade, próximo ao *macrocore*, fica acoplado um retentor de amostras de material plástico (*core catcher*) para auxiliar na recuperação do solo dentro do *liner*. O *liner* tem 1,20 m de comprimento e 37 mm de diâmetro. A haste externa (revestimento) e amostrador de aço tem 1,20 m de comprimento e 70 mm de diâmetro. A haste interna (conectada ao *liner*) possui 1,20 m de comprimento e 31,75 mm de diâmetro;
- Filme de PVC, utilizado no isolamento das conexões dos trados.



Figura 16. Sonda AMS-Power Probe 9100-ATV



Figura 17. Sistema *Dual Tube*: hastes externas e amostrador *liner.*



Figura 18. Hastes externas com hastes internas dentro e amostrador *liner* com retentor de amostra (Fonte: Derrite, 2017)

Foi realizado o seguinte procedimento:

1. Cravação do ferramental *Dual Tube*;
2. Retirada apenas do amostrador *liner* de dentro do revestimento por meio das hastes internas, mantendo o furo revestido pelas hastes externas, evitando o colapso do solo e mantendo íntegra a amostra da profundidade de interesse;
3. Retirada do retentor de amostras da extremidade do *liner*;
4. Identificação do ponto e profundidade da amostra no próprio *liner*;
5. Isolamento das extremidades do *liner* com filme de PVC, com o intuito de preservar os compostos orgânicos voláteis (VOCs);
6. Colocação de um novo amostrador liner dentro do revestimento que permanecia no furo;
7. Acoplamento das hastes prolongadoras e revestimentos prolongadores para a coleta de nova amostra e se repetia o procedimento.

Os materiais utilizados na varredura vertical foram os seguintes:

- Detector de gases por fotoionização (PID) com lâmpada de 10,6 eV;
- Espátulas de inox;
- Trena;
- Mesa para manipulação da amostra e abertura do *liner*;
- Seringas descartáveis de polipropileno de 10 mL adaptadas;
- Microrretífica marca *Black and Decker*, portátil, à bateria, com opção de baixa rotação;
- Broca de precisão de 3,2 mm de diâmetro;

- Frascos tipo *vial* de 40 mL, com 10 mL de metanol fornecidos e previamente pesados pelo laboratório;
- Frascos tipo *vial* de 40 mL sem metanol fornecido pelo laboratório.

O procedimento de ASPC inicia-se com a preparação e disposição dos equipamentos a serem utilizados de forma organizada, para que seja executada da melhor maneira e em um menor tempo possível de manipulação, objetivando diminuir as perdas dos VOCs. Os equipamentos devem estar previamente organizados, antes das amostras começarem a ser coletadas. A Figura 19 ilustra um exemplo dessa organização.



Figura 19. Um exemplo da preparação e disposição de equipamentos para ASPC.

Após a retirada de cada amostra de solo no *liner*, foi realizado o seguinte procedimento:

1. Cada *liner* retirado da sondagem, já identificado e vedado, era perfurado com a Micro Retifica, em rotação baixa, a cada 20 cm, utilizando a trena para a marcação dos furos. Cada orifício gerado tinha aproximadamente 4 mm de diâmetro, o suficiente apenas para permitir a introdução da ponta leitora do PID. A broca era limpa entre uma perfuração e outra com papel descartável;
2. Era realizada, em cada perfuração do *liner*, a medição dos VOCs com o PID, e anotadas todas as profundidades e respectivas concentrações obtidas de cada orifício, sinalizando o posicionamento das leituras que apresentassem maiores concentrações;

3. Abria-se o *liner*, através de dois cortes longitudinais, gerando uma abertura de, aproximadamente, 1/3 do diâmetro total do amostrador *liner*;
4. A amostra era selecionada nos pontos em que tivesse sido identificada, pelo PID, concentração significativa de VOCs. A amostragem de solo discreta e pontual era realizada através da cravação da seringa adaptada diretamente no liner recém-aberto, nos pontos de interesse, dividindo-se em duas alíquotas, sendo uma para o frasco com metanol, para análise de VOCs, outra para o frasco sem preservante, para determinação do teor de umidade, de acordo com a NBR 16.434;
5. A alíquota coletada para análise dos VOCs era transferida da seringa para um frasco de vidro de 40 mL com tampa roscável de teflon (*vial*) previamente pesado, contendo metanol, a fim de inibir a perda dos VOCs (Norma NBR 16.434). A alíquota coletada para determinação do teor de umidade do solo era acondicionada também no mesmo tipo de frasco, porém, sem metanol;
6. Após a retirada das alíquotas para análise em laboratório acreditado, era realizada uma descrição tátil-visual detalhada da amostra de solo, possibilitando a definição das unidades hidroestratigráficas e seleção das zonas-alvo de monitoramento da água subterrânea, com identificação das zonas de fluxo e de armazenamento.

Na Figura 20 podem ser observadas algumas etapas do procedimento ASPC.



Figura 20. ASPC sendo realizada: Perfurações no *liner* (esq.), medições com PID em cada furo (centro) e coleta de amostra na profundidade selecionada (dir.)

A abordagem ASPC permite ao mesmo tempo avaliar qualitativamente em alta resolução a variação vertical da concentração de compostos orgânicos voláteis (VOCs) e variação vertical do meio físico. As amostras de solo a serem enviadas ao laboratório são coletadas no ponto onde ocorre a associação entre leitura qualitativa alta de VOC e meio físico, priorizando os pontos com indícios de serem zonas de armazenamento. Todas as amostras que forem relevantes dentro desses critérios são preservadas. Posteriormente, algumas podem ser descartadas se a continuidade da sondagem em profundidade assim determinar. As amostras foram preservadas com metanol. A norma NBR 16.434 (ABNT, 2015) e a USEPA (2002) permitem outras formas de preservação, mas trabalho recente de Amaral e Neves (2017) concluiu que, nos centros de massa, o procedimento que promove menos perda de VOCs nas amostras de solo é a preservação com metanol.

A ASPC prevê a coleta de amostras de solo também na zona saturada, prática pouco comum no mercado brasileiro (RIYIS, 2014; VILAR *et al.*, 2018; RIYIS *et al.*, 2019), mas essencial para a quantificação da massa retida ou imobilizada. A seleção das amostras a serem encaminhadas ao laboratório é tarefa essencial para o sucesso desse procedimento. Pode-se observar que a tomada de decisão deve ser feita em campo, por profissional experiente, habilitado e com autonomia para essa função.

Adicionalmente, recomenda-se o envio de amostras para determinação de granulometria, uma em cada unidade hidroestratigráfica, para posterior comparação com as descrições tátil-visual realizadas durante a ASPC.

5.2 Varredura Vertical de VOC com Aquecimento em Campo (VVVAC)

A metodologia ASPC, aliada ao cumprimento da norma NBR 16434 (ABNT, 2015) para seleção, coleta e preservação de amostras de solo para VOCs fornece excelentes informações sobre uma varredura vertical de VOC e de sua interação com o meio físico, uma vez que as amostras de solo são coletadas de forma representativa por meio de amostradores tubulares *liner*, seja pela modalidade *Dual Tube*, *Piston Sampler* ou *Single Tube* revestido por trados ocos helicoidais. Essa varredura vertical, em campo, utilizando PID, mostra resultados qualitativos equivalentes ao uso do *Membrane Interface Probe* (MIP), equipamento que realiza

ensaios em campo de alta resolução em tempo real, e ainda tem as vantagens inerentes à coleta de uma amostra de solo, como poder selecionar alíquotas para análise quantitativa em laboratório e definição do perfil hidroestratigráfico a partir de descrição tátil visual, entre outras.

Porém, quando a varredura vertical é comparada apenas com o ensaio MIP, este tem algumas vantagens, como: avaliação em tempo real, o uso de três detectores (PID, FID e XSD) e aquecimento do meio próximo ao sensor para auxiliar na volatilização dos VOCs (MYERS *et al.*, 2002; ROSSI *et al.*, 2014; McCALL *et al.*, 2014; SANTOS *et al.*, 2015). No Brasil, ensaio MIP é confundido com Investigação de Alta Resolução (HRSC). Tem-se a impressão que a única forma de se realizar uma HRSC é utilizando o MIP, o que é equivocado (RIYIS, 2013; ROSSI *et al.*, 2014). Myers *et al.* (2002) e Rossi *et al.* (2014) apontam as limitações do MIP em áreas com misturas de compostos, com NAPL, entre outros, e enfatizam que é uma ferramenta qualitativa (semiquantitativa), de varredura vertical, portanto, não serve para quantificar a massa nem o fluxo de massa.

A técnica de Varredura Vertical de VOCs com aquecimento em campo, aqui proposta, tem como objetivo ser uma alternativa ao MIP, portanto é uma técnica que deve trazer resultados equivalentes a um custo reduzido.

A ASPC (descrita no Item 5.1) é obrigatória em uma investigação de uma área fonte, onde é necessário coletar amostras de solo para análises químicas na zona saturada, ou sempre que uma quantificação de massa for necessária. Uma amostragem de solo por cravação contínua (descrita nos itens 3.7 e 3.8), deve prosseguir na zona saturada, mesmo que seja somente para a definição de zonas alvo para a instalação de poços de monitoramento. Em resumo, a amostragem de solo, nos pontos de investigação, já deverá ser feita de qualquer modo. Uma varredura vertical deverá ser feita se o ponto for uma fonte, confirmada ou suspeita, de modo que a abordagem aqui descrita praticamente não tem custo adicional.

As três vantagens do MIP comparado à varredura da ASPC (tempo real, uso de três sensores e aquecimento do solo) podem ser relativizadas da seguinte forma: se a Avaliação Preliminar identificou as SQIs, ou pelo menos a classe das SQIs (por exemplo, etenos clorados, ou hidrocarbonetos aromáticos), e essas são VOCs, não há a necessidade de serem utilizados três sensores, pois todas as respostas do PID serão da classe de SQIs conhecida. As medidas em tempo real são uma vantagem inerente ao uso da ferramenta, mas há o terceiro fator, que se

pretende eliminar com a atual proposta: o aquecimento do solo. Desta forma, nesse trabalho desenvolveu-se uma técnica de campo, de baixo custo, para realizar essa varredura vertical de VOCs, que consiste em aquecer uma alíquota de amostra de solo em campo e medi-la após o aquecimento, com o seguinte procedimento:

- Realiza-se a avaliação dos VOC diretamente nos furos feitos no liner, de acordo com a NBR 16.434, e eventual seleção e preservação da amostra de solo que vai ser analisada no laboratório;
- Com o liner já aberto, coleta-se, utilizando a seringa descartável de 10 mL, alíquotas de aproximadamente 5 mL de solo (tantas quanto for possível, mas tipicamente uma a cada 20 cm);
- Coloca-se cada uma dessas alíquotas em um frasco de 40 mL com septo de teflon;
- Coloca-se os frascos contendo as amostras de solo em banho maria a 60-80º C por pelo menos 10 minutos (OBS: em campo, para esse trabalho, optou-se por utilizar um aquecedor de marmitas modelo *Marmiquent* – Figura 21);



Figura 21. Aquecimento das amostras de solo para realização da VVVAC

- Medem-se os VOCs com PID de campo diretamente no frasco, imediatamente após aberto;
- Para efeito de comparação com a varredura vertical decorrente da ASPC, optou-se, nesse trabalho, por coletar uma alíquota correspondente a cada medição realizada no liner, ou seja, uma a cada 10-20 cm.

Pode-se observar que o custo adicional para a realização dessa Varredura Vertical de VOCs com Aquecimento em Campo (VVVAC) é muito baixo (considerando que a amostragem de solo de perfil completo deverá ser feita de qualquer forma), e a redução da incerteza dessa varredura é significativa, ao permitir que o aquecimento libere VOCs que possam estar imobilizados nas amostras de solo, particularmente nas argilas, durante as medições no *liner*.

5.3 Caixa Preta de Luz UV-A

A Caixa Preta de Luz UV-A é um dispositivo composto de uma caixa de madeira de 80 cm de comprimento, 20 cm de altura e 20 cm de profundidade, com uma lâmpada fluorescente UV-A (luz negra) de 25 W e 110 V em sua parte superior. Nas duas extremidades da caixa há um furo de aproximadamente 45 mm de diâmetro por onde o amostrador *liner* entra na caixa. Na tampa, localizada na parte superior da caixa, onde a lâmpada é acoplada, há uma abertura pequena, com cerca de 40 cm de comprimento e 1 cm de largura, por onde pode-se observar o *liner* contendo a amostra de solo que está dentro da caixa.

A Caixa Preta de Luz UV-A contém uma lâmpada de luz ultravioleta com comprimento de onda entre 380-420 nm, correspondente ao intervalo de UV-A (REUCH, 2013), e um ambiente escuro, que pode identificar, de modo muito acurado, a presença de fase residual de óleo lubrificante no solo, inclusive na zona saturada (RIYIS *et al.*, 2015a). Na Figura 22 observa-se o dispositivo.

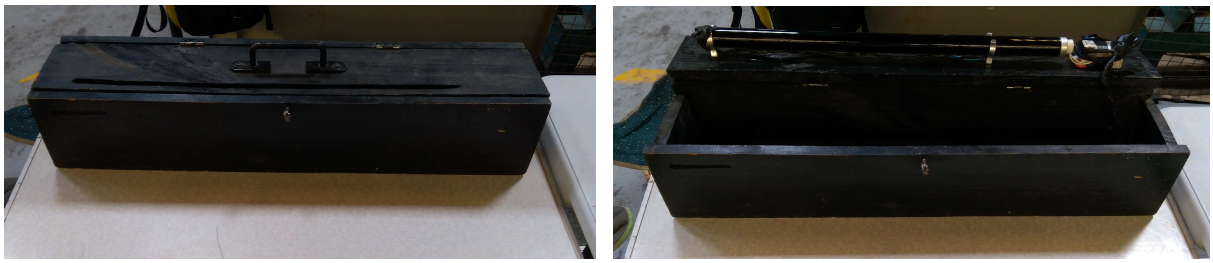


Figura 22. Caixa Preta de Luz UV-A fechada (esq.) e aberta, mostrando a lâmpada (dir)

Esse equipamento é utilizado sempre em conjunto com a amostragem de solo pela abordagem ASPC (Item 5.1). As amostras são coletadas continuamente e em todo o perfil, incluindo a zona saturada.

Os materiais utilizados são os mesmos da ASPC, com a adição da Caixa Preta de Luz UV-A. A técnica empregada é igual à da ASPC quando há a suspeita

de haver VOCs nos hidrocarbonetos, acrescida da colocação do *liner*, já aberto, com as alíquotas já coletadas e preservadas, dentro da caixa preta para avaliação visual e para os registros fotográficos. Quando não há suspeita de VOCs, o *liner* é retirado do amostrador *Dual Tube*, aberto, e colocado na Caixa Preta de Luz UV-A, antes de coletar-se qualquer amostra, conforme pode ser visto na Figura 23.



Figura 23. Liner com amostra de solo sendo colocado na Caixa Preta de Luz UV-A

O objetivo desse trabalho é realizar uma varredura vertical de hidrocarbonetos de petróleo concomitante a uma amostragem de solo representativa, utilizando equipamentos de tecnologia nacional de baixo custo. O equipamento proposto, a Caixa Preta de Luz UV-A tem um custo inferior a R$ 200,00 para a sua construção, e sua eficiência é apresentada e discutida por Riyis *et al.* (2019).

Pode-se utilizar a mesma analogia da VVVAC, para a varredura vertical de hidrocarbonetos de petróleo, pois a amostragem de solo *Direct Push – Dual Tube*, particularmente nas áreas fonte suspeitas de terem NAPL ou de serem fonte secundária é obrigatória, portanto, deverá ser feita de qualquer forma. Neste caso, basta aproveitar as amostras nos *liners* já coletados para fazer a varredura vertical com a Caixa Preta de Luz UV-A a um custo muito baixo. Além da vantagem do custo em relação aos métodos LIF, há também a possibilidade de enviar amostras de solo ao laboratório para uma análise quantitativa, o que os métodos LIF não permitem, por serem indiretos.

5.4 Perfilador Vertical de Aquífero (PVA)

O PVA é um equipamento que é uma simplificação do *Waterloo Profiler* descrito por Pitkin *et al.* (1999) e Cho *et al.* (2004), mencionado no Item 3.12. O material básico e a ideia foram fornecidos pela ERM do Brasil e pelo Sr. Murray Einarson, *Principal Hydrogeologist* da empresa de consultoria estadunidense Halley & Aldrich Inc.

As diferenças básicas entre o *Waterloo Profiler* e o PVA são:

- Não há leitura em tempo real da pressão de injeção. Apenas um manômetro analógico;
- Não há medição em linha do fluxo de água injetado, apenas um controle aproximado do volume injetado;
- Não há *software* que converte as medidas de pressão e fluxo em um índice de condutividade hidráulica.

O procedimento operacional do PVA, portanto, é o seguinte:

1. É feita, nas hastes de 1¼" (hastes internas do sistema Dual Tube), uma marcação da profundidade a cada 20 cm;
2. A mangueira (tubo de PEAD de ¼") é passada por dentro das hastes de 1¼";
3. A extremidade inferior da mangueira é conectada na ponteira de injeção (a Figura 24 mostra as hastes marcadas, a mangueira passada e a conexão na ponteira, a Figura 25 mostra o detalhe das marcações nas hastes, e a Figura 26 mostra o detalhe da ponteira de injeção);
4. A extremidade superior da mangueira é conectada à saída do trapeador, que está mostrado na Figura 27;
5. Conecta-se a entrada do trapeador à saída da bomba peristáltica;
6. Coloca-se a captação da bomba peristáltica na proveta graduada;
7. Inicia-se a injeção, com a água deionizada saindo da proveta, entrando na bomba peristáltica, depois no trapeador, por fim na mangueira até sair pela ponteira;
8. Inicia-se a cravação, com a sonda hidráulica;
9. Conforme a cravação vai acontecendo, o operador da sonda vai informando qual a profundidade a partir das marcas nas hastes;
10. Enquanto isso, o operador do equipamento observa a pressão do manômetro e anota o volume de água injetado;

11. A partir da profundidade correspondente ao início da zona saturada (conhecida por investigações prévias), observa-se, no manômetro, quando a pressão de injeção cai. Esse ponto é uma zona de fluxo, que está oferecendo pouca ou praticamente nenhuma resistência à entrada da água no aquífero e poderá ser amostrada;
12. Se a opção for por amostrar a água nessa zona de fluxo, anota-se o volume injetado nessa unidade hidroestratigráfica e inverte-se o fluxo da bomba peristáltica, que passa então a succionar a água;
13. Após a retirada do volume de água injetado naquela unidade hidroestratigráfica, mede-se a condutividade elétrica da água que está sendo succionada. Como foi injetada água deionizada, espera-se que a condutividade elétrica da água succionada seja inicialmente baixa, devido à água deionizada e vá aumentando, pela mistura de água da formação com a deionizada. Quando a condutividade elétrica se estabiliza, ou seja, para de subir, a água vem toda da formação e poderá ser realizada a amostragem;
14. Para amostrar, desliga-se a bomba peristáltica, substitui-se o frasco do trapeador pelo frasco de amostragem e liga-se novamente a bomba peristáltica;
15. Após o volume do frasco ser trocado uma vez pela água succionada, a amostra está pronta;
16. A bomba peristáltica é desligada, o frasco é desroscado do trapeador e coloca-se a tampa do frasco de amostragem;
17. Preserva-se a amostra adequadamente.



Figura 24. Hastes marcadas, com a mangueira passada e a ponteira de injeção conectada antes do início do ensaio.



Figura 25. Detalhe das hastes marcadas e mangueira.



Figura 26. Detalhe da ponteira de injeção conectada à mangueira com a tela de inox por onde a injeção e amostragem ocorre.

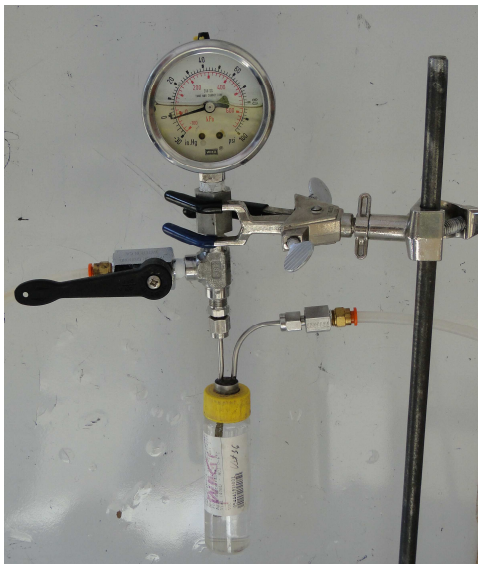


Figura 27. Trapeador montado, com o manômetro conectado a ele.

Da mesma forma que o *Waterloo Profiler*, há vantagens importantes nesse Perfilador Vertical de Aquífero:

- Permite a identificação (qualitativa) clara, em detalhe e com precisão das zonas de fluxo e armazenamento, através do monitoramento da pressão de injeção de água;
- Permite a coleta de amostras de água no mesmo local onde se observou a posição da zona de fluxo, eliminando o problema de variação horizontal da posição da camada;
- Permite a coleta de amostra de água pontual, ou seja, na zona de fluxo definida, pois a porta de amostragem é muito pequena, tipicamente a ponteira tem 10 cm de comprimento;
- Permite a coleta de amostras de água em várias profundidades em um mesmo furo.

