

ANÁLISE DA UTILIZAÇÃO DE GEOFÍSICA E BIORREMEDIÇÃO EM PROBLEMAS DE CONTAMINAÇÃO DE SOLO E ÁGUA SUBTERRÂNEA

Andrea Ferreira Borges
Prof.^a. Visitante - Departamento de Geologia

Emílio Velloso Barroso
Prof. Assistente - Departamento de Geologia

RESUMO

Apresentam-se técnicas de investigação, monitoramento e remediação de áreas contaminadas que são ainda pouco empregadas, embora possam, em muitos casos, substituir com vantagens as técnicas convencionais.

ABSTRACT

The paper presents technics which are still not widely used for investigation, monitoring and remediation of contaminated areas, although they can replace conventional technics with advantages in many cases.

1 - Introdução

Estima-se que o volume total de água na Terra chegue a 1,4 bilhões de km³, distribuídos entre os oceanos, os continentes e a atmosfera conforme a tabela 1.

Tabela 1 - Distribuição da água no planeta.

oceanos		97,2 %
continentes	calotas polares e geleiras	2,14 %
	água subterrânea (até 4000m de profundidade)	0,61 %
	umidade do solo (zona não saturada)	0,005 %
	lagos de água doce	0,009 %
	lagos de água salgada	0,008 %
	rios	0,0001 %
atmosfera		0,001 %

Como pode ser observado nesta tabela, descontando-se as calotas polares e geleiras, 96,5% das águas continentais aproveitáveis ocorrem como água subterrânea e apenas 1,3% como água doce de superfície. Embora apresente maior volume, uma vez contaminado, a remediação de um reservatório de água subterrânea é muito mais demorada, mais cara e mais dificilmente alcança resultados satisfatórios em comparação com a remediação de reservatórios de águas superficiais. O tempo de renovação das águas de rios é relativamente curto (cerca de 2 semanas, em média), enquanto que o da água subterrânea pode chegar a algumas centenas de anos, dependendo do sistema de fluxo da região, o que mostra a grande dificuldade de recuperação da água subterrânea.

No Brasil, em especial, a grande disponibilidade de recursos hídricos superficiais trouxe como consequência uma certa negligência na gestão e conservação dos mananciais subterrâneos. A exploração não planejada e a disposição sem critérios de diversos tipos de resíduos têm levado a diferenciados níveis de contaminação em diversas regiões do país. A OTA (Office of Technology Assessment) elaborou, em 1984, uma lista de diferentes fontes potenciais de contaminação de água subterrânea, divididas em seis categorias (Fetter, 1993), resumidas na tabela 2.

Tabela 2 - Fontes potenciais de contaminação de água subterrânea.

Categoria	Fonte
I-Fontes projetadas para descarregar substâncias	fossas sépticas poços de injeção aplicação no solo
II-Fontes projetadas para armazenar, tratar e/ou dispor substâncias	aterros sanitários depósitos de lixo disposição residencial águas superficiais rejeitos de mineração pilhas de resíduos cemitérios animais enterrados tanques de armazenamento superficiais tanques de armazenamento subterrâneos sítios de incineração ou detonação depósitos de rejeitos radiativos

III-Fontes projetadas para conter substâncias durante o transporte	duetos caminhões, trens
IV-Fontes de descarga como consequência de outras atividades	irrigação aplicação de pesticidas aplicação de fertilizantes excrementos de animais aplicação de sal para desobstruir rodovias com neve aplicação de compostos para redução da dureza de água residencial escoamento em áreas urbanas percolação de poluentes atmosféricos drenagem em minas
V-Fontes que proporcionam um conduto para a entrada de água contaminada em aquíferos	poços de exploração poços de monitoramento e furos de sondagem escavações
VI-Fontes naturais cuja descarga é criada e/ou acentuada por atividades antropogênicas	interações entre água superficial e água subterrânea lixiviação intrusão salina