Porém, há algumas limitações do seu uso:

- Quando há uma porcentagem significativa de finos nas zonas de fluxo, a amostragem fica comprometida, pois esses finos “entopem” a ponteira de injeção;
- O uso é restrito a áreas onde o nível de água é mais raso que 8,0 m, pois é o limite de ação de amostragem da bomba peristáltica.

O *Waterloo Profiler* é uma técnica excelente de investigação, que, ao mesmo tempo, define e delimita as unidades hidroestratigráficas de fluxo e

armazenamento em escala de detalhe e amostra água subterrânea das zonas de fluxo em diversas profundidades, pontualmente (menos que 10 cm de “seção filtrante”) e em uma única perfuração. A USEPA (2013) recomenda o emprego dessa técnica como uma das melhores para a investigação de alta resolução. Porém, é uma marca registrada, e o equipamento não é vendido, há apenas a possibilidade de requerer a prestação de serviços e não há, ainda, nenhuma unidade da *Cascade Technical Services* no Brasil. Se em algum momento, no futuro, houver essa possibilidade no Brasil, a estimativa é que ele será um serviço relativamente caro, da ordem de 10-15 mil reais por dia.

Neste trabalho tem-se como objetivo utilizar os princípios do *Waterloo Profiler*, porém, adaptado às condições brasileiras, com um equipamento de custo inferior, de modo a procurar viabilizar sua utilização em grande parte das investigações no Brasil.

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste item, apresentam-se alguns dos resultados obtidos, sendo a maioria parte de trabalhos investigações geoambientais realizadas em áreas contaminadas. Por isso, não é possível divulgar alguns resultados ou informações que pudesse identificar os Responsáveis Legais ou Responsáveis Técnicos pelos trabalhos.

6.1 Amostragem de Solo de Perfil Completo (ASPC)

Na área de estudos de Jurubatuba (Área D), foram conduzidas diversas investigações experimentais, como parte de aulas práticas em cursos ou em coletas de dados para Trabalhos de Conclusão de Curso de alunos de Pós-Graduação nos cursos de Gerenciamento de Áreas Contaminadas. É uma área sabidamente contaminada por tetracloroeteno (PCE) em fase dissolvida, com volatilização para a fase gasosa e potencial intrusão de vapores em ambientes fechados. Há um sistema integrado de remediação atuando na área desde 2008. Poços de monitoramento instalados na região da área de estudo indicam concentrações de PCE em fase dissolvida da ordem de 1 a 2 mg/L, enquanto o limite permitido pela CETESB para essa SQI é de 0,040 mg/L. Uma das etapas da remediação da área fonte foi a remoção de solo e destinação a um aterro

industrial, porém, como a investigação foi conduzida pelo modelo tradicional, foram coletadas amostras de solo somente da zona não saturada, o que levou à conclusão que o solo estava contaminado somente até a profundidade de 1,0 m, ou seja, até o início da zona saturada.

A hipótese dos trabalhos realizados no estudo atual foi que a maior massa não estava em fase dissolvida como dizem as investigações realizadas na área, e sim, em fase residual ou retida, imobilizada e ligada ao solo na zona saturada. A Figura 28 mostra uma planta com as primeiras atividades de investigação realizadas. Foram 05 pontos de ASPC (onde o ponto 05A é a continuação em profundidade do ponto 05) e 04 ensaios com o Perfilador Vertical do Aquífero (PVA).

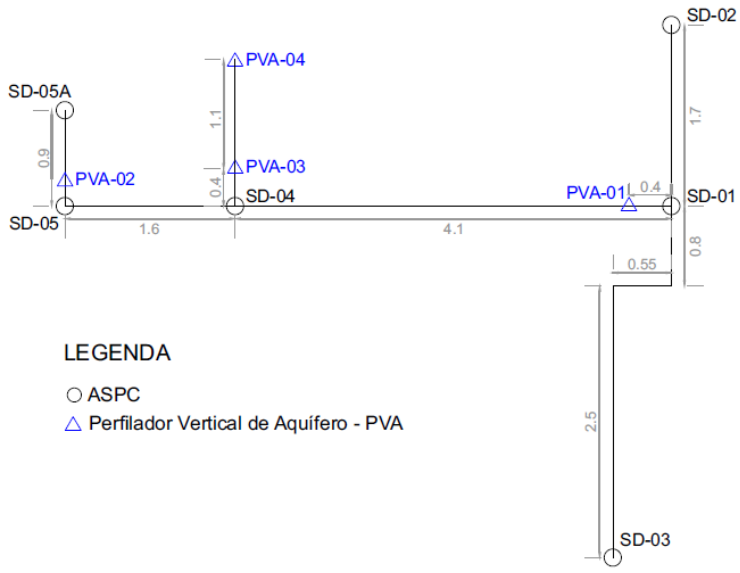


Figura 28. Localização dos pontos de investigação (ASPC e PVAs) na Área D. Fonte: Almeida *et al.*, 2018

Inicialmente, foram realizadas, na área fonte, cinco sondagens pela metodologia *Direct Push – Dual Tube*, com a sonda hidráulica *Power Probe* 9100-ATV (Figura 29), seguindo o procedimento ASPC (descrito no Item 5.1), com o objetivo de selecionar, coletar, preservar e encaminhar para análises químicas amostras de solo definidas em campo para determinar quantitativamente a concentração das SQIs ligadas ao solo, ao mesmo tempo em que seriam definidas e delimitadas as unidades hidroestratigráficas anteriormente denominadas de “aquífero raso” pelas investigações prévias. As decisões sobre os pontos de medidas,

profundidades das coletas de amostras e definições de unidades hidroestratigráficas eram tomadas em campo (Figura 30).



Figura 29. *AMS Power Probe* 9100-ATV e sistema *Dual Tube.*

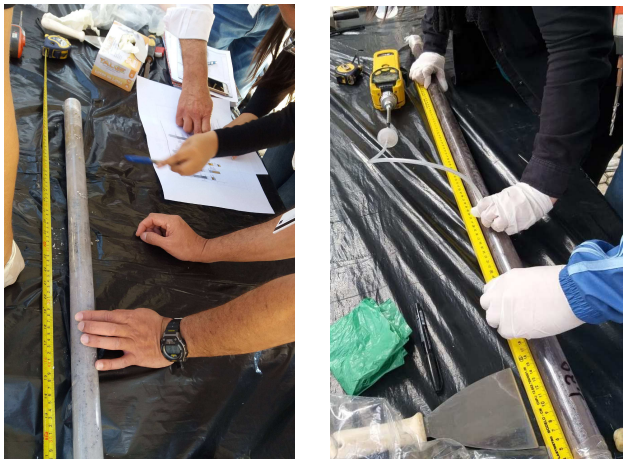


Figura 30. Tomada de decisão em campo e em tempo real sendo realizada na área investigada.

Na Figura 31 (ALMEIDA *et al.*, 2018) tem-se o perfil estratigráfico de uma das sondagens realizadas, com uma foto das amostras de solo após a avaliação dos VOCs e a descrição tátil-visual, e a interpretação do perfil hodroestratigráfico. Esse perfil pode ser considerado como típico da área de estudo, com pequenas variações de profundidades e/ou interpretação de cor e tamanho dos grãos de pedregulhos.

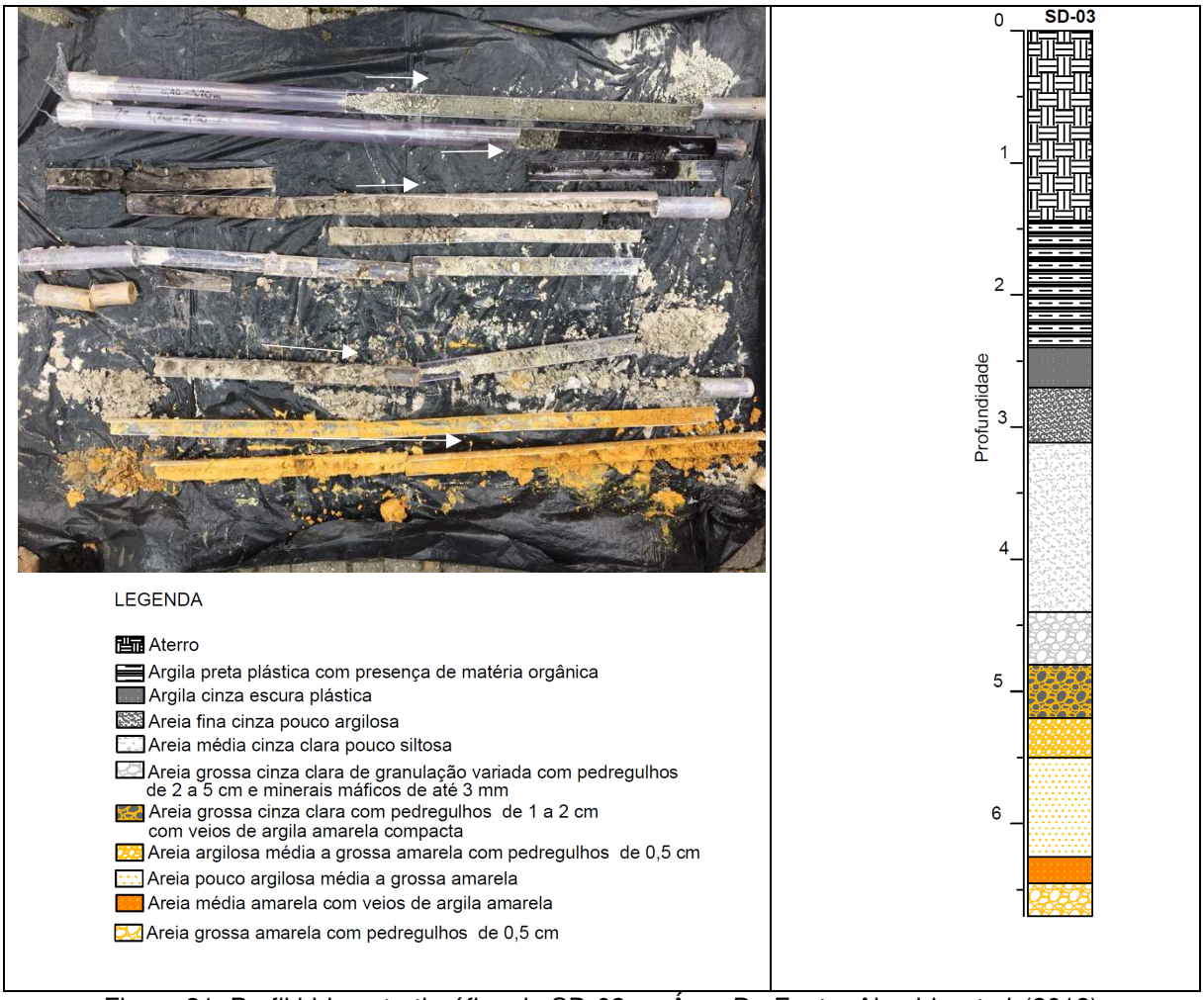


Figura 31. Perfil hidroestratigráfico da SD-03 na Área D– Fonte: Almeida *et al*. (2018)

Os *liners* eram retirados do solo empregando a modalidade *Dual Tube* da técnica de amostragem de solo Direct Push. A seguir eram encaminhados para a avaliação a cada 20 cm ou onde houvesse algum indício de contaminação ou transição de unidades que fossem visíveis no *liner*. As avaliações foram realizadas por meio de perfurações no *liner*. Os resultados dessas avaliações, aliados à descrição inicial do material coletado, embasava a decisão de qual profundidade a amostra seria coletada, preservada no metanol e encaminhada ao laboratório. As prioridades para coleta eram, além da maior medida de VOC obtida em campo, a interface entre diferentes unidades hidroestratigráficas e as unidades hidroestratigráficas de menor condutividade hidráulica (argilas e siltes) que provavelmente se comportam como zonas de armazenamento. A Tabela 1 mostra os resultados integrados obtidos na ASPC SD-04, utilizados por Amaral e Neves (2017), contendo as profundidades das medidas de VOCs no *liner* em campo, que formam a varredura vertical da ASPC, a descrição tátil-visual do perfil hidroestratigráfico e os pontos selecionados para o encaminhamento das amostras

de solo para o laboratório. Como o nível de água no local está em cerca de 1,0 m, todas as amostras estavam na zona saturada. Vale lembrar que uma das técnicas de remediação dessa área foi a remoção do solo contaminado até a profundidade de 1,0 m.

Tabela 1. Resultados da ASPC – SD-04: Varredura vertical de VOC, descrição tátil-visual e profundidades das amostras selecionadas na Área D.

Prof. (m)	VOC (ppm)	Tipo de Solo	Ponto de Amostragem de Solo Selecionado
0,40	0,1	Aterro	
0,80	0,2	Aterro	
1,20	0,7	Aterro	
1,40	719	Aterro	
1,60	1216	Argila Plástica Preta	X
2,00	600	Argila Plástica Preta	X
2,20	421	Argila Plástica Preta	
2,45	1785	Areia Fina Cinza	X
2,60	1207	Silte pouco arenoso cinza	
2,80	942	Areia Fina Cinza	
3,00	216	Areia Fina Cinza	X
3,20	521	Areia Fina a Média Cinza Claro	
3,40	16,2	Areia Fina a Média Cinza Claro	
3,55	110,3	Areia Fina a Média Cinza Claro	
3,60	1,8	Areia Fina a Média Cinza Claro	
4,00	1,4	Areia Fina a Média Cinza Claro	
4,20	1,5	Areia Fina a Média Cinza Claro	X
4,40	1,5	Areia Fina a Média Cinza Claro	
4,60	1	Areia Grossa Cinza com Cascalho	
4,75	1,6	Areia Grossa Cinza com Cascalho	
5,00	2353	Argila Compacta Amarela	X
5,20	2774	Argila Compacta Amarela	
5,40	88	Argila Compacta Amarela	

As amostras selecionadas em campo foram encaminhadas para análises químicas e, a seguir, foi feita a descrição tátil-visual. Os resultados das análises químicas se encontram na Tabela 2.

Tabela 2. Resultados das análises químicas de solo no ponto SD-04

Prof. (m)	Concentração de PCE no Solo (mg/Kg)
1,60	13833,20
2,00	6828,60
2,45	7232,80
3,00	14836,00
4,20	7,04
5,00	20,70
5,60	2,51

Os resultados das análises químicas nesse ponto mostraram concentrações que chegaram a mais de 14000 ppm (14836 mg de PCE/Kg de solo) em algumas profundidades do ponto que foi considerado o maior *hot spot* da área fonte. A metodologia ASPC, além de fazer uma varredura vertical de VOCs, permitiu que as alíquotas certas fossem selecionadas e enviadas ao laboratório, e a preservação com metanol seguindo a NBR 16.434 (ABNT, 2015) garantiu que as perdas dos VOCs fossem minimizadas. A Figura 32 mostra a relação entre o perfil hidroestratigráfico da SD-04 elaborado por meio das descrições tátil-visuais e os resultados das análises químicas das amostras coletadas.

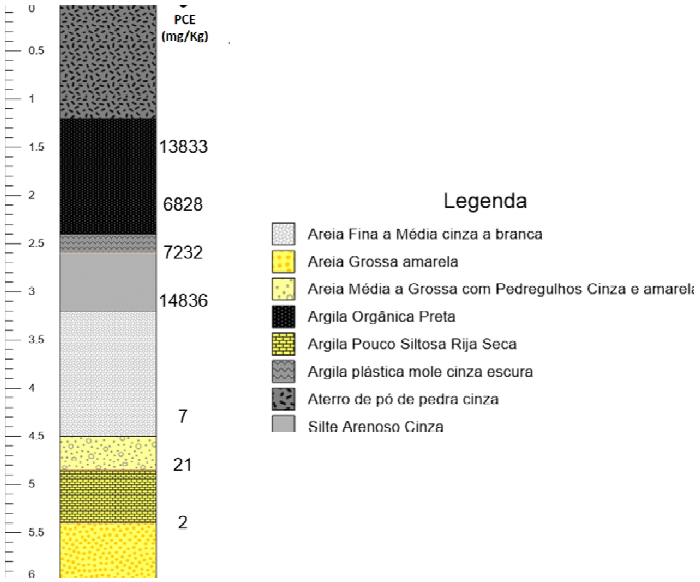


Figura 32. Perfil relacionando a descrição tátil-visual com as concentrações de PCE obtidas nas amostras de solo da SD-04 da Área D.

A partir da primeira interpretação dos resultados, verifica-se que eles são muito relevantes para a proposta de abordagem que inclui a realização de uma ASPC, uma vez que:

- Há uma massa significativa de SQIs imobilizada na matriz do aquífero, ou seja, na zona saturada, pois o nível de água nesse local é de 1,0 m e há concentração muito alta até 3,20 m de profundidade. Resultado equivalente foi obtido por Riyis *et al.* (2015a) e por Vilar *et al.* (2018). Se a amostragem de solo fosse feita pela abordagem tradicional, ou seja, somente na zona não saturada, ela indicaria área sem contaminação, uma vez que o solo, na "franja capilar" (cerca de 1,0 m de profundidade) estaria limpo, pois trata-se de um aterro adicionado após remoção do solo contaminado. Nesse caso, o diagnóstico da área desprezaria a massa imobilizada na zona de armazenamento, saturada. Apenas como um exemplo, imaginando que a área fonte tivesse a dimensão de 2 m x 2 m (4 m^2), a densidade do solo fosse de 1,7 g/cm3 (1.700 Kg/m3), e que a espessura da camada contaminada seja de 2,0 m (de 1,20 m a 3,20 m), com concentração "média" de 10.000 mg/Kg, a massa desprezada pela abordagem tradicional seria igual a 136 Kg de PCE.

- Há uma variação muito grande de distribuição das SQIs (nesse caso, PCE) em interação com a matriz do aquífero. Em 07 amostras coletadas nos 6 metros de perfil, as concentrações variaram entre 2 mg/Kg e 14.836 mg/Kg, ou seja, mais de 7.000 vezes. É fácil perceber que enviar ao laboratório uma

única amostra de solo nesse ponto pode gerar um erro muito grande (que pode chegar 7 mil vezes) no diagnóstico da área. Assim, não há um valor único de concentração que possa representar todo o perfil de solo.

- Não há relação direta entre os valores de VOCs medidos com PID diretamente no *liner* e os maiores resultados de concentração de PCE no solo. Por exemplo, entre 5,00 e 5,20 m de profundidade, foram obtidos os maiores valores no PID (2353 e 2774 ppmv[28] respectivamente) mas a concentração da amostra enviada ao laboratório não passou de 2 mg/Kg, possivelmente porque, nesses pontos do *liner*, havia um acúmulo de vapores provenientes de outros locais do *liner* que foram medidos no PID. Por outro lado, na profundidade de 3,00 m, obteve-se a maior concentração da amostra de solo (14836 mg/Kg), mas uma leitura relativamente baixa no PID (216 ppmv, ou seja, apenas 10% da maior leitura). Ou seja, utilizar o PID medindo os VOCs no liner como única ferramenta de seleção de amostra para enviar ao laboratório, mesmo sendo recomendada pela norma NBR 16.434, pode ocasionar tomada de decisões erradas, portanto, diagnósticos errados, e Modelos Conceituais da Área (MCAs) pouco consistentes.

Além dessas três conclusões preliminares, que corroboram a necessidade da realização da ASPC em uma investigação de área fonte, foi possível observar nessa área que as maiores concentrações de PCE no solo estão entre 1,60-3,00 metros de profundidade, portanto, prioritariamente nas unidades hidroestratigráficas consideradas zonas de armazenamento, ou seja, no material descrito como argila, silte ou areia fina. Esse fato não é coincidência, trata-se da comprovação dos estudos de Feenstra *et al.* (1991), Parker *et al.*(2004), Sale *et al.* (2013), Elis (2014), Riyis *et al.* (2015) e Vilar *et al.* (2018), que mostraram que a maior massa do contaminante está em fase retida ou residual nas unidades hidroestratigráficas de porosidade imóvel, ou seja, nas zonas de armazenamento.

As amostras coletadas nas profundidades de 5,00 m e 5,60 m também foram de zonas de armazenamento (argila rija) que no local tende a funcionar como um aquitarde. Por outro lado, as concentrações obtidas no laboratório foram mais baixas (mas ainda da ordem de alguns mg/Kg), indicando que a maior massa

[28] ppmv significa parte por milhão em volume.

fica retida nas camadas superiores, que aportam contaminantes para as zonas de fluxo e essas, por difusão, transmitem massa para essa unidade que funciona como aquitarde. Essa informação pode ser corroborada pelos valores altos da varredura vertical com PID nessa camada.

A varredura vertical levou a resultados qualitativamente coerentes, ou seja, o conjunto de maiores concentrações no PID também foram aqueles onde se observou maiores concentrações nas análises químicas, embora não se observe uma correlação numérica direta. Uma conclusão desse fato é que é possível indicar que as maiores concentrações de SQIs no solo estão nas zonas de armazenamento e, nessas zonas de armazenamento, há pouca liberação de VOCs para ser medida no *liner* com PID.