Como se pode depreender dos parágrafos anteriores, a contaminação do solo e da água subterrânea pode ter diversas causas, assim como podem ser bastante variáveis os tipos de fontes – pontual ou distribuída por extensas áreas, de alimentação contínua ou intermitente – e as substâncias contaminantes – compostos orgânicos sintéticos, hidrocarbonetos, cátions e ânions inorgânicos, microorganismos patogênicos e radionuclídeos. Tais substâncias podem ocorrer na forma dissolvida, como partículas suspensas ou como líquidos imiscíveis com a água. Além disto, são várias as formas possíveis de interação destas com a água e com o solo. Este grande número de variáveis torna o problema um tanto complexo. Faz-se necessário o conhecimento detalhado das condições do meio, contaminação e fluxo, além das propriedades do poluente e do solo, pois são fatores que têm grande influência no transporte. De posse destas informações, é possível estimar a extensão da região afetada e prever o avanço da pluma de contaminação, assim como elaborar métodos de tratamento e despoluição.

A realização de sondagens com a finalidade de investigação do meio geológico, amostragem de solo e água e monitoramento do avanço da pluma é quase que uma exigência em estudos desta natureza. Técnicas geofísicas de superfície, desde que adequadamente

selecionadas para o problema em questão, podem constituir-se numa relevante ferramenta na caracterização do meio geológico, das condições de água subterrânea e de sua interação com o contaminante. Desta forma, possuem aplicação desde as fases iniciais do estudo até o monitoramento da migração do contaminante e avaliação das soluções de remediação.

Nas técnicas convencionais de remediação, procede-se o bombeamento da água da região contaminada visando a remoção da pluma de contaminação e posterior tratamento da água para eliminação dos contaminantes. Na maioria das vezes, o volume de água a ser tratada e o tempo envolvido neste processo são muito grandes e, em casos em que ocorre sorção dos contaminantes no solo ou quando o contaminante fica retido nos poros como uma fase não aquosa residual, este sistema não é eficiente, devendo-se partir para o emprego de técnicas de remediação *in situ*, nas quais se inclui a biorremediação.

A associação de técnicas geofísicas de monitoramento e biorremediação têm a vantagem de reduzir o número de poços perfurados para bombeamento e/ou monitoramento.

As investigações geofísicas fornecem informações que não são pontuais e que, portanto, podem investigar áreas ou volumes relativamente grandes. Por outro lado, para o emprego adequado das técnicas, deve-se conhecer a priori o tipo de contaminante de interesse e suas propriedades físicas.

A biorremediação *in situ* se baseia no aproveitamento de um processo que ocorre naturalmente no solo, reduzindo os custos envolvidos no bombeamento – quando o bombeamento é utilizado, o objetivo é circular a água com nutrientes, e não retirar o contaminante, o que diminui a vazão de bombeamento. Algumas vezes, o custo envolvido no processo de remediação se limita ao custo de monitoramento.

2 - Aplicabilidade de métodos geofísicos em estudos de contaminação do solo/água

A tabela 3 apresenta interessantes dados, divulgados por Senti (1988) a respeito da demanda mundial por exploração geofísica no ano de 1987, traduzida por milhares de dólares, e segundo a área de aplicação.

Tabela 3 - Total de gastos no mundo com geofísica no ano de 1987, por tipo de investigação e objetivos (em milhões de dólares).

TIPO	TERRESTRE	ZONA DE TRANSIÇÃO	MARINHA	AÉREA	PERFILAGEM DE POÇOS	TOTAL
PETRÓLEO						
EXPLORAÇÃO	809 394	10 091	541 053	13 405	1 504	1 375
DESENVOLVIMENTO	20 191	25	9 657	32	294	447
						30 169
MINERAÇÃO	13 076		62	13 705	58	26 901
MEIO-AMBIENTE	443			92	91	626
ENGENHARIA	2 100		8 580		235	10 914
GEOTERMIA	1 095				30	1 125
ÁGUA SUBTERRÂNEA	1 505				283	1 788
OCEANOGRAFIA			1 458	300		1 758
PESQUISA	3 217		6 190	802	184	10 393
TOTAL	850 990	10 116	556 999	28 336	2 679	1 459
						120

Embora os dados da tabela sejam de quase uma década atrás, ainda é possível tecerem-se algumas considerações, pelo menos de forma qualitativa, que permanecem válidas para os dias atuais.