No topo do aquitarde, a medida do PID foi a maior, mas a concentração obtida nas análises químicas feitas em laboratório não foi, no entanto, elas ainda são mais altas que as do topo da zona de fluxo e da base do aquitarde. Conclui-se, portanto, que a varredura foi boa, sob o ponto de vista qualitativo. Um fator que pode explicar o pico de VOC na varredura é que o topo do aquitarde coincide com a base da zona de fluxo preferencial. Assim, os VOCs têm maior capacidade de migração dentro do *liner* nessa camada, o que facilita a leitura no PID em campo, podendo ser um caso de falso positivo na varredura.

A amostragem de solo pela metodologia ASPC identificou massa de contaminantes expressiva em fase retida ou residual, imobilizada no solo, que não havia sido detectada pelos métodos convencionais de investigação. Houve, portanto, um ganho de informação importante, que muda significativamente o MCA e eventuais propostas de plano de intervenção. O sistema anteriormente proposto para essa área (remoção de solo na zona não saturada, extração de vapores do solo, oxidação química *in situ* e barreira hidráulica) funcionando por mais de 8 anos não foi capaz de remover grande parte da massa de SQIs, porque a investigação realizada até então não tinha sido capaz de identificar essa massa imóvel.

Ressalta-se que a coleta de amostras na zona saturada com essa configuração geológica só foi possível porque foi utilizada uma modalidade de amostragem de solo adequada para a coleta de amostras representativas, que foi a *Direct Push – Dual Tube*.

Pode-se concluir que, para cumprir as determinações da DD-038, de delimitar as plumas e quantificar a massa em todos os meios (solo, água, ar) de

todas as SQIs antes de se elaborar o plano de intervenção, é necessário amostrar o solo com técnicas, abordagens e equipamentos corretos.

Isso significa que as amostras de solo devem:

- ser coletadas também na zona saturada (não se deve parar a amostragem na franja capilar);
- ser selecionadas após varredura vertical de VOCs criteriosa (ASPC) e preservadas em metanol (nos centros de massa de VOCs);
- ser coletadas na densidade adequada (muitas amostras por ponto, no mínimo uma para cada unidade hidroestratigráfica relevante);
- ser encaminhadas ao laboratório para análises quantitativas.

Os resultados deste estudo comprovaram que as maiores concentrações no solo estão nas unidades hidroestratigráficas de armazenamento e que o método de amostragem que permite a coleta de dados representativos da distribuição vertical das SQIs em subsuperfície e avaliação da relação dessas SQIs com o meio físico é a metodologia ASPC com a técnica de amostragem *Direct Push – Dual Tube*.

6.2 Caixa Preta de Luz UV

Três das áreas estudadas (A, B e C) estavam contaminadas por hidrocarbonetos de petróleo. Na área B, localizada em Campinas-SP, foi utilizada a luz UV-A como técnica de varredura vertical para a seleção de amostras que seriam encaminhadas ao laboratório de análises químicas. O produto causador da contaminação nessa área era o óleo lubrificante, que não é volátil o suficiente para ser detectado em campo pelo PID. Desta forma, a maneira mais eficiente de se detectar o produto nas amostras de solo, na zona saturada e não saturada, foi utilizando luz UV-A.

Nessa área, luz UV-A foi utilizada em um quarto escuro, e os resultados indicaram que 66 das 68 amostras analisadas pela luz UV-A foram confirmadas pelos resultados das análises químicas realizadas em laboratório.

Na área A, localizada na cidade do Rio de Janeiro-RJ, próximo ao mar, os resultados das análises químicas não foram disponibilizados pelo Responsável Legal nem pelo Responsável Técnico, no entanto, pode-se observar que a varredura vertical, realizada com a Caixa Preta de Luz UV-A, indicou corretamente a presença de produto em fase livre ou residual no solo. Esses resultados permitiram avaliar a interação do meio físico, observado pelas amostras de solo

coletadas no *liner* através da técnica *Direct Push – Dual Tube,* com a distribuição vertical do contaminante, observado na Caixa Preta de Luz UV-A (Figura 33). Nas amostras em que se observou a presença de hidrocarbonetos e o solo foi identificado como areia grossa ou cascalho, definiu-se essa unidade hidroestratigráfica como zona de fluxo mais sensível, pois permitiria o transporte de contaminantes aos receptores. Desta forma, a investigação do fluxo de massa pôde ser direcionada para essas unidades.

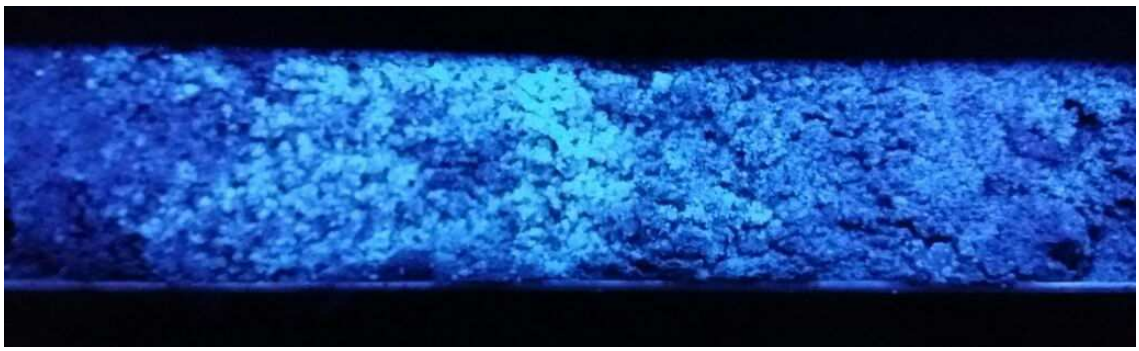


Figura 33. Amostra de solo contaminada com óleo lubrificante (parte mais brilhante, do lado esquerdo) fotografada dentro da caixa preta de luz UV-A na Área A.

Nessa área, 50 *liners* foram observados na Caixa Preta de Luz UV-A, sendo cinco *liners* em cada um dos 10 pontos de amostragem. Quatro dos dez pontos de amostragem apresentaram registro positivo para LNAPL por meio desse dispositivo. Nesses quatro pontos, amostras de solo foram preservadas, encaminhadas a um laboratório e analisadas para cada unidade hidroestratigráfica com registro positivo de LNAPL. Nos outros pontos de amostragem, duas amostras por ponto foram enviadas para o laboratório. Todas as amostras onde o LNAPL foi identificado na caixa preta de luz UV-A apresentaram resultados que confirmam a observação de campo, com concentrações de TPH-Total maiores que 500 mg/Kg. Nas amostras onde o LNAPL não foi detectado em campo, todas as concentrações de TPH-Total foram inferiores a 1 mg/Kg. A Figura 34 mostra os quatro pontos de amostragem com LNAPL observado por meio da Caixa Preta de Luz UV-A, os respectivos perfis e as profundidades onde o LNAPL foi identificado. Pode-se observar que a presença de LNAPL não se restringiu à “franja capilar”, como aqueles que empregam as técnicas de investigações tradicionais pregam no Brasil, uma vez que não existe o “*pancake model*”, o LNAPL migra pelos poros, onde pode ficar imobilizado, e sofre a influência da flutuação do nível de água entre outros fatores.

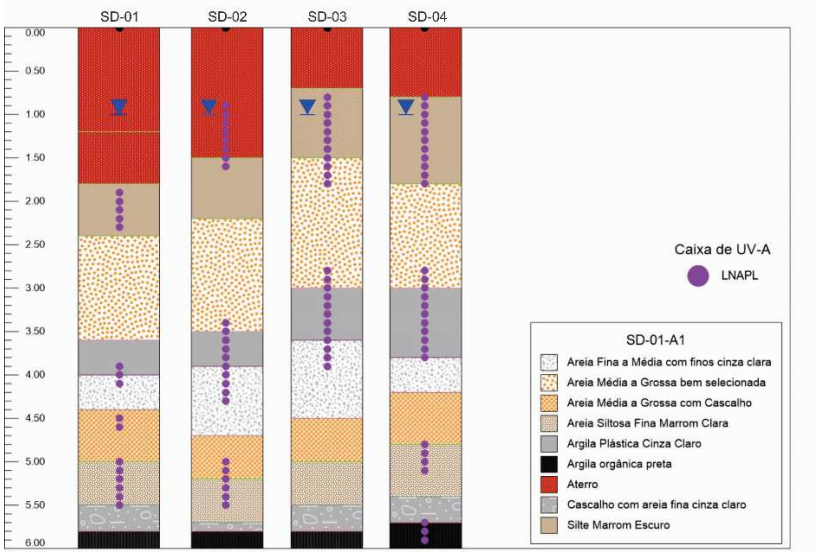


Figura 34. Perfis representativos das quatro sondagens na Área 1 em que a caixa preta de luz UV-A possibilitou identificar a presença de LNAPL.

Nas amostras onde constatou-se a presença de LNAPL e o solo foi identificado como areia grossa ou cascalho, essa unidade hidroestratigráfica foi caracterizada como zona de fluxo mais sensível, pois permitiria o transporte desse contaminante aos receptores. Nas amostras em que foi observado o LNAPL e o material identificado era fino (argila ou silte), foram encaminhadas amostras para um laboratório de análises químicas para quantificação da massa de hidrocarbonetos imobilizada nessas unidades hidroestratigráficas de armazenamento.

Desta forma, foi possível elaborar para essa área um LCSM adequado, com a identificação e delimitação do LNAPL. Além disso, foi possível compreender como se dá a interação do hidrocarboneto com o meio físico, diferenciando as unidades hidroestratigráficas que são zonas de fluxo (que tendem a transportar os contaminantes encontrados), das unidades hidroestratigráficas que são zonas de armazenamento (que tendem a reter e imobilizar uma massa considerável de contaminantes).

Na área C, localizada em São Paulo-SP, bairro do Sacomã, em uma área de várzea, uma lacuna do MCA era a posição das fontes secundárias de hidrocarbonetos de petróleo que estavam realizando um aporte de massa de SQIs em fase dissolvida. A Caixa Preta de Luz UV-A foi utilizada como dispositivo de varredura vertical em conjunto com a ASPC para auxiliar nas tomadas de decisão sobre quais alíquotas deveriam ser enviadas ao laboratório para realizar as análises das amostras de solo. Os resultados das análises químicas não foram

fornecidos pelo Responsável Legal, no entanto, foi possível verificar que os pontos em que havia a possibilidade de conter LNAPL ou massa imóvel expressiva foram detectados pelo equipamento. A Figura 35 mostra uma dessas amostras contendo LNAPL e na Figura 36 observa-se uma amostra sem NAPL visível.

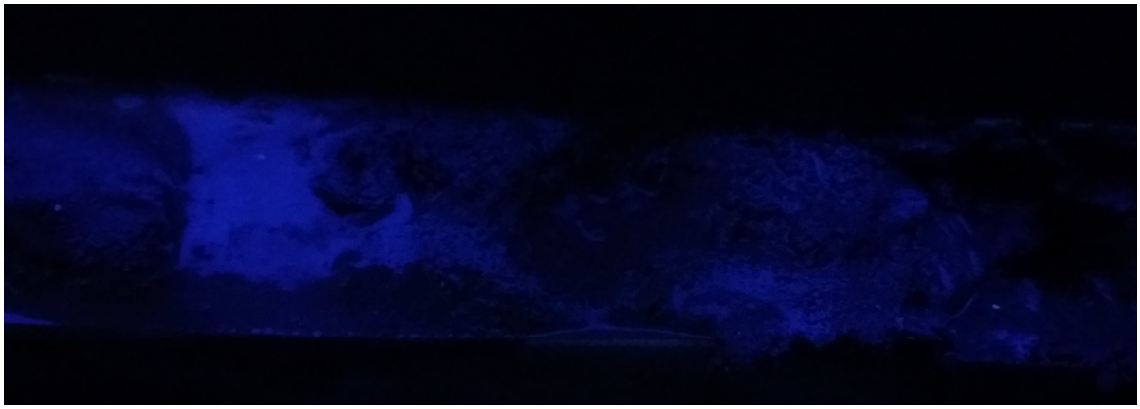


Figura 35. Amostra de solo avaliada na caixa preta de luz UV-A na Área C. Pode-se observar o gânglio de NAPL na parte esquerda da amostra (parte mais brilhante).

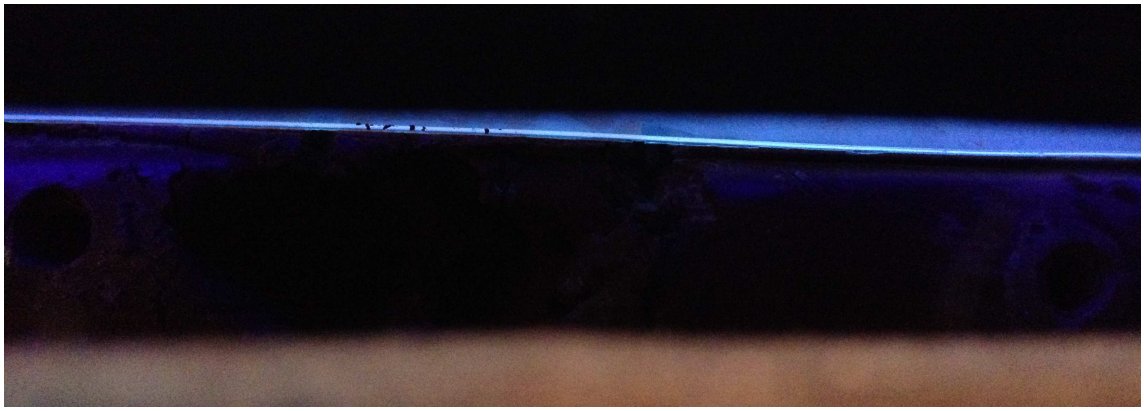


Figura 36. Amostra de solo avaliada na caixa preta de luz UV-A na Área C. Nessa amostra, não há indício de contaminação por hidrocarbonetos.

Nessa Área C, foram coletados 12 *liners*, distribuídos em dois pontos de amostragem. A avaliação desses *liners* na Caixa Preta de Luz UV-A permitiu a identificação de LNAPL imobilizado nas unidades hidroestratigráficas de armazenamento, ou seja, as de menor condutividade hidráulica. Também nessa área os resultados das análises químicas confirmaram o que foi observado no campo. Nessa área, ocorreram vazamentos de combustíveis, particularmente de óleo diesel, até 1986. Entre 2002 e 2013 ela foi alvo de investigação e remediação tradicional, mas sem que sua reabilitação ocorresse. Um dos motivos para esse fato é a persistência de película de LNAPL observada em poços de monitoramento, outro é a persistência de concentrações de SQIs em fase

dissolvida. O objetivo do uso da caixa preta de luz UV-A, nessa área, foi elaborar um novo LCSM que permitisse identificar o LNAPL imobilizado que possivelmente estaria aportando massa para fase dissolvida a partir das zonas de armazenamento. Os perfis das sondagens e os pontos onde se observou a presença de LNAPL encontram-se na Figura 37.

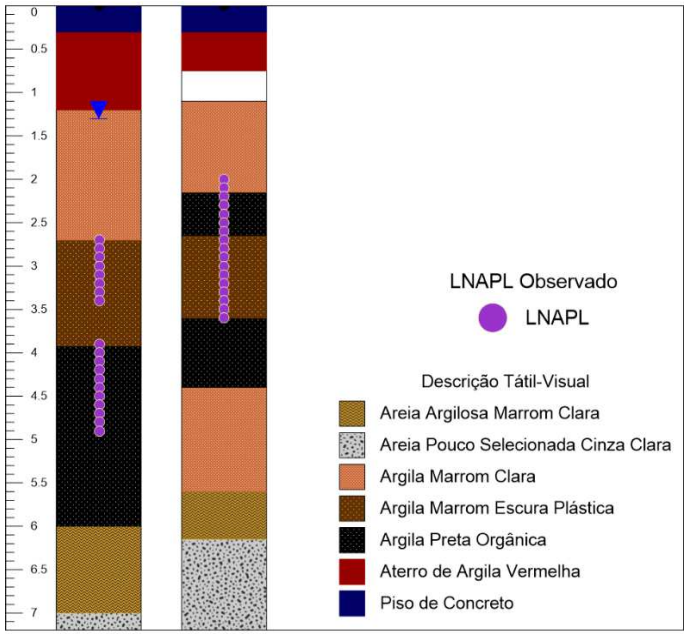


Figura 37. Perfis hidroestratigráficos elaborados a partir das sondagens SD-01 e SD-02 realizadas na Área 3.

Esses resultados apontam na mesma direção dos trabalhos de Riyis *et al.* (2015a) e Riyis *et al.* (2019) com o uso da luz UV-A para varredura vertical de hidrocarbonetos, uma vez que ela é um dispostivo de baixo custo, que proporciona um resultado qualitativo representativo, permitindo tomadas de decisão adequadas sobre a profundidade que a amostra de solo discreta deve ser encaminhada ao laboratório. Quando realizada em uma área fonte, em conjunto com uma amostragem de solo de perfil completo (ASPC), a Caixa Preta de Luz UV-A permite, além da varredura vertical de VOCs promovida pela ASPC, uma varredura vertical para verificação da existência de fase líquida imiscível (NAPL) de hidrocarbonetos. Deste modo, ela pode ser comparável ao uso dos métodos LIF/OIP, com a vantagem inerente de se ter disponível a amostra de solo para obter outros dados (análise quantitativa em laboratório, descrição tátil-visual, entre outros) a um custo baixo, comparado àquele que se investe quando se utiliza o LIF/OIP.

Os trabalhos realizados nessas áreas mostram que a elaboração de um diagnóstico adequado, com poucas incertezas, que irá embasar uma remediação eficiente, não pode considerar apenas as informações de poços de monitoramento. Ignorar a massa imóvel em fase retida ou residual irá acarretar custos mais elevados na remediação, que também será menos eficiente. No entanto, o custo adicional para a realização da investigação da massa imóvel na zona saturada justifica o investimento, pois, uma boa investigação, utilizando métodos, profissionais, abordagem e ferramentas adequadas reduz as despesas na etapa de remediação (SUTHERSAN *et al*., 2015a).

O diagnóstico adequado de uma área deve levar em conta a massa imobilizada, por exemplo, LNAPL, que pode estar móvel, residual ou trapeado. Investigações tradicionais, com poços de monitoramento, conseguiriam identificar somente o LNAPL móvel, em escala de pouco detalhe (tipicamente, 3,0 m de seção filtrante), e somente se a saturação desse LNAPL fosse suficiente para que ele saísse dos poros e entrasse no poço de monitoramento. Importante ressaltar que as técnicas LIF/OIP conseguem identificar a presença do LNAPL em todas as suas fases, em escala de detalhe e tempo real, porém, sem a coleta de amostras, dificultando a avaliação das interações do LNAPL com as heterogeneidades hidrogeológicas. Outro agravante é o fato de que o emprego do LIF/OIP tem custo elevado no Brasil.

A abordagem aqui proposta, que emprega a amostragem de solo de perfil completo (ASPC) combinada com a avaliação das amostras na caixa preta de luz UV-A, também possibilita identificar o LNAPL em todas as suas fases, no entanto fornece um menor nível de detalhe que o emprego do LIF/OIP. Por outro lado, permite uma avaliação muito boa do meio físico, uma vez que o profissional tem acesso às amostras de solo. Além disso, é possível enviá-las para análises quantitativas, o que é mais uma vantagem da abordagem proposta. Por fim, destaca-se, mais uma vez que o emprego da Caixa Preta de Luz UV-A tem um custo muito inferior do que aquele quando se emprega o LIF, o que pode contribuir sobremaneira à popularização do uso desse dispositivo, em especial no Brasil.

6.3 ASPC com VVVAC

Em áreas que forem consideradas “áreas fonte”, seja por já terem sido identificadas concentrações elevadas de VOCs no solo, seja por serem consideradas centros de massa de fase dissolvida, é preciso realizar uma

investigação do solo, nas zonas saturada e não saturada, ou seja, no perfil completo.

Sendo assim, deve-se utilizar a metodologia ASPC, e de modo concomitante, realizar uma varredura vertical de VOCs para seleção das amostras que serão encaminhadas para realização de análises químicas em laboratório acreditado, de acordo com a norma NBR 16.434.

Essa necessidade se dá porque é preciso delimitar e quantificar a massa das SQIs em fase retida e/ou residual, e identificar e delimitar a fonte secundária (solo contaminado) que pode aportar massa para as fases dissolvida ou vapor (CETESB, 2017).

Em uma das áreas de estudo, localizada entre os municípios de São Paulo-SP e Cotia-SP, basicamente com solo de alteração de gnaisse e contaminada por solventes clorados (PCE e subprodutos), foram conduzidas mais de 20 ASPCs pelo Responsável Técnico, durante a investigação da área, conforme procedimento descrito no item 5.1. Em dois desses pontos (SD-03 e SD-05) foi realizada, como tarefa adicional, a varredura vertical de VOCs com aquecimento em campo (VVVAC) proposta no item 5.2 desse trabalho. A Tabela 3 mostra os resultados da SD-03, e a Tabela 4 mostra os resultados da SD-05.

Tabela 3. Concentrações de VOC obtidas durante a ASPC, medidas diretamente no *liner* e as obtidas após aquecimento em campo, no frasco – SD-03

Profundidade (m)	**VOC (ppmv) medido na ASPC (furo no *liner*)**	**VOC (ppmv) após aquecimento (VVVAC)**
0,78	45,0	3,4
1,10	0,5	**63,0**
2,20	0,2	5,4
2,90	0,7	**85,0**
4,40	7,7	**22,0**
5,92	1,8	5,7
6,05	7,0	10,1
6,20	1,9	**97,8**
6,40	4,7	**96,9**
6,60	2,3	38,3
6,80	12,1	**53,8**
6,87	41,7	11,6
7,01	12,1	**44,6**
7,21	1,9	**62,9**
7,30	**337,2**	27,9
7,40	10,1	37,8
7,60	0,9	**59,8**
7,80	1,1	**37,4**
7,85	0,5	**56,4**
8,00	1,0	**36,9**
8,20	2,7	**58,3**
8,40	1,4	**139,0**
8,45	13,9	**93,8**
8,70	3,8	**70,9**
8,80	2,1	**90,6**
9,00	11,7	**53,9**
9,10	13,9	17,8
9,20	6,6	10,6
9,40	3,7	**49,3**
9,60	17,9	**50,1**
9,74	0,7	15,6
10,02	2,0	**86,2**
10,11	8,4	10,4
10,20	25,3	37,1
10,30	4,9	**64,3**
10,40	25,0	66,2
10,70	11,1	28,6
10,80	14,7	6,9

Pode-se observar que, em 22 pontos, os valores de VOCs observados após o aquecimento foram significativamente maiores que aqueles obtidos nos furos feitos no *liner* durante a ASPC, e um ponto em que aconteceu o contrário. Como durante a ASPC e a amostragem de solo para VOCs de acordo com a NBR 16.434, um dos principais critérios de seleção da amostra que será preservada e encaminhada ao laboratório é a medição de VOC realizada no furo do *liner*, verifica-se que muitos pontos diferentes seriam selecionados se as amostras não fossem aquecidas pela VVVAC, e provavelmente seriam deixados de lado pontos com maior concentração, que só foi possível verificar após aquecimento. Tendo em vista que os *liners* têm 1,20 m de comprimento, praticamente em todos seriam selecionadas amostras diferentes da que apresenta maior concentração após aquecimento. A Figura 38 possibilita comparar as tendências dos VOCs medidos em profundidade entre os dois métodos distintos, no furo do *liner* (ASPC) e após aquecimento (VVVAC).

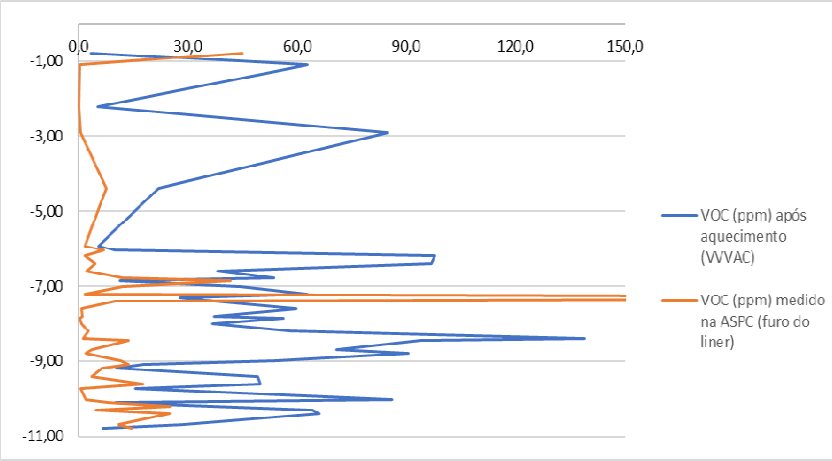


Figura 38. VOC medido na ASPC e na VVVAC em profundidade na SD-03

Tabela 4. Concentrações de VOC (ppmv) obtidas durante a ASPC, medidas diretamente no *liner* e as obtidas após aquecimento em campo, no frasco – SD-05. OBS: os resultados nulos foram desconsiderados

Profundidade (m)	VOC (ppm) medido na ASPC (furo no *liner*)	VOC (ppm) após aquecimento (VVVAC)
0,81	0,9	1
1,25	2,4	1,1
2,20	76,8	236,8
2,40	25,2	48,1
2,45	**33,3**	6,8
3,20	0,2	**26,5**
3,40	0,2	**19**
3,60	16,3	17
3,80	1	3,2
4,80	9,7	1,6
5,20	0,7	**68,3**
5,40	0,3	6,2
5,60	1,1	12,3
6,00	1,2	**26,8**
6,45	0,5	4,5
6,67	0,5	5,3
6,90	1,2	**26,4**
7,05	4,5	**48,2**
7,20	**50,3**	21,7
7,25	21,7	**61**
7,40	14	**53,2**
7,80	0,4	**20,2**
8,20	0,1	**17,9**
8,40	7,4	10,4
8,45	**15,2**	4,8
8,60	7,2	10,8
8,80	**64,8**	26,7
9,00	4	**240,3**
9,20	13	17,2
9,40	0,7	**169,1**
9,60	13,1	18,1
9,65	3,6	1,8
9,80	0,6	1,4
10,80	1,3	2,7
10,85	2,8	2,1
11,00	2,7	2,6
11,80	0,3	6
12,00	1,2	**294,8**
12,20	5,6	2,7
12,60	0	4,9
13,00	0,1	4
13,20	2,8	13,1
13,25	0,3	**10,9**
13,40	0,2	2,7
13,60	0,2	2
13,80	0,1	0,7
14,00	0,4	**12,2**
14,20	0,2	**25**
14,40	2,1	5,7
14,45	**25**	4,4
14,80	0,4	3,4
15,00	0,1	1,8
15,20	0,1	**40,6**
15,60	2	0,4
15,65	4,5	4,3
15,80	**24,3**	2,3
16,00	0,1	2,7
16,80	4,3	0,4
17,60	**41,8**	17,2
17,80	4,3	2,9
18,00	12	11,4

Pode-se observar na Tabela 4 que, na SD-05, foram 14 pontos em que a concentração de VOC medida após o aquecimento, na VVVAC, foi significativamente maior que aquela realizada no furo do *liner*, diferentemente do que aconteceu em 6 pontos. A Figura 39 mostra a tendência dessa diferença em profundidade. Por esse gráfico, é possível perceber, a despeito de haver pontos em que as medidas de VOC realizadas no *liner* são maiores que aquelas obtidas após o aquecimento, que existem regiões (entre 5,0-6,0 m; entre 9,0-9,50 m; aos 12,0 m; aos 14,0 m aos 15,0 m de profundidade) em que o aquecimento permite identificar pontos com concentração elevadas que não haviam sido percebidos na varredura da ASPC. A hipótese mais provável é que o aquecimento aumenta a chance de identificação dos *hot spots*, pois promove a liberação dos VOCs que estariam "presos" de alguma forma no solo durante a medição no *liner*. Deste modo, a varredura vertical da ASPC, exigida pela NBR 16.434, pode não ser suficiente para determinar, qualitativamente, a distribuição vertical das SQIs voláteis de maneira eficiente. Da mesma forma, valores elevados obtidos nas medições realizadas diretamente no *liner* podem ser "falsos positivos", caso os furos coincidam com espaços vazios, onde há a tendência dos vapores se acumularem.

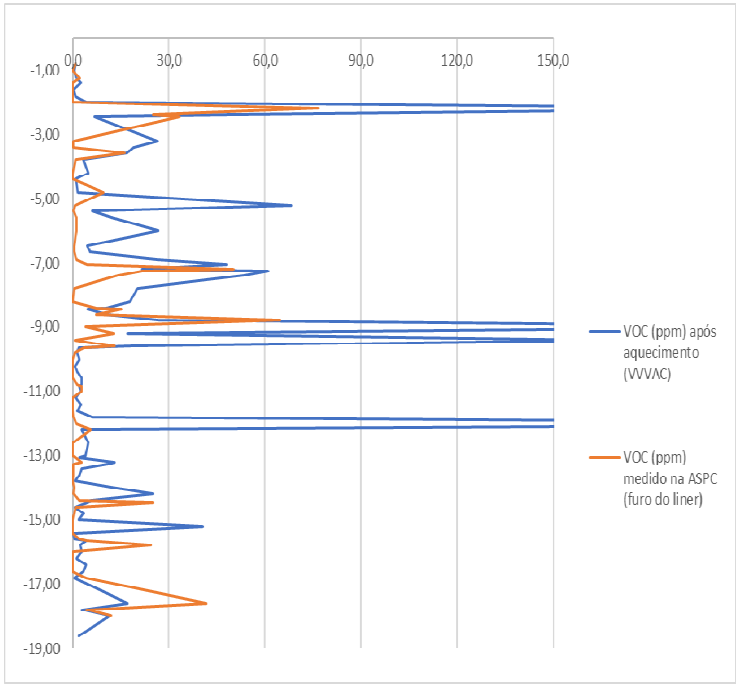


Figura 39. VOC medido na ASPC e na VVVAC em profundidade na SD-05.

Esses resultados, portanto, mostraram uma diferença significativa entre a varredura vertical normal, realizada de acordo com a NBR 16.434, medindo os VOCs nos furos dos *liners*, e a que foi proposta, com aquecimento em campo (VVVAC). Se tivesse sido possível realizar a VVVAC antes da seleção da amostra, profundidades diferentes teriam sido selecionadas para coleta de amostras enviadas para análise em laboratório. Essa diferença ocorre provavelmente devido ao fato de que o solo era predominantemente argiloso, portanto, os VOCs presentes nele, particularmente na zona saturada, não são liberados da amostra para a fase vapor com facilidade durante a ASPC, portanto, não são identificados na varredura convencional, nos furos dos *liners*. O aquecimento, aliado à desagregação das partículas proporcionado pela VVVAC, facilita a liberação dos VOCs, portanto, os resultados da varredura vertical são mais representativos da realidade quando ocorre o aquecimento da amostra.

Na Área C, descrita no item 4.1, contaminada por hidrocarbonetos de petróleo, foram conduzidas 03 ASPCs com VVVAC associadas às varreduras verticais utilizando a Caixa Preta de Luz UV-A, denominadas SD-01, SD-02 e SD-03. Os resultados estão mostrados na Figura 40, Figura 41 e Figura 42.

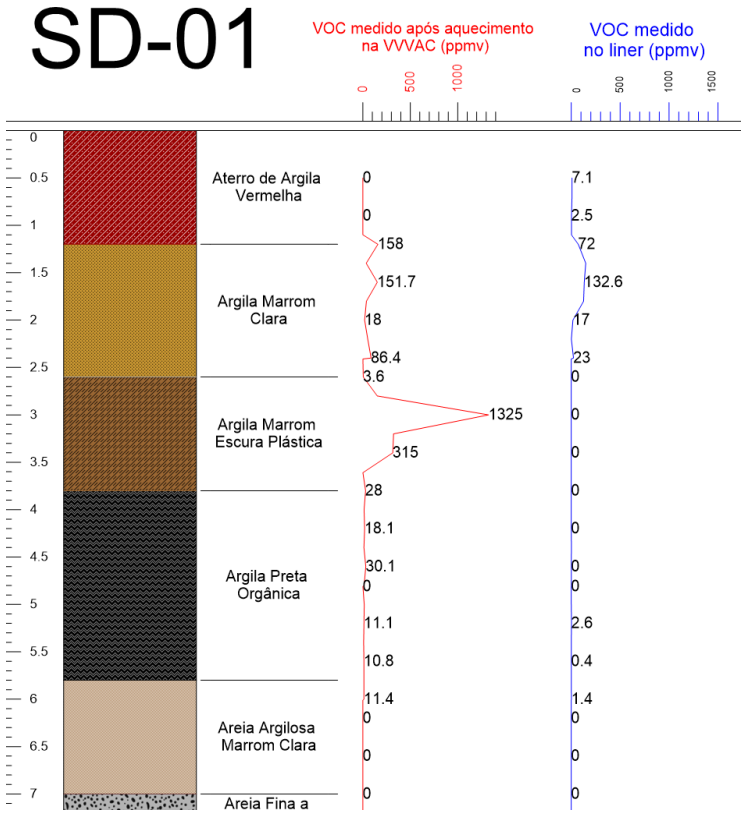


Figura 40. SD-01 da Área C, comparando resultados da VVVAC com medidas de VOCs feita diretamente no *liner*.

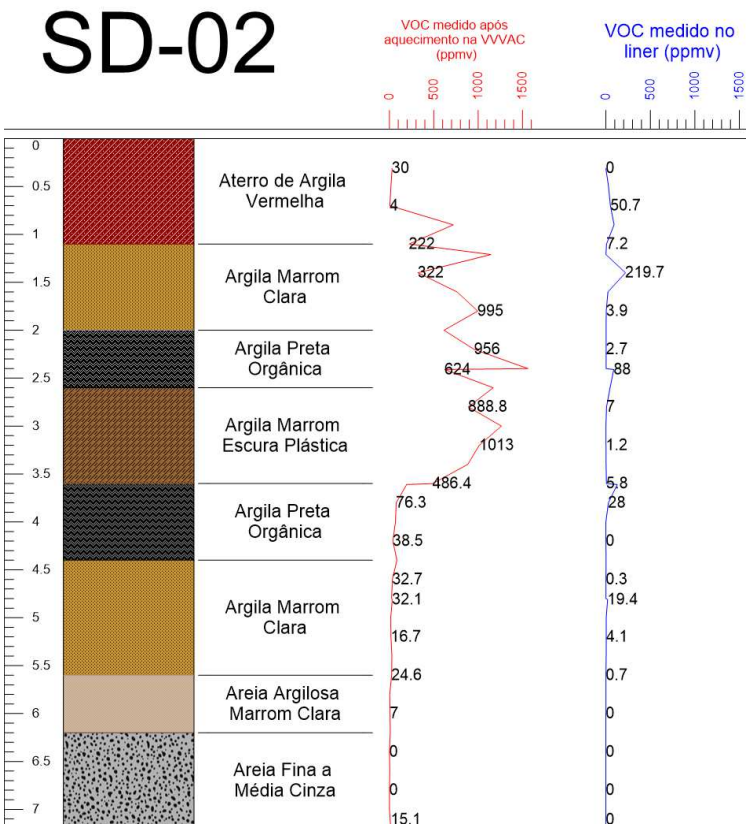


Figura 41. SD-02 da Área C, comparando resultados da VVVAC com medidas de VOCs feita diretamente no *liner*.

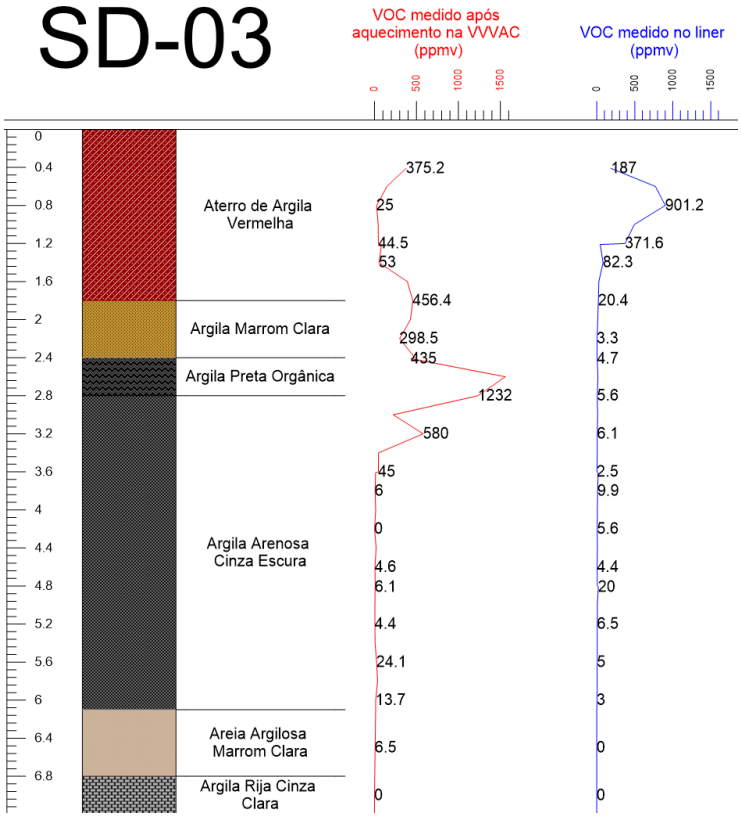


Figura 42. SD-03 da Área C, comparando resultados da VVVAC com medidas de VOCs feita diretamente no *liner*.

Considerando-se todos os valores de VOC medidos nas três sondagens realizadas nessa área, foi elaborado um gráfico de dispersão (Figura 43). Esse gráfico mostra que não há correlação entre as medidas de VOCs obtidas diretamente no *liner* com aquelas após o aquecimento como parte da VVVAC. Cada ponto do gráfico tem uma medida no *liner* (eixo horizontal) e uma após o aquecimento (eixo vertical). O coeficiente de correlação R^2 calculado foi de 0,0021, indicando o que se constata visualmente: não há correlação entre as medidas. Se não há correlação, os resultados com aquecimento (VVVAC) e sem (NBR 16.434) são distintos. Como os VOCs se mobilizam para a fase vapor com mais facilidade em temperaturas maiores, pode-se inferir que o resultado após o aquecimento é mais representativo, portanto, medir os VOCs nos furos do *liner* não fornece resultados adequados para a varredura vertical nem tampouco permite a seleção de amostras de solo mais representativas para serem encaminhadas ao laboratório.

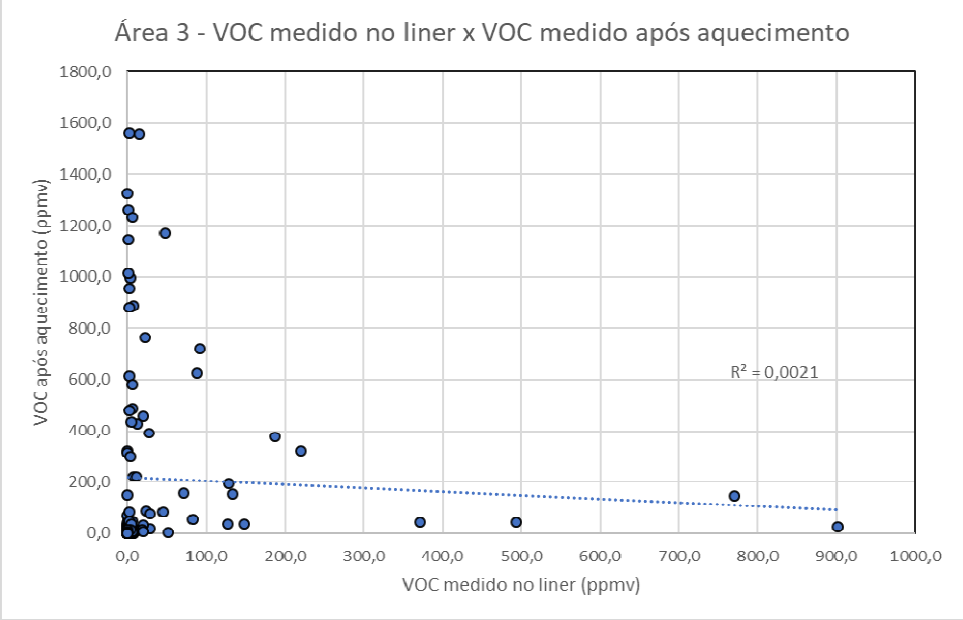


Figura 43. Relação entre os VOCs medidos no liner e após o aquecimento (VVVAC)

Nessa área pode-se observar que os resultados da varredura vertical prevista na norma NBR 16.434 são significativamente diferentes dos resultados obtidos na VVVAC, indicando a mesma tendência observada na Área E: que provavelmente são tomadas decisões incorretas sobre a seleção da melhor amostra a ser enviada ao laboratório quando o aquecimento não é realizado.

Pode-se observar, também, que há muita variação das concentrações de acordo com a profundidade, dificultando muito a abordagem tradicional de investigação, que prevê a coleta de apenas uma única amostra por ponto. Além disso, existem indícios significativos apontados pela VVVAC que há massa de SQI imobilizada na zona saturada, indicando que ali a amostragem de solo é essencial para a elaboração de um MCA.

Observa-se também que a diferença é mais expressiva nas argilas plástica e orgânica, indicando que o aquecimento promovido pela VVVAC consegue "liberar" os VOCs que estão imobilizados nesse material e que não são identificados na varredura convencional, realizada nos furos feitos no *liner*. Desta forma, essas três sondagens indicaram que, para uma seleção adequada das amostras de solo que serão encaminhadas ao laboratório com o objetivo de identificar, delimitar e quantificar a massa residual, há a necessidade de uma varredura vertical que promova o aquecimento das amostras e consequente liberação dos VOCs para serem medidos.

Na Área D, em Jurubatuba, foi realizada uma ASPC com VVVAC e algumas amostras foram selecionadas e enviadas a um laboratório de análises químicas acreditado. Os resultados da VVVAC e das análises químicas estão mostrados na Tabela 5.