Observa-se que do montante aplicado, valores superiores a 95% estão relacionados à indústria do petróleo, exatamente o setor que possui o maior desenvolvimento em exploração geofísica.

Com recursos bastante inferiores seguem-se a mineração e a engenharia. Embora o autor do levantamento não deixe claro, é possível que dentro do campo da engenharia estejam também relacionadas investigações geofísicas aplicadas à indústria do petróleo.

A área de meio-ambiente foi a que menos recebeu recursos, denotando o muito que ainda há por desenvolver e a transformando-a num vasto e promissor campo de pesquisa. Deve-se ressaltar que a transferência e absorção de tecnologia da indústria do petróleo para o meio-ambiente não é direta, pois o foco de investigação daquela é bastante específico, principalmente se considerada a escala regional de abordagem e as profundidades investigadas. Por isso é de se esperar um acréscimo substancial de recursos em pesquisa e desenvolvimento de geofísica aplicada a estudos ambientais.

Nesta seção discutem-se, de forma sucinta e elementar, os princípios básicos de algumas técnicas de exploração sísmica e eletromagnética. Pretende-se mostrar suas principais vantagens e limitações de uso em estudos ambientais. Para tal, exemplos simples, quase triviais, foram desenvolvidos. Aspectos como atenuação, resolução e profundidade de penetração são comentados.

A escolha da sísmica (refração e reflexão) e do eletromagnetismo (EM, resistividade galvânica e radar de penetração do solo - GPR) baseia-se no fato de serem técnicas já consolidadas na exploração geofísica tradicional, exceção feita ao GPR, uma das mais promissoras nos estudos hidrogeológicos e de mapeamento da subsuperfície (Beres & Haeni, 1991). Um motivo adicional é que essas têm sido as técnicas mais empregadas na definição de dois aspectos fundamentais: a distribuição espacial e/ou temporal do contaminante em subsuperfície e na definição do sítio geológico. Após a apresentação de cada método, discute-se sua aplicabilidade em estudos ambientais.

Seja qual for o método geofísico que se empregue, somente haverá resposta se, em profundidade, houver interfaces que separem camadas com diferentes propriedades físicas. Deve-se ressaltar que uma interface geofísica pode não corresponder a uma interface geológica e vice-versa. Portanto, o resultado de uma investigação geofísica é a distribuição de um determinado parâmetro físico.

Uma campanha de investigação geofísica não pode em hipótese alguma prescindir de informações geológicas coletadas em superfície, através de sondagens ou mesmo de outras investigações geofísicas complementares. Os dados geológicos servirão de parâmetros balizadores na etapa de inversão e também para formar um modelo útil na interpretação geológica dos dados geofísicos.

No parágrafo anterior comentou-se a respeito das informações geológicas. No caso do estudo de poluição de solos e água subterrânea, informações prévias sobre o contaminante são geralmente indispensáveis. Propriedades físicas (condutividade, constante dielétrica, etc.) e características de interação entre o solo e o poluente também podem ser extremamente úteis no auxílio à interpretação dos dados geofísicos.

É bastante recomendável que no estudo de uma área contaminada, estenda-se a investigação para fora de seus limites. Este procedimento tem por objetivo determinar valores

de “background” de uma determinada propriedade física, os quais se prestarão como padrões de comparação, que permitirão delimitar a área sob influência do contaminante.

2.1 - Sísmica

A fundamentação teórica da prospecção sísmica baseia-se no fato de que um pulso mecânico gerado em um ponto qualquer da superfície do terreno, retorna à mesma devido à descontinuidades elásticas em subsuperfície. Os intervalos de tempo decorridos entre a geração do pulso e os relativos às chegadas são proporcionais às distâncias percorridas pelas trajetórias correspondentes.

Os pulsos retornam a superfície, sendo captados e registrados, através de duas geometrias de trajetórias: a de reflexão e a de refração sob ângulo crítico de incidência. Uma explosão ou um martelo impactando no solo geram dois grupos de ondas elásticas: as ondas volumétricas e as ondas superficiais. As ondas volumétricas são divididas em ondas primárias (ou compressionais) e onda secundárias (ou cisalhantes).