Tabela 5. Resultado de uma ASPC com VVVAC na Área D

Profundidade (m)	VOC medido no liner (ppmv)	VOC após aquecimento (ppmv)	Descrição do Solo	Concentração de PCE (mg/Kg)
1,20	1043	349	aterro	
1,40	>15000	9300	argila siltosa	147
1,60	1760	>15000	argila siltosa	
1,80	233	5585	argila orgânica preta	
2,00	41,6	2800	argila orgânica preta	
2,20	24,8	4830	argila orgânica preta	
2,40	212	>15000	argila orgânica preta	2253
2,41	>15000	11118	argila orgânica preta	
2,60	43	1712	argila plástica cinza	
2,80	103,9	>15000	argila plástica cinza	2527
3,00	1115	>15000	areia fina siltosa	
3,20	188	12800	areia fina siltosa	
3,40	54	819	areia fina bem selecionada	
3,60	278	1200	areia fina bem selecionada	
3,80	1896	3962	areia fina bem selecionada	
4,00	60	>15000	areia fina bem selecionada	
4,20	54,8	984	areia fina bem selecionada	192
4,40	5,8	876	areia média a grossa com pedregulhos	
4,60	11,3	30	areia média a grossa com pedregulhos	
4,80	8,2	13,1	areia média a grossa com pedregulhos	

Nas linhas grifadas em amarelo (1,40 m e 2,41 m), estão as profundidades que seriam selecionadas amostras de solo para análises químicas após a varredura utilizando o PID medido diretamente no liner. Observa-se que, realizando a VVVAC, essas profundidades não seriam selecionadas. Em contrapartida, se fosse possível selecionar as amostras após a VVVAC, seriam enviadas ao laboratório as amostras das profundidades grifadas em vermelho. Em duas dessas profundidades, a amostra realmente foi selecionada e enviada ao laboratório, e a concentração obtida foi bem elevada, da ordem de 2000 mg/Kg de PCE, indicando que há grande massa dessa SQI nessas unidades hidroestratigráficas. Já a amostra selecionada em 1,40 m, que apresentou valor alto na varredura com PID medida no liner, mas valor menor na VVVAC, na análise química apresentou concentração de PCE significativamente inferior (147 mg/Kg). A amostra selecionada em 4,20 m apresentou, no laboratório, concentração relativamente baixa (192 mg/Kg), da mesma ordem de magnitude da

amostra coletada em 1,40 m de profundidade, mas, de acordo com a VVVAC, a melhor amostra dessa unidade hidroestratigráfica estaria em 4,00 m, não em 4,20.

Esses resultados indicam que:

- Há muita variação vertical da distribuição de SQIs imobilizadas no solo saturado (matriz do aquífero);

- As maiores concentrações estão nas unidades hidroestratigráficas que são identificadas como zonas de armazenamento;

- Sendo assim, há muita massa imobilizada na matriz do aquífero: estimando-se uma área pequena, um círculo com 1 m de raio a partir do ponto amostrado, 1 m de espessura (2,20 a 3,20 m), e densidade de 1800 Kg/m^3, a massa de PCE imobilizada ali seria de 13 Kg somente nessa pequena porção da área fonte;

- A varredura realizada medindo-se com PID diretamente no *liner* não representa a variação da distribuição vertical dos VOCs;

- Há maior diferença entre as medidas de PID com e sem aquecimento nas unidades hidroestratigráficas predominantemente argilosas, ou seja, nas zonas de armazenamento, provavelmente pela maior dificuldade, nesse material, dos VOCs serem liberados da matriz em temperatura ambiente, sendo necessário um aquecimento das amostras;

- É preciso desenvolver uma metodologia que permita a seleção para coleta e preservação de amostras de solo somente após a VVVAC, pois, de outra forma, é grande a chance de amostras pouco representativas serem selecionadas;

Esses resultados mostram que, para uma seleção adequada das amostras de solo que serão encaminhadas ao laboratório e para o entendimento da distribuição vertical das SQIs e sua relação com o meio físico, há a necessidade de uma varredura vertical representativa, que promova o aquecimento das amostras e consequente liberação dos VOCs do solo para serem medidos.

Atualmente, a única técnica no mercado que realiza esse aquecimento é o MIP, que é qualitativa e seu uso exclusivo para a varredura, não possibilita coletar amostras simultaneamente. As amostras coletadas posteriormente ao ensaio podem não ser representativas, seja devido à mudança do local do ponto de amostragem, seja devido ao aquecimento do solo promovido pelo MIP. Desta forma, a VVVAC é a atividade que permite que a varredura e a coleta de amostra sejam realizadas no mesmo evento, tornando a amostragem mais representativa.

Na mesma área fonte da Área D, foi realizada, em 2018, uma demonstração de um ensaio MIP conjugado com HPT (comercialmente denominado MiHPT). O resultado do ensaio está na Figura 44. Esse resultado foi fornecido pela empresa que fez a demonstração e não pode ser editado. Nessa figura tem-se a saída direta do aplicativo DI Viewer ®, da Geoprobe. [29]

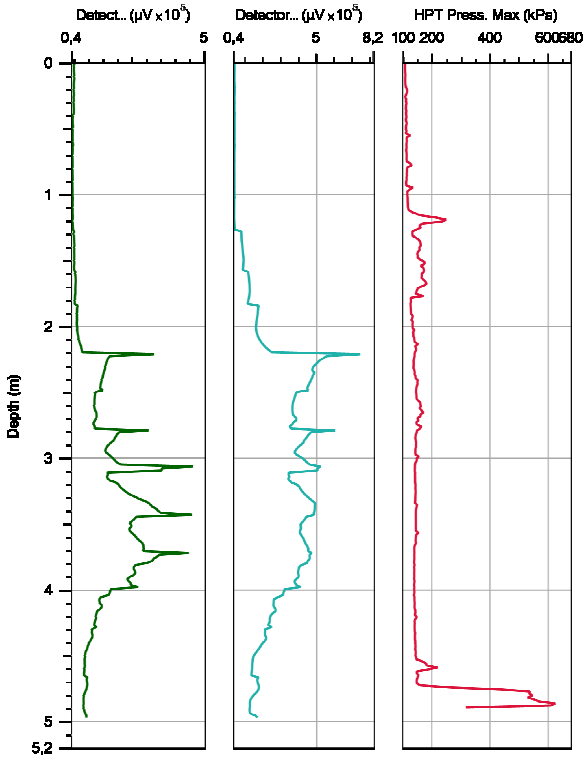


Figura 44. Ensaio MIP realizado em 2018 na área fonte da Área D. O gráfico à esquerda é o sensor XSD, o central é o do sensor PID e o da direita é o log do ensaio HPT.

Avaliando os resultados apresentados, observa-se inicialmente que os dois sensores de detecção de SQIs (os dois gráficos da esquerda, o detector XSD e o detector PID) são apresentados em escalas diferente, ambas em µV. Dessa forma, o que se observa nos gráficos desse ensaio, são os sinais elétricos de resposta dos sensores, não uma concentração de SQIs, sendo, portanto, um ensaio qualitativo. Observa-se que há um padrão semelhante nos dois sensores, indicando que a maioria dos VOCs presentes nessa área fonte são solventes halogenados e que a distribuição deles é parecida.

[29] *Geoprobe DI Viwer*. Disponível em https://geoprobe.com/direct-image-viewer.

A presença dos VOCs começa a ser detectada a 1,40 m de profundidade (coerente com o que se observa na Tabela 1 que mostra que até essa profundidade há um aterro), e os VOC são identificados de modo mais significativo entre 2,20 m e 4,50 m, com picos mais relevantes em 2,20 m; 2,80 m; 3,10 m; 3,50 m; 3,80 m.

O ensaio HPT (gráfico à direita dessa figura), mostra uma pressão de injeção ligeiramente maior (entre 100 e 200 kPa) entre 1,20 m e 1,80 m, de certa forma coerente com o que a Tabela 1 indicou como argila orgânica. Logo abaixo, de 1,80 m até 4,80 m, a pressão permanece praticamente inalterada, indicando que essa é uma única unidade hidroestratigráfica. Não é o que as amostras de solo mostraram, pois há variação do material nessa profundidade, indo de silte argiloso a areia grossa com cascalho. Desta forma, o HPT, nesse trecho do ensaio, não forneceu resultados coerentes com as outras informações. No entanto, após os 4,80 m, o HPT indicou aumento considerável da pressão de injeção (mais de 500 kPa) no trecho que a amostragem de solo indicou a ocorrência de uma argila rija compacta, sendo, portanto, coerente nessa parte do ensaio.

A ASPC realizada e mostrada na Tabela 1 indica que os VOCs estão presentes entre 1,40 m e 3,60 m, enquanto o ensaio MIP indica que os VOCs estão presentes até mais de 4,00 m. Esse resultado poderia indicar que o MIP é mais eficiente na detecção dos VOCs, portanto, que faz uma varredura vertical de VOCs melhor que a varredura proposta na NBR 16.434, medindo nos *liners* com um PID de campo. Mas os resultados das análises químicas das amostras de solo (Figura 32) indicaram que as maiores concentrações estão entre 1,60 m e 3,00 m (variando entre 6828 e 14836 mg/Kg de PCE), e as amostras de 4,20 m e 5,00 m apresentam valores baixos (7 e 21 mg/Kg para o mesmo composto), portanto, coerente com a varredura proposta na NBR 16.434.

Ao se observar as VVVACs realizadas nessa área fonte, ou seja, as medidas após o aquecimento em campo, essas se mostram tão ou mais eficientes que o MIP ao detectarem, qualitativamente, a presença dos VOCs que estão imobilizados no solo. A VVVAC tem a vantagem adicional de permitir a coleta de amostras para análises em laboratório, que é uma tarefa obrigatória na investigação. Desta forma, os resultados mostraram que:

- O ensaio HPT não foi capaz de identificar as unidades hidroestratigráficas diferentes que existem na área até 4,80 m de profundidade. Para o HPT há

uma zona de fluxo única, enquanto as amostras de solo mostram grande variação de material;

- Há equivalência de resultados entre a varredura vertical realizada com o MIP e a realizada com a ASPC medindo com PID no liner. Ambas foram corroboradas pelas análises químicas das amostras de solo;
- A varredura proposta neste trabalho, a VVVAC, utilizando aquecimento, aparentemente foi mais assertiva, possibilitando melhor seleção das amostras e melhor entendimento da interação SQIs/Meio Físico, pelo menos quando se compara com a varredura tradicional da ASPC. Quando se compara com o MIP, nesse caso, o resultado da VVVAC apresentou melhor resultado;
- Não seria possível selecionar os pontos de coleta de amostras de solo com base exclusivamente nos resultados do MIP, pois seriam feitos em pontos diferentes (o mesmo ponto não é representativo, pois foi aquecido pelo MIP), e os picos, nesse caso, ocorreriam em profundidades diferentes;
- Assim, a realização da varredura vertical com o MIP não elimina a necessidade da amostragem de solo e nessa amostragem é necessário que se tenha nova varredura vertical. Já, a varredura feita de acordo com a proposta apresentada (VVVAC) economiza uma etapa, ao realizar a varredura concomitantemente com a amostragem.

A abordagem aqui proposta, portanto, traz um ganho importante para a varredura vertical de VOCs na seleção de amostras obrigatória pela Norma NBR 16.434 (medição dos VOCs nos furos feitos no *liner*), que é o aquecimento da amostra de solo, portanto, promove uma liberação maior e mais eficiente dos compostos voláteis que estão imobilizados no solo e/ou dissolvidos na água da amostra (além da umidade presente no solo não saturado, a varredura vertical prevê amostragem do solo também na zona saturada).

Esse aquecimento faz com que a VVVAC seja uma técnica que traz resultado semelhante ao MIP como varredura vertical de VOCs, tendo a desvantagem de ser feita por apenas um sensor (PID), contra três do MIP, e de não fornecer dados contínuos em tempo real. Por outro lado, a VVVAC tem as vantagens inerentes à uma coleta de amostra: permite obter dados quantitativos em laboratório, permite identificar tátil-visualmente as amostras, permite observar eventuais anomalias presentes em subsuperfície, entre outras, além de ter um menor custo.

Nos casos em que seja feita uma ASPC (obrigatória para investigação de fontes primárias e secundárias), praticamente não há custo adicional para a VVVAC. Destaca-se o fato que, para os casos em que se tenha que optar entre um MIP e uma ASPC + VVVAC para uma investigação da fonte em alta resolução, a ASPC + VVVAC tem menor custo e, além da varredura, permite a coleta de amostras (podendo gerar dados quantitativos, descrição do perfil, entre outras), tornando essa combinação extremamente vantajosa.

Avaliando-se a VVVAC exclusivamente como ferramenta de varredura vertical de VOCs, o MIP é uma técnica consagrada e parece apontar um resultado qualitativo representativo, porém, somente é uma técnica excelente de varredura, com um alto custo de utilização, não permite resultados quantitativos, ao passo que a VVVAC traz elementos positivos do MIP, possivelmente sem a mesma eficiência como varredura, mas com a grande vantagem de permitir a coleta de dados quantitativos, obrigatórios na investigação.

6.4 Perfilador Vertical de Aquífero – PVA

As ASPCs realizadas na Área D, em Jurubatuba-SP, apresentadas no item 6.1, identificaram um centro de massa de PCE no ponto denominado SD-04, com concentrações imobilizadas significativas que devem funcionar como fonte secundária aportando massa para a fase dissolvida. As concentrações maiores, nesse ponto, estavam relacionadas às unidades hidroestratigráficas descritas como zonas de armazenamento, predominantemente argilosas ou siltosas. Foram encontradas, também, zonas preferenciais de fluxo importantes, sendo que a mais relevante parece ser a camada de areia média a grossa com cascalho logo acima de uma argila compacta, que está presente em cerca de 5,0 m de profundidade (Figura 40). A realização dos ensaios PVA nessa área, portanto, tinham três hipóteses para serem testadas:

- Considerando que, devido aos processos que ocorrem nas amostras de solo no liner (como compactação, entre outros), há incertezas sobre a profundidade exata das zonas de fluxo, é possível identificar essas camadas com mais precisão?
- Essa unidade hidroestatigráfica encontrada, descrita como areia grossa com cascalho, é realmente uma zona de fluxo?
- Está ocorrendo um fluxo de massa significativo por essa unidade hidroestratigráfica?

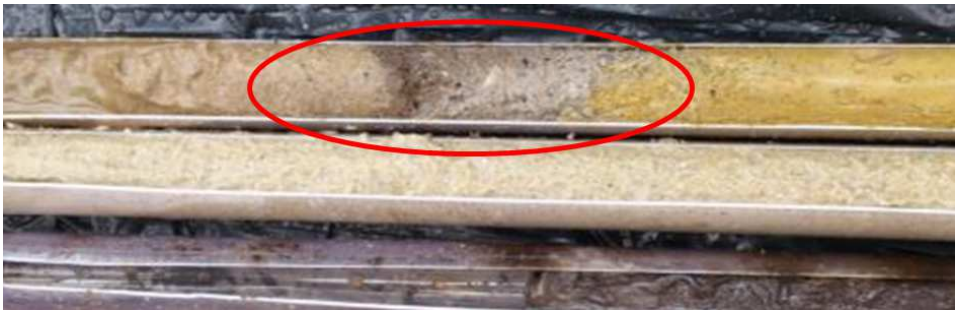


Figura 45. Unidade Hidroestratigráfica que condiciona o fluxo de massa.

Para tentar responder a essas questões, foram realizadas duas etapas de ensaios com Perfilador Vertical do Aquífero (PVA). Na primeira etapa, em 15/05/2017, foram realizados quatro ensaios, sendo três junto a pontos em que ocorreram amostragens de solo pela metodologia ASPC (SD-04, o centro de massa, SD-01, a jusante do centro de massa e SD-05, a montante do centro de massa) e mais um quarto ponto – SD-06 –, lateral ao centro de massa (Figura 28).

As unidades hidroestratigráficas onde seriam realizadas as coletas das amostras de água estavam definidas com a descrição tátil visual inicial do solo e elaboração do perfil hidroestratigráfico realizada durante a ASPC. As unidades foram localizadas em profundidade observando-se a pressão de injeção no manômetro analógico. A Figura 46 mostra o início da injeção de água deionizada no ensaio. A Figura 47 mostra o ensaio sendo conduzido com a injeção de água deionizada e acompanhamento do manômetro para determinação da profundidade exata da unidade hidroestratigráfica de fluxo. Após definida essa unidade, pela queda da pressão de injeção, o fluxo é revertido e a bomba peristáltica passa a succionar a água para iniciar o processo de amostragem. A Figura 48 mostra o monitoramento da condutividade elétrica, que deve estar estabilizada para que a amostragem seja feita. Quando ela está estabilizada, o frasco do trapeador é substituído e a amostra é coletada diretamente no frasco que será enviado para análise no laboratório (Figura 49).



Figura 46. Água deionizada para injeção durante o ensaio PVA.



Figura 47. Ensaio sendo conduzido na área.



Figura 48. Monitoramento da condutividade elétrica durante a etapa de sucção da água subterrânea.



Figura 49. Amostragem de água na profundidade determinada pela zona de fluxo. À esquerda, substituição do frasco do trapeador pelo frasco de amostragem, após a estabilização da condutividade elétrica. À direita, o frasco preenchido com amostra coletada.

As coletas foram realizadas e os resultados estão na Tabela 6. Tais resultados indicam concentrações que chegaram a 70 ppm em uma das unidades hidroestratigráficas no *hot spot,* significativamente maior que a concentração obtida nos poços de monitoramento durante a investigação convencional da área

(1 ppm). Além disso, é importante observar que a profundidade da maior concentração de PCE no solo é diferente da maior concentração de PCE dissolvido em água subterrânea, confirmando a ideia que as unidades hidroestratigráficas de fluxo têm maior massa em fase dissolvida, e as de armazenamento têm maior massa imóvel. Pode-se perceber, também, que a unidade hidroestratigráfica mais importante em termos de fluxo de massa é a camada de cascalho, uma vez que, a jusante do centro de massa, essa unidade apresenta concentração elevada, indicando que a massa se move preferencialmente por ali. No ponto a jusante (PVA-01), as outras unidades hidroestratigráficas não apresentaram concentrações significativas, indicando que não há fluxo de massa importante por elas.

Os resultados indicam que os métodos tradicionais de investigação, baseados na instalação de poços de monitoramento, não são capazes de fornecer informações adequadas sobre a massa dissolvida, muito menos sobre o fluxo de massa. As concentrações nas zonas de fluxo são muito maiores que as obtidas nos poços de monitoramento, que fornecem uma "média" das unidades hidroestratigráficas atravessadas pela seção filtrante do poço. Nesse caso, chegaram a ser 70 vezes maiores.

Tabela 6. Resultados das concentrações na água subterrânea obtidas no PVA na área investigada.

Ponto	ASPC Correspondente	Prof. (m)	Tipo de Solo Descrito	Concentração de PCE na água (µg/L)
PVA-02	SD-05	3,80	Areia Fina a Média Cinza Claro	3444
PVA-02	SD-05	4,60	Areia Grossa Cinza com Cascalho	1775
PVA-03	SD-04	3,80	Areia Fina a Média Cinza Claro	2246
PVA-03	SD-04	4,60	Areia Grossa Cinza com Cascalho	25397
PVA-03	SD-04	5,60	Areia Média a Grossa Amarela	71720
PVA-01	SD-01	3,40	Areia Fina a Média Cinza Claro	318
PVA-01	SD-01	4,60	Areia Grossa Cinza com Cascalho	1040
PVA-04	Lateral SD-04	4,50	Areia Grossa Cinza com Cascalho	720
PVA-04	Lateral SD-04	5,40	Areia Média a Grossa Amarela	122

Portanto, pôde-se perceber que é necessário identificar as unidades hidrogeológicas por onde predomina o fluxo e amostrar a água subterrânea somente nessas camadas, e que, nas condições da Área D, o PVA foi uma técnica que atende aos requisitos.

Após a avaliação dos resultados da primeira campanha dos ensaios PVAs, a instalação de poços de monitoramento pré-montados foi realizada, com seção filtrante de 30 cm. Os poços pré-montados são recursos consagrados, normatizados pela ASTM D6725 (ASTM, 2016), e foram idealizados para servirem de acompanhamento temporal, conforme recomendam McCall *et al.* (1997), Reeter *et al.* (2001), McCall *et al.* (2006) e ESTCP (2008). Os resultados dos poços pré-montados, se instalados no mesmo ponto e com a seção filtrante na mesma camada, podem servir de base de comparação com os resultados das análises químicas das amostras coletadas nos PTVs.

No principal *hot spot* (SD-04), foi instalado um conjunto de três poços pré-montados, um em cada profundidade onde havia sido coletada água através do ensaio PVA. Além desse conjunto, foram instalados mais sete poços pré-montados, todos na principal zona de fluxo identificada na área fonte, sendo um ao lado de cada ASPC (SD-01, SD-02, SD-03, SD-05: respectivamente PP-01B, PP-02B, PP-03B e PP-16B), e dois laterais à SD-04 (PP-14B e PP-12B). Posteriormente, ainda seriam instalados mais três poços pré-montados na mesma unidade hidroestratigráfica (PP-10B a montante, PP-11B, lateralmente mais distante e PP-15B, a jusante da fonte, mas a montante do PP-01B). Esses poços pré-montados permitiram identificar, além da concentração, o gradiente hidráulico e ainda proporcionar a realização de ensaios para determinar a condutividade hidráulica dessa unidade hidroestratigráfica. A Figura 50 (ALMEIDA *et al.,* 2018) mostra a posição relativa entre os poços pré-montados, as sondagens e os ensaios PVAs.