As ondas volumétricas são as mais freqüentemente utilizadas em prospecção geofísica, principalmente as primárias. As ondas secundárias possuem registro mais difícil (atenuação maior), porém possibilitam maiores resoluções.

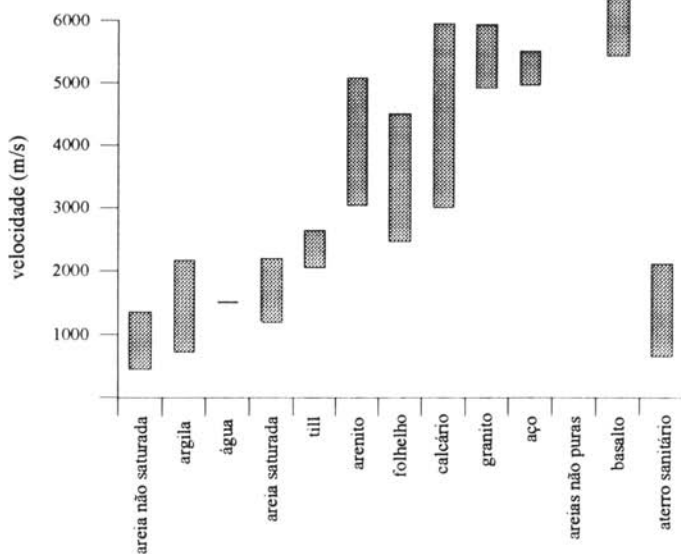
A velocidade de propagação depende de parâmetros elásticos e da massa específica do meio em que se propagam.

$$V_p = \sqrt{\frac{E}{\gamma} \left[\frac{1 - \nu}{(1 - 2\nu)(1 + \nu)} \right]} \quad (eq. 1)$$

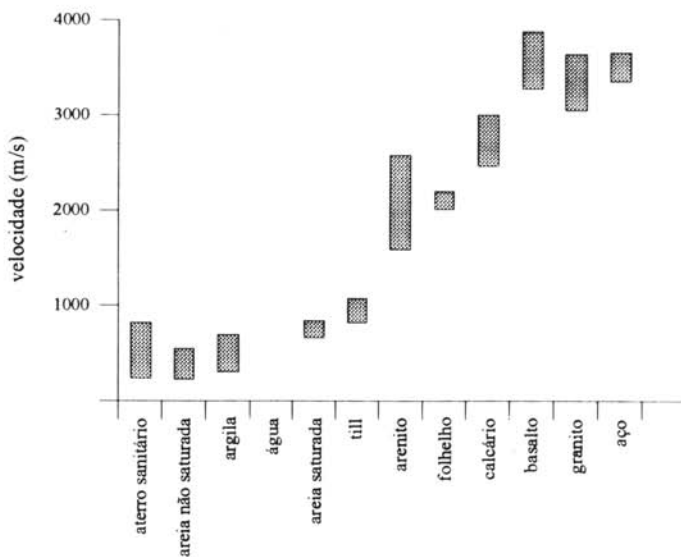
$$V_s = \sqrt{\frac{E}{2\gamma(1 + \nu)}} \quad (eq. 2)$$

Nas equações acima: E (Módulo de Young), ν (coeficiente de Poisson) e γ (massa específica).

Greenhouse et al. (1995) apresentam gráficos com faixas de valores para ondas primárias e secundárias de uma série de materiais (Figura 1).



(a)



(b)

Figura 1 - Faixas de valores típicos de velocidades (m/s) de ondas a) primárias e b) secundárias (Greenhouse et al., 1995).

Tudo o que foi apresentado com respeito aos princípios gerais da prospecção sísmica é absolutamente básico. Muitos aspectos relevantes, tanto para reflexão como para refração, tais como: as difrações causadas por descontinuidades abruptas da interface, o problema da migração, os mergulhos aparentes, reflexões fantasma, etc., serão omitidos por estarem além do escopo deste artigo. Estas e outras questões relevantes na prospecção sísmica são tratadas exaustivamente em Telford et al. (1990) e Robinson & Çoruh (1988).