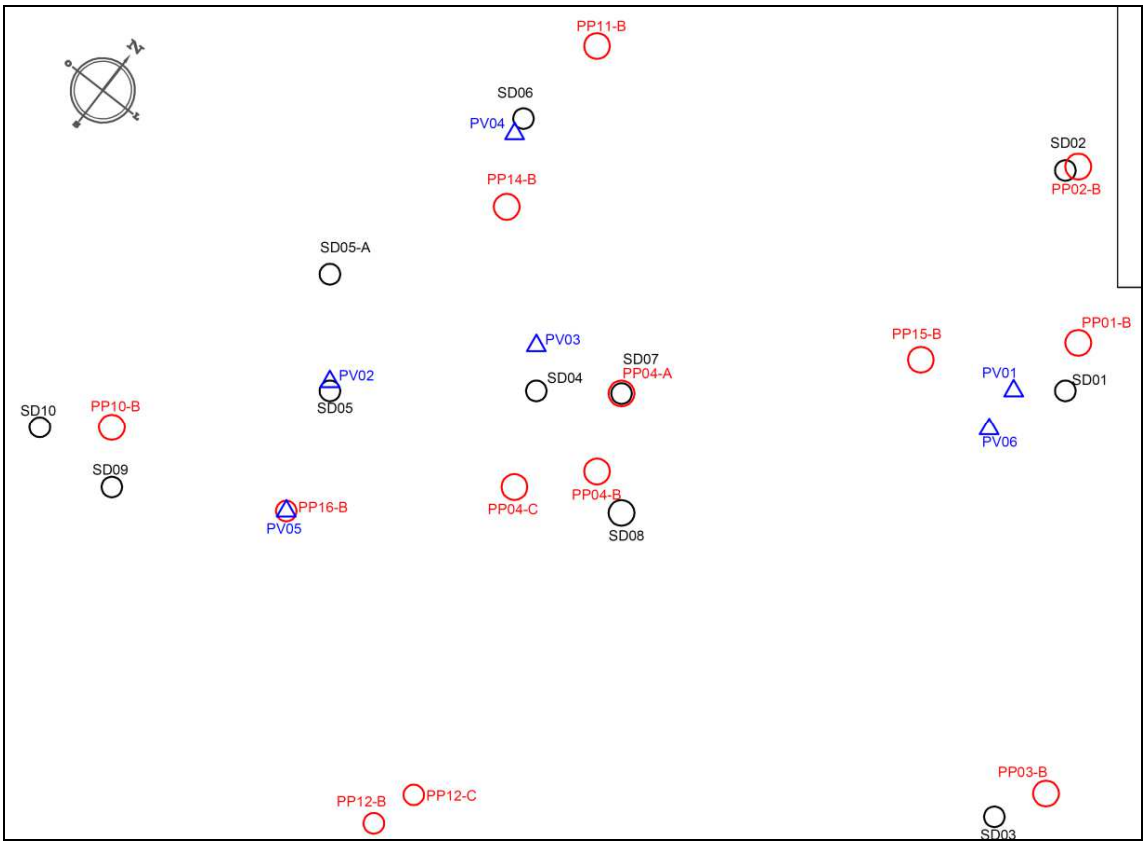


Figura 50. Localização das sondagens (SD), poços pré-montados (PP) e ensaios PVA (PV) – Fonte: Almeida *et al.* (2018)

As amostras coletadas nos poços pré-montados foram realizadas mais de 1 ano após a realização dos ensaios PVA, e enviadas a outro laboratório. Mesmo com essas incertezas, é possível comparar os resultados desses dois eventos. Na Tabela 7 tem-se a síntese dos resultados dos ensaios PVA e dos poços pré-montados. Nela, estão apenas as profundidades das coletas no PVA que correspondem à unidade hidroestratigráfica onde foram instalados os poços pré-montados.

Tabela 7. Resultados dos ensaios PVA e dos poços pré-montados.

Sondagem	PVA	Profundidade (m)	PCE (ug/L) no PVA 15/05/2017	PP (Poço Pré-Montado	PCE (ug/L) no PP 25/09/2018	PCE (ug/L) no PP 08/12/2018
SD-05	PV-02	4,50	1775	PP-16	677	240
SD-04	PV-03	4,45	25397	PP-04B	2354	1157
SD-01	PV-01	4,55	1040	PP-01B	1948	1116
SD-06	PV-04	4,40	720	PP-14B	683	299

Esses dados indicam que apenas na região da SD-06 os resultados são equivalentes, e na região da SD-01 os resultados se encontram na mesma ordem de grandeza, mas, nos demais, há diferenças que não permitem a mesma

interpretação. Como existe uma incerteza associada ao tempo decorrido entre as duas amostragens, bem como o fato das análises terem sido feitas em laboratórios diferentes, optou-se por realizar, em maio/2019, um novo ensaio PTV e a instalação de um novo poço pré-montado no mesmo ponto, entre o poço PP-04B e o PP-15B.

Essa atividade foi realizada no dia 18/05/2019, quando um novo ensaio PVA, com avaliação contínua da pressão de injeção e coleta de amostras em três profundidades de acordo com os procedimentos descritos no item 6.4: 4,0 m (correspondente ao início de uma zona de fluxo, que a identificação tátil visual indica a ocorrência de uma areia fina a média bem selecionada); 4,50 m (correspondente à principal zona de fluxo estudada, identificada como uma areia média a grossa com pedregulhos); e 5,50 m (areia média a grossa, abaixo do aquitarde). Ao final do ensaio, ao lado dele, foi instalado um poço de monitoramento pré-montado, da mesma forma como aqui descrito, com a profundidade de 4,60 m, e seção filtrante entre 4,30-4,60 m, toda ela na unidade hidroestratigráfica correspondente à da amostra de 4,50 m no ensaio PVA.

Durante o ensaio, a pressão de injeção sofreu pouca variação entre o início e a profundidade de 3,90 m, mantendo-se ao redor de 100 kPa. Esse resultado é, nesse trecho, equivalente ao HPT realizado em conjunto com o MIP (Figura 44). Em 3,90 m, a pressão de injeção foi a quase zero no manômetro analógico, indicando ser uma zona de fluxo. Em 4,30 m, a pressão de injeção baixou ainda mais, acusando um valor negativo no manômetro, indicando que a ponteira de injeção tinha entrado na unidade hidroestratigráfica de fluxo mais intenso, correspondente à areia média a grossa com pedregulhos, camada onde os poços pré-montados de índice “B” estão instalados. Em 4,70 m, a pressão aumenta até o seu valor máximo no ensaio, ao redor de 300 kPa, e o fluxo de injeção é interrompido, indicando ser uma zona de armazenamento que funciona como um aquitarde (argila rija). Essa camada com leitura de pressão elevada vai até 5,40 m, quando novamente cai para zero, indicando ser uma nova zona de fluxo, correspondente à areia média a grossa.

A amostra coletada em 4,50 m foi encaminhada ao laboratório, junto com a amostra coletada no poço pré-montado instalado ao lado desse ensaio. O laboratório realizou a análise das amostras para quantificar a concentração dos etenos clorados, e os resultados estão na Tabela 8.

Tabela 8. Resultados das amostras de água subterrânea coletadas no PVA e no poço pré-montado considerando a mesma unidade hidroestratigráfica.

Substância Química	Concentração (µg/L) no Ensaio PVA (4,50 m)	Concentração (µg/L) no Poço Pré-Montado (4,30-4,60 m)	Diferença (%)
Cis-1,2-Dicloroeteno	1027,85	935,4	9,88%
Cloreto de Vinila	20,61	21,26	-3,06%
Tetracloroeteno	339,25	380,9	-10,93%
Tricloroeteno	148,27	169,71	-12,63%
Trans-1,2-Dicloroeteno	< 6	< 6	0,00%

Os resultados mostram que as concentrações dos etenos clorados determinadas por ambas as técnicas (PVA e poço pré-montado) são parecidas, dentro de um padrão aceitável pelo mercado. Assim, pode-se afirmar que não haveria tomadas de decisão conflitantes, uma vez que todas as substâncias, exceto trans-1,2-DCE, apresentam concentração acima dos padrões ambientais legais determinados por meio das duas técnicas. Esses resultados indicam, portanto, que o PVA é uma técnica interessante para a coleta de amostras de água subterrânea em uma unidade hidroestratigráfica de fluxo durante a coleta de dados para o diagnóstico ambiental de uma área contaminada. Seriam necessários outros testes para que a comparação seja estatisticamente válida, porém, ainda que muitos ensaios sejam feitos, a características do meio físico real não permite uma comparação absoluta, devido sua heterogeneidade e também à extrema dificuldade de se instalar um poço, mesmo pré-montado, com seção filtrante equivalente à abertura da ponteira de injeção.

Dentro da ideia de investigação de áreas contaminadas aqui proposta, o Perfilador Vertical do Aquífero (PVA) atende a etapa de realizar coleta de amostras representativas de águas subterrâneas nas unidades hidroestratigráficas que sejam identificadas como zonas de fluxo. Essa coleta tem, qualitativamente, eficiência semelhante à dos poços pré-montados instalados de acordo com a ASTM D6725 (ASTM, 2016), conforme constatado nesse trabalho. Pode-se inferir que o PVA tem, também, eficiência equivalente à dos equipamentos de coleta de água direta como *Screen Point Groundwater Sampling – Screen Point* (EINARSON *et al.*, 1999; POOLE *et al.*, 2005), com a vantagem de permitir a coleta de amostras representativas em mais de uma profundidade em uma mesma sondagem. Há uma redução da incerteza da coleta da amostra na unidade hidroestratigráfica adequada porque, ao realizar o ensaio de injeção, identifica-se com grande precisão a unidade hidroestratigráfica a ser amostrada, ao contrário do poço pré-montado e do *Screen*

Point, que precisam da definição prévia e não levam em conta as incertezas da profundidade dessa unidade (incerteza inerente ao próprio meio físico ou aos ensaios). A incerteza da coleta de uma amostra representativa no PVA é muito menor que a de um poço de monitoramento convencional, o qual tipicamente tem a seção filtrante de 1,0 m de comprimento ou mais, portanto, não pode ser comparado com o PVA nesse quesito.

Com esses resultados e observações, é possível afirmar que o PVA fornece informações equivalentes às obtidas com o *Waterloo Profiler* descrito por Pitkin *et al.* (1999) e Cho *et al.* (2004) e com o HPT-GWS da Geoprobe, descrito por McCall (2017), ou seja, ao mesmo tempo que se realiza uma avaliação em alta resolução das unidades hidroestratigráficas (identificação e delimitação).

Como limitações do PVA, quando se compara com o *Waterloo Profiler* e o HPT-GWS, pode-se citar: a falta de armazenamento de dados da pressão de injeção, a falta de informação digital e em tempo real sobre a profundidade do ensaio, e o uso da bomba peristáltica (pressão negativa) para amostragem de água, que limita a profundidade do nível de água para amostragem em 8,0 m, enquanto os outros dois equipamentos importados utilizam bomba pneumática de deslocamento positivo.

7 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A investigação é a etapa essencial do processo de reabilitação de uma área contaminada. As remediações são processos demasiadamente caros e demorados, e seu sucesso está intimamente ligado à elaboração de um Modelo Conceitual da Área (MCA) adequado. A elaboração desse MCA requer um diagnóstico a respeito da localização tridimensional da massa de contaminantes e, principalmente, da sua interação com o meio físico. Esse diagnóstico só poderá ser feito com uma investigação que forneça dados representativos, tanto da contaminação quanto do meio físico, em escala adequada, que subsidiem tomadas de decisão.

Essa investigação, em países como Canadá, EUA, Alemanha e outros, normalmente é conduzida utilizando técnicas qualitativas, de aquisição de dados em tempo real, em escala de detalhe, utilizadas em conjunto com técnicas quantitativas de amostragem e análises químicas de solo, água e ar do solo, muitas vezes no próprio campo. Porém, o uso de equipamentos com alta tecnologia embarcada ainda tem um custo (financeiro, operacional, logístico e de mão-de-obra) muito elevado

para os padrões dos projetos brasileiros. Além disso, as condições ambientais brasileiras (clima, temperatura, solos, geologia) são consideravelmente diferentes das condições dos países do hemisfério norte. É necessário, portanto, que se tenha uma abordagem adequada de investigação, e que essa abordagem seja adequada à realidade brasileira, ou seja, que incorpore as condições ambientais nacionais e também que permita o uso de equipamentos que deem as respostas necessárias a um custo acessível, com menos tecnologia importada, ainda que isso leve a uma perda de resolução dos dados.

A abordagem proposta nesse trabalho para a investigação de uma área contaminada, considerando que as fontes já tenham sido identificadas, é a seguinte:

1. Amostragem de Solo de Perfil Completo (ASPC). Nessa atividade, são identificadas, delimitadas e caracterizadas as unidades hidroestratigráficas, ao mesmo tempo em que é feita a varredura vertical de Substâncias Químicas de Interesse (SQIs) e são coletadas e preservadas amostras de solo para análises quantitativas;
2. Especificamente sobre a varredura vertical, propõe-se duas novas técnicas: a Caixa Preta de luz UV-A, para hidrocarbonetos de petróleo em fase líquida imiscível e a Varredura Vertical de VOC com Aquecimento em Campo (VVVAC), para compostos orgânicos voláteis;
3. Refinamento da identificação e delimitação das unidades hidroestratigráficas em escala de detalhe, empregando técnicas como: RCPTu, HPT, DPIL, *Waterloo APS* ou Perfilador Vertical do Aquífero (PVA), essa última outra técnica proposta nesse trabalho;
4. Obtenção de informações adicionais de cada unidade hidroestratigráfica (granulometria, porosidade total, porosidade efetiva, densidade);
5. Coleta de amostras de água somente nas unidades hidroestratigráficas de fluxo predominante, por meio de poços de monitoramento pré-montados, *Screen Point* ou pela ferramenta aqui proposta, o PVA;
6. Determinação da condutividade hidráulica nas unidades hidroestratigráficas que forem mais relevantes para o fluxo e transporte de contaminantes (zonas de fluxo) identificadas e delimitadas anteriormente. Para isso, recomenda-se a instalação de poços de monitoramento convencionais de seção filtrante curta (do tamanho da unidade a ser avaliada), ou de poços pré-montados, ou *Screen Point* e realização de ensaio Slug Test no instrumento escolhido. Alternativamente, pode-se utilizar ensaio de infiltração nessas zonas de fluxo;

7. Se for necessário o acompanhamento temporal da variação das concentrações das SQIs dissolvidas em água subterrânea, instalar poços de monitoramento, mas com seção filtrante de comprimento adequado à unidade hidroestratigráfica de interesse;
8. O trabalho de coleta de dados deve ser dinâmico (não pré-estipulado em escritório) com tomada de decisão em campo, realizado por profissionais capacitados, atualizados e com autonomia para a tomada de decisão;

Dentro dessa abordagem, o presente estudo avaliou o emprego da Amostragem de Solo de Perfil Completo (ASPC), que se baseia em utilizar ferramentas adequadas para coletar amostras representativas de solo em todo o perfil, inclusive na zona saturada. A coleta de amostras representativas fornece informações suficientes para a varredura vertical de SQIs e para a identificação, caracterização e delimitação das unidades hidroestratigráficas. Porém, as amostras serão representativas, somente se forem obtidas pelas modalidades do tubo duplo (*Dual Tube*), amostrador de pistão (*Piston Sampler*) ou tubo único (*Single Tube*) revestido por trado oco helicoidal. Todas elas são variações do método da cravação contínua (*Direct Push*).

Para a varredura vertical de SQIs, foram avaliadas duas técnicas que precisam ser utilizadas em conjunto com a ASPC para funcionar adequadamente: a Caixa Preta de Luz UV-A e a Varredura Vertical de VOCs com Aquecimento em Campo (VVVAC). A primeira é indicada para identificação de hidrocarboneto em fase líquida imiscível (NAPL), e é uma alternativa aos métodos LIF/OIP (*Laser-Induced Fluorescence / Optical Image Profiler*), já consagrados para essa função, porém, pouco disponíveis no Brasil, com custo elevado de aquisição, manutenção e operação, e fazem somente a varredura vertical, não fornecem dados do meio físico nem dados quantitativos.

A Caixa Preta de Luz UV-A foi eficiente na identificação de NAPL e, por ser combinada com a ASPC, tem a grande vantagem de fornecer dados do meio físico e permitir a obtenção de dados quantitativos das concentrações (ambas por meio das amostras de solo) concomitantemente. Desta forma, a Caixa Preta de Luz UV-A fornece um resultado análogo aos métodos LIF/OIP, no entanto com menor precisão e mais lentamente, porém, com custo inferior e com dados adicionais extremamente relevantes. Os dados aqui obtidos indicaram que a Caixa Preta de Luz UV-A

identificou positivamente a presença de LNAPL em diferentes tipos de material, mesmo trapeados na zona saturada.

A segunda técnica é indicada para Compostos Orgânicos Voláteis (VOCs), e funciona como uma alternativa ao *Membrane Interface Probe* (MIP), tida como a melhor e por vezes considerada a “única” técnica de investigação em alta resolução no Brasil. O MIP tem muita tecnologia embarcada, portanto, tem um custo de aquisição e de manutenção muito elevados, tornando custosa a sua utilização no Brasil. A abordagem proposta nesse trabalho como alternativa ao MIP, a VVVAC utiliza as amostras de solo coletadas na ASPC e faz um aquecimento dessas em campo, permitindo que os VOCs que estiverem imobilizados nos poros do solo saturado se desprendam e possam ser medidos com um equipamento qualitativo, como um detector de fotoionização (PID). Deve-se destacar que o MIP utiliza o mesmo princípio, de aquecer o solo para liberar os compostos voláteis, porém, faz isso diretamente na cravação da ponteira, sem coletar amostras. Além disso, possui tipicamente três sensores em superfície para analisar o que foi volatilizado. Portanto, as vantagens do MIP são: a rapidez dos ensaios, a resolução (leitura em escala de centímetros) e a presença de três sensores. Porém, o VVVAC tem um custo muito inferior, é muito simples de operar, permite a coleta de amostras quantitativas, possui menos incertezas operacionais e possibilita a avaliação conjunta do meio físico. Os resultados apresentados neste trabalho mostraram que a eficiência da varredura vertical feita com a abordagem proposta (VVVAC) levou a resultados análogos ao MIP na mesma área, os quais foram comprovados com análises químicas quantitativas das amostras de solo coletadas.

Após as unidades hidroestratigráficas (UH) mais relevantes serem definidas e delimitadas e realizada a varredura vertical junto da ASPC, é necessário refinar o entendimento das UH e coletar amostras representativas de água subterrânea nas UH que forem zonas preferenciais de fluxo. A amostra será representativa se o ponto de captação estiver posicionado somente na unidade hidroestratigráfica de interesse, sem misturas de diferentes UHs. A abordagem proposta que atende esses requisitos foi o Perfilador Vertical do Aquífero (PVA).

O PVA foi tão eficiente quanto as técnicas consagradas para essa finalidade (poços pré-montados e *Screen Point*), com duas vantagens importantes: permite a coleta de amostras representativas em mais de uma profundidade de interesse; e fornece informações em nível de detalhe da variação das unidades hidroestratigráficas no mesmo ensaio em que ocorre a amostragem de água. Como

limitações, observou-se que ela não consegue atingir seus objetivos em áreas com nível de água mais profundo que 8,0 m, por depender da ação da bomba peristáltica, nem em unidades hidroestratigráficas com muitos finos, pois esses causam o entupimento da interface entre o tubo de amostragem e a tela de inox que fica em contato com a formação.

A recomendações, para continuidade desta pesquisa e, em especial, para melhorias naquilo que foi feito e testado nesse trabalho, são as seguintes:

- Para a Caixa Preta de Luz UV-A, recomenda-se colocar, dentro da caixa, outras lâmpadas UV, com outros comprimentos de onda, para que se possa identificar uma variedade maior de hidrocarbonetos ou variedade maior de estado de degradação dos hidrocarbonetos mais comuns. Os diferentes espectros de UV permitirão uma maior amplitude na detecção dos contaminantes. Adicionalmente, recomenda-se também colocar uma câmera para filmagem ou fotografia dentro da própria caixa, para facilitar a operação em campo e para tornar o interior do aparelho mais escuro. Tais modificações já estão sendo feitas, como pode ser observado na Figura 51, que mostra o protótipo, onde a caixa está totalmente fechada e com a câmera acoplada a um Tablet. A Figura 52 mostra a visão interna, com as três lâmpadas de comprimentos de onda diferentes e a webcam;



Figura 51. Uma nova caixa preta de luz UV, totalmente fechada, com câmera no seu interior e com três lâmpadas diferentes, em fase de desenvolvimento.

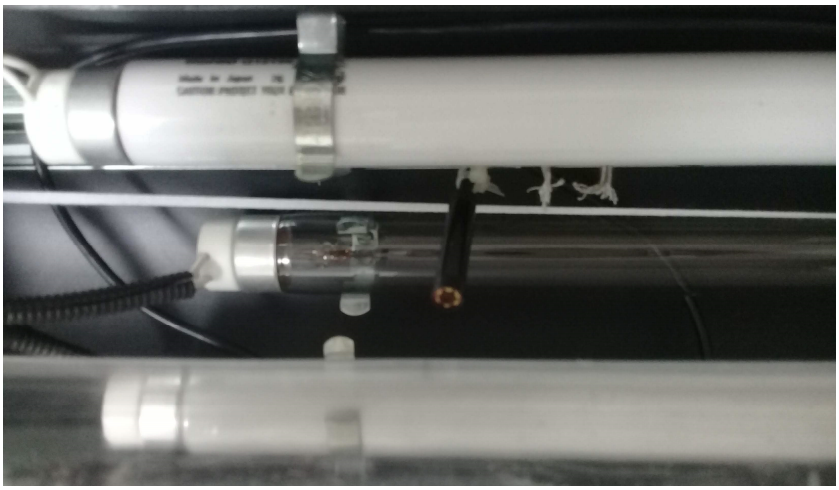


Figura 52. Detalhe do interior da nova caixa preta de luz UV: as três lâmpadas, de comprimentos de onda diferentes e a câmera tipo webcam.

- Também para a caixa preta de luz UV-A, recomenda-se acoplar uma lâmpada de luz branca para registrar a imagem da amostra de solo para posterior análise da sua cor, com auxílio de aplicativos de interpretação de imagens;
- Para a VVVAC, recomenda-se o controle de volume da amostra, do tempo e da temperatura de aquecimento, bem como estabelecer um padrão para essas variáveis para análise das amostras de solo em campo. Uma das alterações já está em andamento, com a substituição do dispositivo de aquecimento, que era um aquecedor de marmita e agora é uma derretedeira de chocolate com termostato (Figura 53);



Figura 53. Derretedeira de chocolate com termostato para aquecimento de amostras em campo empregada na VVVAC.

- Recomenda-se mais estudos com o objetivo de comparar a combinação ASPC+VVVAC com resultados de MIP, sempre confirmando ambos os resultados com análises químicas das amostras de solo;
- O uso da VVVAC forneceu resultados mais confiáveis que a varredura realizada segundo as recomendações da norma NBR 16.434, utilizando furos e medindo no próprio liner. No entanto, ainda é necessário elaborar um procedimento para que seja possível preservar adequadamente alíquotas a serem enviadas ao laboratório após a realização da VVVAC. Uma das possibilidades é coletar duas alíquotas em cada ponto: uma para a realização da VVVAC, outra para ser acondicionada em frascos tipo *vial* de 40 mL previamente pesados sem preservação. Nos pontos onde a VVVAC apontar a necessidade, enviar as amostras para o laboratório respeitando o *holding time* e, no laboratório, adicionar metanol para extração completa dos contaminantes imobilizados no solo. Destaca-se que tal proposta ainda precisa ser desenvolvida e validada em trabalhos futuros;
- O PVA se mostrou uma ferramenta extremamente útil, mas ainda são necessários alguns ajustes. O primeiro deles é a necessidade de automatização da medida de profundidade, da pressão e da vazão, para que os valores de condutividade hidráulica qualitativa sejam apresentados na forma digital e, com isso, possam ser mais facilmente interpretados e trabalhados no escritório;
- Outros modelos de telas podem ser testados no PVA, de modo a evitar que material fino entre no equipamento e obstrua a tubulação;
- São necessários novos ensaios e testes de comparação entre o PVA e ferramentas equivalentes de amostragem de água, como *Screen Point* e poços pré-montados em áreas e contaminantes diferentes;

Assim, a principal contribuição deste trabalho é mostrar que existem alternativas muito eficientes para melhorar a qualidade da aquisição e interpretação de dados em estudos de áreas contaminadas no Brasil, e com isso, priorizar a etapa de Investigação de Áreas Contaminadas. A abordagem tradicional, por um lado, pode levar a uma reduzida eficiência dos sistemas de remediação, por outro, pode apoiar a decisão sobre a reabilitação de áreas que ainda apresentem risco a algum bem a proteger, por isso, a realização de uma investigação adequada é essencial para a manutenção de um meio ambiente equilibrado para as futuras gerações.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, Camila Natália Ramos; MONTI, Angelica de Oliveira Reis; QUEIROZ, Sinésia Ferreira. **P 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, Leticia Gemignani do; NEVES, Aline Abreu. **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 6067 – Standard Using the Electronic Piezocone Penetrometer Test for Environmental Site Characterization**. 2010

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS – ASTM. **ASTM D 6282 – Standard Guide for Direct Push Soil Sampling for Environmental Site Characterizations**. 2014

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS – ASTM. **ASTM D 5299 - Standard Guide for Decommissioning of Groundwater Wells, Vadose Zone Monitoring Devices, Boreholes, and Other Devices for Environmental Activities**. 2012

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS – ASTM. **ASTM D 5092 - Standard Practice for Design and Installation of Groundwater Monitoring Wells**. 2016

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS – ASTM. **ASTM D 6725 - Standard Practice for Direct Push Installation of Prepacked Screen Monitoring Wells in Unconsolidated Aquifers**. 2016

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM) - **ASTM D4547 – Standard Guide for Sampling Waste and Soils for Volatile Organic Compounds**. 2015

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 16.434 – Amostragem de resíduos sólidos, solos e sedimentos – Análise de compostos orgânicos voláteis (COV) - Procedimento**. Rio de Janeiro: 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR15.495 – Parte 1 - Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares - projeto e construção**. São Paulo, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT NBR15.495 – **Parte 2 - Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares - Desenvolvimento**. São Paulo, 2007b.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 15.492 – Sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental.** São Paulo, 2007b.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 13.786: Posto de serviço — Seleção dos equipamentos para sistemas para instalações subterrâneas de combustíveis**. Rio de Janeiro. 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR15.515-1 – **Parte 1 – Passivo Ambiental em solo e água subterrânea – Avaliação Preliminar**. Rio de Janeiro: ABNT, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR15.487 – **Amostragem de água subterrânea em Poços de Monitoramento – Método da Purga**. Rio de Janeiro, 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR15.515-2 – **Parte 2 – Passivo Ambiental em solo e água subterrânea – Investigação Confirmatória**. Rio de Janeiro: ABNT, 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR 16.210 – **Modelo conceitual no gerenciamento de áreas contaminadas**. Rio de Janeiro: ABNT, 2013.

AQUINO NETO, Vicente. **Roteiro para Execução de Investigação Detalhada e Plano de Intervenção em Postos e Sistemas Retalhistas de Combustíveis.** Apresentação no Curso de Capacitação para Técnicos das Agências Ambientais do Programa PIA promovido pela Câmara Ambiental do Comércio de Derivados de Petróleo. São Paulo-SP. Nov/2009.

BALL, Willian; LIU, Chongxuan; XIA, Guoshou. YOUNG, Dirk; ***A diffusion-based interpretation of tetrachloroethene and trichloroethene concentration profiles in a groundwater aquitard.*** *Water Resources Research*. 1997

BODELÃO, T. G. **Distribuição de LNAPL na zona não saturada em solos tropicais, no município de Rio Claro/SP**. 171 f. Dissertação - (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, 2014. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/124384>.

BUJEWSKI, G.; RUTHERFORD, B. **Rapid Optical Screening Tool (TM) Laser-induced Fluorescence System for Screening of Petroleum Hydrocarbons in Subsurface Soils**. (S. Billets, PO). EPA/600/R-97/020. Las Vegas, NV: U.S. Environmental Protection Agency, 1997

BYRNES, Mark Edward. **Field Sampling Methods for Remedial Investigation, 2nd Edition**. CRC Press, Boca Ratton, FL, 2009. 348p.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil.** Artigo 225, caput. Brasília, DF: Senado 1988

BRASIL. **Resolução CONAMA 420/09, 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Diário Oficial da União. República Federativa do Brasil. 2009 dez. 30; p. 81-84.

BUTLER, J. J., HEALEY, J. M., McCALL, G. W., GARNETT, E. J. and LOHEIDE, S. P. **Hydraulic Tests with Direct-Push Equipment**. Ground Water, 40: 25–36. 2002. doi:10.1111/j.1745-6584.2002.tb02488.x

CALIFORNIA ENVIROMENTAL PROTECTION AGENCY (CalEPA). **Well Design and Construction for Monitoring Groundwater at Contaminated Sites.** Jun/2014.

CASCADE TECHNICAL SERVICES – CASCADE. **WATERLOO APS Vertical Aquifer Profiler.** Disponível em http://cascade-env.com/technologies/waterloo-aps-vertical-aquifer-profiling/ . Acessado em 20/12/2017.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Manual do Gerenciamento de Áreas Contaminadas,** 1999. Disponível em:<http://www.cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/manual-de-gerenciamento-de-ACs/7-manual>. Atualizado em out/2001. Acesso em: 30/10/2016.

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 103/2007/C/E.** São Paulo. 2007

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Decisão de Diretoria 263/2009/P**. São Paulo. 2009

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2016. Texto explicativo. **Relação de áreas contaminadas e reabilitadas no Estado de São Paulo – Dezembro de 2016.** São Paulo, 2016. Disponível em: <http://areascontaminadas.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2013/11/Texto-explicativo-1.pdf >. Acesso em: 07/06/2017.

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; **Projeto CETESB – GTZ** –. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2013/11/1000.pdf, Acessado em 15/11/2017.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Lista de Compostos Orgânicos Voláteis**. 2013. Disponível em: http://cetesb.sp.gov.br/wpcontent/uploads/sites/47/2013/11/tetracloroetileno.pdf, acessado em 25/03/2017

CHAPMAN, Steven; PARKER, Beth. **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.

CHERRY, J. PARKER, B. **DNAPL Contamination on Groundwater**. Anais do I Congresso Internacional do Meio Ambiente Subterrâneo (CIMAS). São Paulo-SP. Setembro, 2009.

CHO, H. J., FIACCO R. J. Jr; HORESH, M.; PICARD, J.; PITKIN S.; MADERA, E.; RASMUSSEN E. "**Evaluation of the Waterloo Profiler as a Dynamic Site Investigation Tool**." Battelle Conference and Short Course. 2004

CHRISTOPHERSON, Tom C. **Grout Study.** NET Nebraska's PBS & NPR Stations. Vídeo. 4:59. Publicado em 08/01/2015. Disponível em http://netnebraska.org/interactive-multimedia/television/grout-study.

CLEARY, Robert. **Águas Subterrâneas**. Porto Alegre: ABRH, 1989. 117 p. Disponível em <http://www.clean.com.br/Menu_Artigos/cleary.pdf>. Acesso em 16 jan. 2017.

CLEARY, Robert. **Por que a maioria dos sistemas de remediação falha?** Anais do I Congresso Internacional do Meio Ambiente Subterrâneo (CIMAS). São Paulo-SP, setembro, 2009.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução CONAMA Nº 420/2009 – Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.** – Data da legislação: 28/12/2009 - Publicação DOU nº 249, de 30/12/2009, p. 81-84

CRUMBLING, Deana M. **Summary of Triad Approach**. U.S. Environmental Protection Agency Office of Superfund Remediation and Technology Innovation: Superfund Triad Support Team. 2004.

CUNHA, Rodrigo César de Araújo. **Avaliação de risco em áreas contaminadas por fontes industriais desativadas – Estudo de caso**. Dissertação (Doutorado em Recursos Minerais e Hidrogeologia) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, 1997. 128 f.

CUNHA, Rodrigo César de Araújo. Prefácio. In: MORAES, Sandra Lúcia de; TEIXEIRA, Cláudia Echevenguá; MAXIMIANO, Alexandre Magno de Sousa. **Guia de Elaboração de Planos de Intervenção para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas.** Centro de Pesquisa em Áreas Contaminadas do IPT, Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. São Paulo, 2013.

DAKOTA TECHNOLOGIES Inc. – DAKOTA. **UVOST – Ultra-Violet Optical Screening Tool.** Disponível em http://www.dakotatechnologies.com/docs/default-source/Downloads/uvost-brochure.pdf?sfvrsn=2. Acessado em 10/08/2017

DEXIL Inc. **PetroFlag TPH Analyser System**. Disponível em http://www.dexsil.com/products/detail.php?product_id=23 . Acessado em 15/10/2014.

DIETRICH, P., BUTLER, J. J. and FAIß, K. (2008), A Rapid Method for Hydraulic Profiling in Unconsolidated Formations. Ground Water, 46: 323–328. doi:10.1111/j.1745-6584.2007.00377.x

DYMENT, Stephen. **Using High-Resolution Site Characterization to Improve Remediation Design and Implementation**. Federal Remediation Technologies Roundtable. Washington-DC. 2011

EINARSON, M. D.; SCHRIMER 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.

EINARSON, M.D.; MACKAY, D.M. Mackay; BENNET P.J. **Sampling transects for affordable, high-resolution plume characterization and monitoring.** Ground Water 48 n.6: p. 799-808. 2010

ELIS, R. E. **Summary of Findings for the 2013; High-Resolution Groundwater Hydraulic Investigation and Geochemical Investigation; Former Burgress-Norton Mfg. Co., Inc.; 660 Nims Street; Muskegon, MICHIGAN; MDEQ Site ID 61000410**. Relatório Técnico submetido ao Michigan Department of Environmental Quality. Arcadis-US. Michigan Office. 09/04/2014. Disponível em http://nimsreport.com/documents/2F2013_660_Nims_Investigation_Report_MDEQ_Text-Tables-Figures_Final.pdf

ENVIROMNENTAL SECURITY TECHNOLOGY CERTIFICATION PROGRAM (ESTCP). **Demonstration/Validation of Long-Term Monitoring Using Wells Installed by Direct Push Technologies and Enhanced Low-Flow Groundwater Sampling Methods**. ESTCP Cost and Performance Report (ER-0011), Final Report. 2008

FARR, A. M., HOUGHTALEN, R. J. AND MCWHORTER, D. B. **Volume Estimation of Light Nonaqueous Phase Liquids in Porous Media.** Groundwater, 28: 48-56. 1990. doi:10.1111/j.1745-6584.1990.tb02228.x

FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO (FIESP). **Áreas Contaminadas – Informações Básicas.** Departamento de Meio Ambiente. 03/12/2014. Disponível em http://www.fiesp.com.br/indices-pesquisas-e-publicacoes/cartilha-areas-contaminadas-2014/

FEENSTRA, Stan; MACKAY, Douglas; CHERRY, JOHN, ***A Method for Assessing Residual NAPL based on Organic Chemical Concentrations in Soil Samples***. Focus, 1991.

FERRAZ, Fernando Medeiros; MIYASHIRO, Nilton Jorge; RIYIS, Marcos Tanaka; CUNHA, Rodrigo César de Araujo. **Estudo da condutividade hidráulica obtida em ensaios de campo: infiltração em sondagens e *slug test* em poços de monitoramento.** InterfacEHS – Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade Vol. 10 no 1 – Junho de 2015.

FETTER, C. W. **Applied hydrogeology**. 4th Ed. New Jersey: Pearson Prentice Hall, 2000.

FREEZE, R. A.; CHERRY, J.A. **Groundwater.** New Jersey: Prentice-Hall, 1979. 604 p.

GEOPROBE SYSTEMS Inc. – GEOPROBE. **Optical Image Profiler (OIP).** Probing Times. Spring, 2017. p. 44. 2017

GIACHETI, Heraldo Luiz; ELIS, Vagner Roberto; RIYIS, Marcos Tanaka. Investigação Geoambiental. In: ZUQUETTE, Lázaro Valentin (org). Geotecnia Ambiental. Rio de Janeiro. Elsevier. 2015

GÜNTHER, Wanda M. Risso. **Áreas contaminadas no contexto da gestão urbana.** São Paulo em Perspectiva, v. 20, n. 2, abr-jun 2006, p. 105-117. Fundação Seade, São Paulo, 2006.

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.

HADLEY, P. W. and NEWELL, C. J. **Groundwater Remediation: The Next 30 Years.** Ground Water, 50: 669–678. 2012. doi:10.1111/j.1745-6584.2012.00942.x

HADLEY, P. W.; NEWELL, C. J., 2014. **The New Potential for Understanding Groundwater Contaminant Transport**. GROUND WATER Vol. 52, Nº 2, Março-Abril, 2014 (p. 174-186).

HIRATA, R.C.A; FERREIRA, L.M.R. **Os aquíferos da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê: disponibilidade hídrica e vulnerabilidade à poluição**. Revista Brasileira de Geociências 31(1), 2001.p 43-50.

ISLER, Elias; TERAMOTO, Elias Hideo; BAESSA, Marcus Paulus Martins; PEDE, Marco Aurélio Zequim; KIANG, Chang Hung. **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 - The Interstate Technology & Regulatory Council. **Improving Environmental Site Remediation Through Performance-Based.** Interstate Technology & Remediation Process Optimization Team. November. 2007.

ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council). 2007. **Vapor Intrusion Pathway: A Practical Guideline.** VI-1. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Vapor Intrusion Team.

ITRC - The Interstate Technology & Regulatory Council. **Use and Measurement of Mass Flux and Mass Discharge**. MASSFLUX-1. Interstate Technology & Regulatory Council, Integrated DNAPL Site Strategy Team. Agosto. 2010.

ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council). ***Integrated DNAPL Site Characterization and Tools Selection***. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, DNAPL Site Characterization Team. 2015

JEONG, J.; CHARBENEAU, R. J. **An analytical model for predicting LNAPL distribution and recovery from multi-layered soils**. Journal of Contaminant Hydrology, v. 156, p. 52-61, 2014.

KOCH, J., and NOWAK, W. **Predicting DNAPL mass discharge and contaminated site longevity probabilities: Conceptual model and high-resolution stochastic simulation**. Water Resources Research, 51, 806–831, 2015. doi:10.1002/2014WR015478.

KRESIC, Neven; MIKSZEWSKI, Alex. **Hydrogeological Conceptual Site Models: Data Analysis and Visualization.** CRC Press. 600 p. 2012.

LENHARD, R. J.; RAYNER, J. L.; DAVIS, G. B. **A practical tool for estimating subsurface LNAPL distributions and transmissivity using current and historical fluid levels in groundwater wells: Effects of entrapped and residual LNAPL**. Journal of Contaminant Hydrology, Volume 205, 2017, Pag 1-11, doi.org/10.1016/j.jconhyd.2017.06.002.

LENHARD, R. J.; PARKER, J. C. **Estimation of free hydrocarbon volume from fluid levels in monitoring wells**. Groundwater, v. 28, n. 1, p. 57-67, 1990.

LINCH, K.P. **Evolving Conceptual Site Models (CSMs) in real-time for cost effective projects.** San Diego: National Site Assessment Symposium, 2004.

LIU, G.; BORDEN, Robert; BUTLER Jr., James. **Simulation Assessment of Direct Push Injection Logging for High-Resolution Aquifer Characterization**. Groundwater. 2018. 10.1111/gwat.12826.

LÖHMANNSRÖBEN, H.-G.; ROCH, T. **In situ laser-induced fluorescence (LIF) analysis of petroleum product-contaminated soil samples**. Journal of Environmental Monitoring, v. 2, n. 1, p. 17-22, 2000

MACHADO, Roberto Abdalla; GARCIA, Cesar. **Áreas Contaminadas e Desenvolvimento Urbano: Proposta de um Modelo Alternativo de Gestão**. Trabalho de Conclusão de Curso de Pós Graduação em Gerenciamento de Áreas Contaminadas. Apresentado em abril/2015.

MACKAY, D. M.; EINARSON, M. D.; KAISER, P. M.; NOZAWA-INOUE, M.; GOYAL, S.; CHAKRABORTY, I.; RASA, E.;SCOW, K. M. **Mass discharge in a tracer plume: Evaluation of the Theissen Polygon Method**. Ground Water, v. 50(6), p. 895-907. 2012.

MAXIMIANO, Alexandre Magno de Souza; MORAES, Sandra Lucia de. Investigação para Remediação. In: MORAES, Sandra Lúcia de; TEIXEIRA, Cláudia Echevenguá; MAXIMIANO, Alexandre Magno de Sousa. **Guia de Elaboração de Planos de Intervenção para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas.** Centro de Pesquisa em Áreas Contaminadas do IPT, Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. São Paulo, 2013

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.; STOVER, S.; ENOS, C.; FUHRMANN, G. **Field Comparation os Direct Push Prepacked Wells with Paired HSA 2'' PVC Wells.** HazWaste Word Conference. Superfund XVIII, Washington, DC. Dez, 1997. Disponível em https://geoprobe.com/sites/default/files/storage/pdfs/mon_well_field_comp_kdhe_wes_0_0.pdf

McCALL, W., NIELSEN, D.M.; FARRINGTON, S.P.; CHRISTY, T.M. Use of Direct-Push Technologies in Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring. In: NIELSEN, D. M. (ed) **Practical Handbook of Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring,** CRC Press, pp. 345-472. 2006

McCALL, Wesley; CHRISTY, Thomas M.; PIPP, Daniel; TERKELSEN, Mads; CHRISTENSEN, Anders; WEBER, Klaus; ENGELSEN, Peter. **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

McCALL, Wesley.; CHRISTY, Thomas M.; GOODRICH, James. **Application of the Optical Image Profiler (OIP) to Characterize the Grimm Oil Site, Kalona, IA**. 2016. doi:10.13140/RG.2.2.10431.30888.

McCALL, Wesley; CHRISTY, Thomas M.; PIPP, Daniel; JASTER, Ben; WHITE, Jeff; GOODRICH, James; FONTANA, John; DOXTADER, Sheryl. **Evaluation and application of the optical image profiler (OIP) a direct push probe for photo-logging UV-induced fluorescence of petroleum hydrocarbons.** Environmental Earth Sciences. 77. 374. 2018. 10.1007/s12665-018-7442-2.

McCALL, Wesley. **HPT-GWS Logging and Sampling to Characterize a Groundwater Recharge Zone.** Geoprobe System. 2017. Disponível em https://geoprobe.com/hpt-gws

McGUIRE, T. M., ADAMSON, David. T., BURCHMAM, M. S., BEDIENT, P. B. and NEWELL, C. J. **Evaluation of Long-Term Performance and Sustained Treatment at Enhanced Anaerobic Bioremediation Sites**. Groundwater Monitoring and Remediation, 36: 32–44. 2016. doi:10.1111/gwmr.12151

MYERS, Karen F.; DAVIS, William M.; COSTANZA, Jed. **Tri-Service Site Characterization and Analysis Penetrometer System Validation of the Membrane Interface Probe.** Environmental Security Technology Certification Program – U.S. Army Engineer Research and Development Center. ERDC/EL TR-02-16. Jul/2002.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Áreas Contaminadas**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-perigosos/areas-contaminadas>. Acessado em 10 de Maio de 2017.

MONDELLI, Giulliana; dos SANTOS, José Aparecido Silvério; da CRUZ, Reginaldo Passos; MANÉO, Fernanda Peixoto; BARBOSA, Alexandre Muselli. Investigação geoambiental aplicada a planos de intervenção. In: MORAES, Sandra Lúcia de; TEIXEIRA, Cláudia Echevenguá; MAXIMIANO, Alexandre Magno de Sousa. **Guia de Elaboração de Planos de Intervenção para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas.** Centro de Pesquisa em Áreas Contaminadas do IPT, Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. São Paulo, 2013.

MORAES, Sandra Lúcia de; TEIXEIRA, Cláudia Echevenguá; MAXIMIANO, Alexandre Magno de Sousa. **Guia de Elaboração de Planos de Intervenção para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas.** Centro de Pesquisa em Áreas Contaminadas do IPT, Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. São Paulo, 2013.

NEGRÃO, P. C. M. **Determinação da Descarga de Massa de Contaminantes em Meio Poroso Saturado em Ambiente Estuarino.** Tese de Doutorado. Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas. 2015.

NEGRÃO, P. C. M. **Uso de detectores de gases por oxidação catalítica e fotoionização para varreduras de soil gas em investigações ambientais**. Geoinform, 10 out. 2011. Disponível em <http://www.geoinform.com.br/uso-de-detectores-de-gases-por-oxidacao-catalitica-e-foto-ioniza-cao-para-varreduras-de-soil-gas-em-investigacoesambientais/>: Acesso em: 20 maio 2015.

NICHOLS, E.M. **In a State of (Mass) Flux**. Groundwater Monitoring & Remediation. Editorial. 24: pg 4–6. doi: 10.1111/j.1745-6592.2004.tb01287.x. 2004

OHIO ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (OHIOEPA). **Monitoring Well Desing and Installation**. Technical Guidance Manual for Ground Water Investigation – Rev1. Feb. 2008. Disponível em http://epa.ohio.gov/Portals/28/documents/TGM-07_final0208W.pdf

PANKOW, J. F.; CHERRY, J. A. ***Dense Chlorinated Solvents and other DNAPLs in Groundwater***. Waterloo Press. Portland. 1996

PARKER, B; CHERRY, John; CHAPMAN, SW; **Field study of TCE diffusion profiles below DNAPL to assess aquitard integrity.** *Journal of Contaminant Hydrogeology.* 2004

PARKER, J.C.; PARK, E.; TANG, G. **Dissolved plume attenuation with DNAPL source remediation, aqueous decay and volatilization – analytical solution, model calibration and prediction uncertainty**. Journal of Contaminant Hydrology 102, 61–71. 2008

PARKER, B.L, CHAPMAN, S.W. e GUILBEAUT, 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

PEDE, Marco Aurélio Zequim. **Caracterização da condutividade hidráulica do embasamento cristalino alterado saturado na região metropolitana de São Paulo**. 2004. vi, 95 f. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, 2004. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/92794>.

PEDE, Marco Aurelio Zequim. **Flutuação do lençol freático e sua implicação na recuperação de hidrocarbonetos: um estudo de caso**. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente). Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista. Rio Claro, 126 f. 2009

PETROBRAS – Centro de Pesquisa e Desenvolvimento Leopoldo A. Miguez de Melo. **Caracterização Toxicológica dos Óleos Básicos Produzidos pela Petrobrás.** Rio de Janeiro. 2002.

PITKIN, Seth; Cherry, John 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, Seth. **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, Seth; EDWARDS, Tracy; TURLEY, Lance; RAWNSLEY, Chris. **Reduction of Thermal Treatment Volume Through the Application of HRSC at Superfund Site.** Apresentação na Ninth International Conference on Remediatation of Recalcitrant Compounds – Battelle. Monterey, CA. Book of Abstractes. Paper E-106. 2014.

PITKIN, Seth. **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.

POOLE, Sidney; SCHULTZ, Eric; JELLICK, Joe; REINBOLD, Karl; JUSTICE, Matt; HAGEN; Erick; **Use of Direct Push Technologies for Soil and Ground Water Sampling**; Ohio – EPA (*Environment Protective Agency*), 2005.

POWELL, Robert M.; PULS, Robert. **Hitting the Bull's-Eye in Groundwater Sampling.** Pollution Engineering. Dez. 1997

QUINNAN, J.A., WELTY, N.R.H., KILLEMBECK, E. 2010. **Hydrostratigraphic and permeability profiling for groundwater remediation projects**. *In* Proceedings of the 2nd International Symposium on Cone Penetration Testing (CPT'10), Huntington Beach, Calif., 9–11 May 2010.

QUINNAN, Joe. **Real-Time High Resolution LNAPL and DNAPL Characterization – Part 1: Philosophy and Background**. In: North American Environmental Field Conference. Tampa, FL. Março/2012

REETER, Chuck; FONTENBERRY, Josh Fortenberry; LORY, Ernie; KRAM, Mark. **PERFORMANCE COMPARISON: VERSUS DRILLED WELLS.** TechData Sheet - Naval Facilities Engineering Service Center (NAVFAC). TDS-2087-ENV. Jul/2001.

REUCH, William. **Visible and Ultraviolet Spectroscopy.** Michigan State University. 2013. Disponível em http://www2.chemistry.msu.edu/faculty/reusch/VirtTxtJml/Spectrpy/UV-Vis/spectrum.htm . Acessado em 10/12/2014

RIYIS, Marcos Tanaka. **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, Marcos Tanaka. **Investigação Geoambiental de Alta Resolução é Sinônimo de MIP?** Revista Pollution Engineering – Brasil. Edição Out-Dez/2013. Disponível em http://www.revistape.com.br/coluna/areas-contaminadas-investigacao-geoambiental-de-alta-resolucao-e-sinonimo-de-mip/1639

RIYIS, Marcos Tanaka. **A Revitalização de Áreas Contaminadas passa por Correta Amostragem de Solo.** Revista Pollution Engineering – Brasil. Edição Jul-Set/2014.

RIYIS, Marcos Tanaka. **Eu Preciso Amostrar Solo em Zona Saturada?** ECD Ambiental. 16/07/2015. Disponível em: http://www.ecdambiental.com.br/2015/07/eu-preciso-amostrar-o-solo-na-zona.html.

RIYIS, Marcos Tanaka. **Amostragem de Solo para Reabilitação de Áreas Contaminadas.** ECD Ambiental. 27/07/2017. Disponível em: http://www.ecdambiental.com.br/2017/07/amostragem-de-solo-para-reabilitacao-de.html.

RIYIS, Marcos Tanaka; GIACHETI, Heraldo Luiz. The resistivity piezocone for high resolution geo-environmental site investigation. In: MUSSO, Guido (Editor) **Coupled Phenomena in Environmental Geotechnics**. Boca Raton: CRC Press. 2013. P 617-623. doi: 10.1201/b15004-82

RIYIS, Marcos Tanaka; GIACHETI, Heraldo Luiz. **Resistivity Piezocone in the Conceptual Site Model Definition.** Soils and Rocks, São Paulo, 40(2): 93-107, May-August, 2017.

RIYIS, Marcos Tanaka; GIACHETI, Heraldo Luiz; DERRITE, Rafael Muraro; RIYIS, Mauro Tanaka. **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, Marcos Tanaka; GIACHETI, Luiz Heraldo; DERRITE, Rafael Muraro; RIYIS, Mauro Tanaka. **Comparação entre ferramentas de amostragem de solo "Direct Push" em investigações geoambientais de áreas contaminadas**. III Congresso Internacional do Meio Ambiente Subterrâneo. São Paulo. 2013a.

RIYIS, Marcos Tanaka; DERRITE, Rafael Muraro; RIYIS, Mauro Tanaka. **Estimativa de massa retida de contaminantes utilizando ferramentas de alta resolução (HRSC).** Revista Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental (RBGEA). Volume 5, n° 2, 2015. p. 38-49. 2015. Disponível em http://www.abge.org.br/uploads/arquivos/pdf/artigo320170821141050 1326.pdf

RIYIS, Marcos Tanaka; DERRITE, Rafael Muraro; RIYIS, Mauro Tanaka. **Uso de lâmpada de ultravioleta (UV) para varredura vertical de solos contaminados por hidrocarbonetos de petróleo.** Revista InterfacEHS, Volume 10, número 1. 2015a.

RIYIS, Marcos Tanaka; DERRITE, Rafael Muraro; RIYIS, Mauro Tanaka. **Investigação de Alta Resolução para Estimativa do Fluxo de Massa em Área Contaminada por Solventes Clorados em Jurubatuba**. Anais do IV Congresso Internacional do Meio Ambiente Subterrâneo. São Paulo. 2015b.

RIYIS, Marcos Tanaka; DERRITE, Rafael Muraro; HIRAI, Edegar Yoshio; LIMA, Elias Manoel de Brito; CEOLIN, Julia do Amaral; De JESUS, Lucas Scarpanti. **Avaliação das falhas no modelo conceitual de uma área contaminada utilizando investigação com métodos convencionais.** Revista InterfacEHS, Volume 12, número 1. 2017. Disponível em: http://www3.sp.senac.br/hotsites/blogs/InterfacEHS/wp-content/uploads/2017/06/7-200_InterfacEHS_ArtigoRevisado.pdf

RIYIS, Marcos Tanaka; ARAKAKI, Edson; De JESUS, Lucas Scarpanti; GIACHETI, Heraldo Luiz. **Varredura vertical de amostras de solo com LNAPL utilizando dispositivo de baixo custo com luz ultravioleta.** Revista Águas Subterrâneas, v. 33, n. 3, p. 247-257, 2019. doi: https://doi.org/10.14295/ras.v33i3.29362

ROSS, Jill. **The Nebraska Grout Study**. Water Well Journal. p. 25-31. Novembro/2010

ROSSI, M.; PITKIN, S; JORDAN, M. **Appropriate use and limitations of MIP in HRSC.** Apresentação na Ninth International Conference on Remediatation of Recalcitrant Compounds – Battelle. Monterey, CA. 2014.

RTDF (Remediation Technologies Development Forum. **The Basics: Understanding the Behavior of Light Non-Aqueous Phase Liquids (LNAPLs) in the Subsurface**. Non-Aqueous Phase Liquid (NAPL) Cleanup Alliance. 2005.

SABESP/CEPAS/IGC-USP; **Diagnóstico Hidrogeologico da Região Metropolitana de São Paulo**, 115 p. São Paulo, 1994

SALE, Tom; PARKER, Beth; 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

SALE, T. C.; NEWELL, C. **Decision Guide: A Guide for Selecting Remedies for Subsurface Releases of Chlorinated Solvent Sites**. ESTCP Project ER-05 30. Environmental Security Technology Certification Program, Washington DC. 2011

SANTOS, Aline Diório dos; FERREIRA, Ariane Neres; GOBATTO, Graziani; RIYIS, Marcos Tanaka. **Aprimoramento do modelo conceitual da área através do uso de ferramentas de investigação de alta resolução.** Revista InterfacEHS, Volume 10, número 2. p. 03-22. Dez/2015.

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente. **Lei n. 13577, 08 de julho de 2009**. Dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá outras providências correlatas. São Paulo, 2009. Legislação Estadual.

SÃO PAULO. **Decreto Nº 59.263, de 05 de Junho de 2013**. Regulamenta a Lei nº 13.577, de 08 de julho de 2009, que dispõe sobre as diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá providências correlatas. São Paulo. 2013. Legislação Estadual.

SCHULMEISTER, M. K.; BUTLER JR, J.J.; HEALEY, J. M.; ZHENG, L.; WISOCKY, D. A.; McCALL, G. W. **Direct-Push Electrical Conductivity Logging for High-Resolution Hydrostratigraphic Characterization**. Ground Water Monitoring & Remediation 23, n. 3: 52–62. 2008

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL (CPRM); **Mapa Geológico do Estado de São Paulo 1-750.000**. GeoSbg, 2006

SIEGRIST, Robert L.; CRIMI, Michelle; SIMPKIN, Thomas J.; **In Situ Chemical Oxidation for Groundwater Remediation**. Springer-Verlag New York. 2011. DOI: 10.1007/978-1-4419-7826-4

SIMONATO, M.; WENDLAND, E.; HIRATA, R.; SOUZA, L. C.; L'PICCIRELLA, E. **Projeto Jurubatuba - Restrição e controle de uso de água subterrânea.** Departamento de Águas e Energia Elétrica, Instituto Geológico. São Paulo, 2009. 110 p.

SINGER, M.; FIACCO, J. **Abordagem tríade: você consegue viver sem ela?** Apresentação realizada no VII Seminário Internacional sobre Remediação e Revitalização de Áreas Contaminadas; São Paulo, Brasil: Instituto Ekos, 20/10/2010.

St. GERMAIN, Randy. **New Generation Optical Sensors for Characterizing NAPL Source Zones.** Remediation Technology Symposium, May 14-15, 2008, Sacramento, CA, 34 slides, 2008

STROO, H. F.; Ward, C. H.; **In Situ Remediation of Chlorinated Solvent Plumes**. Springer-Verlag New York. 2010. DOI: 10.1007/978-1-4419-1401-9

STROO, Hans F.; LEESON, Andrea; MARQUSEE, Jeffrey A.; JOHNSON, Paul C.; WARD, C. Herb; KAVANAUGH, Michael C.; SALE, Tom C.; NEWELL Charles J.; PENNELL, Kurt D.; LEBRÓN, Carmen A.; UNGER, Marvin. **Chlorinated Ethene Source Remediation: Lessons Learned.** Environmental Science & Technology. 2012. 46 (12), 6438-6447. DOI: 10.1021/es204714w

SUTHERSAN, S., DIVINE, C., QUINNAN, J. and NICHOLS, E. **Flux-Informed Remediation Decision Making**. Groundwater Monitoring & Remediation, 30: 36–45. doi: 10.1111/j.1745-6592.2009.01274.x. 2010

SUTHERSAN, Suthan; Quinnan, Joseph; Welty, Nicklaus. ***The New ROI: Return of Investment by Utilizing SMART Characterization Methods***. *Ground Water Monitoring and Remediation*, 35-n3. Summer: 25-33. 2015.

SUTHERSAN, S.; KOONS, B.; SCHNOBRICH, M. **Contemporary Management of Sites with Petroleum LNAPL Presence**. Groundwater Monitoring and Remediation, 35: 23-29. 2015a. doi:10.1111/gwmr.12099

SUTHERSAN, Suthan; HORST, John; SCHNOBRICH, Matthew; WELTY, Nicklaus; MCDOUGH, Jeff; ***Remediation Engineering: Design Concepts, second edition***. 2017.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Field Screening Methods Catalogue-User`s Guide**, Developed by the United States Environmental Protection Agency, Office of Emergency Response and Remedial Actions, EPA/540/2-88/005. 128 pp. (1988)

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Environmental Technology Verification Report – Passive Soil Gas Sampler**. W.L. Gore & Associates, INC. GORE-SORBER Screening Survey – EPA/600/R-98/095. (August 1998). 1988a

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air Second Edition Compendium Method TO-17, Determination of Volatile Organic Compounds in Ambient Air Using Active Sampling Onto Sorbent Tubes.** Center for Environmental Research Information Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH 45268. (1999).

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air Second Edition Compendium Method TO-15, Determination Of Volatile Organic Compounds (VOCs) In Air Collected In Specially-Prepared Canisters And Analyzed By Gas Chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS**), Center for Environmental Research Information Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency Cincinnati, OH 45268. (1999)

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **METHOD 5035A – CLOSED-SYSTEM PURGE-AND-TRAP AND EXTRACTION FOR VOLATILE ORGANICS IN SOIL AND WASTE SAMPLES.** Draft revision 1 – Jul/2002.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). ***A illustrated handbook of DNAPL transport and fate in the subsurface***. *Publication* 133, 62 p, 2003.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Groundwater Sampling and Monitoring with Direct Push Technologies.** Office of Solid Waste and Emergency Response, OSWER. 9200.1-51 EPA 540/R-04/005 August 2005.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA) - Office of Superfund Remediation and Technology Innovation Brownfields Technology Support Center. **Innovations in Site Characterization. Case Study: The Role of a Conceptual Site Model for Expedited Site Characterization Using the Triad Approach at the Poudre River Site, Fort Collins, Colorado**. EPA 542-R-06-007. November, 2006.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA) – Region 4. **Design and Installation of Monitoring Wells.** SESDGUID-101-RO. Feb/2008.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **What is HRSC?** Disponível em http://clu-in.org/characterization/technologies/hrsc/hrscintro.cfm. 2013. Acesso em 01/03/2015.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Laser-Induced Fluorescence**. Disponível em: http://clu-in.org/characterization/technologies/lif.cfm . Acessado em 30/10/2014

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **OSWER Publication 9200.2-154 OSWER TECHNICAL GUIDE FOR ASSESSING AND MITIGATING THE VAPOR INTRUSION PATHWAY FROM SUBSURFACE VAPOR SOURCES TO INDOOR AIR**, Office of Solid Waste and Emergency Response, OSWER Publication 9200.2-154, (2015).

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Passive Samplers for Investigations of Air Quality: Method Description, Implementation, and Comparison to Alternative Sampling Methods.** Engineering Issue, 2015a.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Laser-Induced Fluorescence**. Contaminated Site Clean-Up Information (CLU-IN). Disponível em: http://clu-in.org/characterization/technologies/lif.cfm . Acessado em 30/10/2016.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Test Kits**. Contaminated Site Clean-Up Information (CLU-IN). Disponível em: http://clu-in.org/characterization/technologies/color.cfm . Acessado em 31/10/2016. 2016a

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Overview of the Brownfields Program.** Disponível em https://www.epa.gov/brownfields/overview-brownfields-program. Atualizado em 17/11/2017. Acessado em 01/12/2017.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Technical Overview of Volatile Organic Compounds.** Disponível em https://www.epa.gov/indoor-air-quality-iaq/technical-overview-volatile-organic-compounds. Atualizado em 12/04/2017. Acessado em 01/12/2017. 2017a

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

VIENKEN, Thomas; LEVEN, C.; DIETRICH, Peter. **Use of CPT and other direct push methods for (hydro-) stratigraphic aquifer characterization - A field study.** Canadian Geotech. Journal, 49(2):197-206. 2006

VILAR, Julio; JARDIM, Lucas; RIYIS, Marcos Tanaka; CUNHA, Rodrigo Cesar de Araujo. ***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

VOLZ, C. **Conceptual Site Models for Exposure Assessment**. Pittsburgh: Center for Healthy Environments & Communities, 2012. Disponível em: <www.chec.pitt.edu/Lecture%202_Part_1_Conceptual%20Site%20Models_volz.pdf>.Acesso em: 30 maio 2014.

WELTY, Nicklaus. **Permeability Mapping: Strategies and Methods.** In: North American Environmental Field Conference. Tampa, FL. Março/2012.

WELTY, Niklaus; CURRY, Patrick; QUINNAN, Joseph; ***Smart Characterization and Return of Investigation*** *in: Advances in Remediation: A New Way to Thinking*. Pg 13-18. Arcadis. 2016

WELTY, Niklaus; QUINNAN, Joseph; ***Smart Characterization. Increasing your Return on Investigation***. Arcadis, 2017

WIEDEMEIER, T.H., NEWELL, C.J., RIFAI, H.S., and WILSON, J.T.. ***Natural Attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents in the Subsurface***. John Wiley *& Sons, Inc., New York,* NY*,* 1999.