Como foi visto anteriormente, o método sísmico é capaz de reconhecer meios com diferentes velocidades de propagação de ondas devido à mudanças de parâmetros elásticos e de massa específica. Dessa maneira, a sísmica só seria uma técnica adequada para mapear a extensão da contaminação do solo ou da água subterrânea se a introdução do contaminante modificasse aqueles parâmetros. É considerado um método de baixa prioridade de aplicação quando o que se deseja é a detecção direta da posição do contaminante em subsuperfície. Raras possibilidades de aplicação para este fim, estão relacionadas à rejeitos enterrados de mineração de elevada massa específica. Igualmente limitada é a detecção de zonas que foram escavadas e que no posterior recobrimento utilizou-se de solo não compactado e, portanto, com massa específica menor do que a da vizinhança.

A principal aplicação da sísmica está na definição da geologia. Neste caso a sísmica de reflexão é considerada uma técnica que fornece um maior grau de detalhamento, sendo particularmente útil quando a estrutura interna é aspecto relevante na definição do problema. Uma das principais aplicações da sísmica está na determinação da profundidade do topo rochoso. Isto se deve ao grande contraste de propriedades elásticas entre a rocha pouco alterada e os materiais que fazem parte da frente de intemperismo.

A presença de água nos vazios do solo faz com que haja um aumento da velocidade de propagação de ondas com relação ao solo não saturado. Esta anomalia tem sido muitas vezes interpretada como sendo a profundidade do nível d'água. Esta pode ser uma aproximação bastante razoável no caso de solos arenosos. Para solos finos, deve-se levar em consideração a espessura da zona capilar, que pode levar a estimativas errôneas da profundidade do nível d'água.

Apesar de toda a potencialidade dos métodos sísmicos na definição da geologia, deve-se observar que por melhor que tenha sido o processamento dos dados e criteriosa a interpretação dos mesmos, algumas situações físicas impedem que o registro sísmico descreva

convenientemente a situação geológica de subsuperfície. Um exemplo clássico é o problema da camada oculta ("Hidden Layer" ou "Blind Zone") na refração sísmica. Está implícito na técnica de refração que, para haver incidência com ângulo crítico, as camadas devem ter velocidades crescentes com a profundidade.

2.2 - Métodos eletromagnéticos

A capacidade do terreno produzir e responder a campos elétricos suporta uma variedade de procedimentos e técnicas em exploração geofísica. Os métodos eletromagnéticos se valem da passagem de corrente no terreno. O movimento de partículas carregadas pode ocorrer de três formas distintas:

- (a) *Condução ohmica* - fluxo de elétrons através da estrutura cristalina de alguns materiais, sobretudo metais.
- (b) *Condução eletrolítica* - condução elétrica produzida por íons dissolvidos na água.
- (c) *Condução dielétrica* - a aplicação de um campo elétrico alternante faz com que íons mudem periodicamente de posição no interior da estrutura cristalina do material. Embora não haja fluxo real de partículas carregadas, a variação cíclica da posição dos íons pode ser vista como uma corrente de deslocamento. A corrente dielétrica pode ocorrer em materiais isolantes.

2.2.1 - Método da eletrorresistividade convencional

Solos e rochas apresentam como uma de suas propriedades físicas fundamentais a resistividade elétrica. Sabe-se que a relação entre a resistência e a resistividade de um condutor homogêneo, de forma cilíndrica, é dada pela equação.

$$\rho = R \cdot \frac{S}{L} \quad (eq. 3),$$

onde L é o comprimento e S a seção transversal do condutor. A resistividade ρ é dada em ohm.metro (Ω .metro). Nos solos e rochas os mecanismos de condução elétrica podem ser descritos pela condutividade (σ) que é o inverso da resistividade, cuja unidade é mS/m.

Na prática da eletrorresistividade utiliza-se de uma bateria no campo e introduz-se corrente no terreno por intermédio dos eletrodos de corrente (A e B) e entre os eletrodos M e N mede-se a diferença de potencial criada.

A resistividade aparente (ρ) pode ser calculada pela equação 10 dada abaixo:

$$\rho = K \cdot \frac{\Delta V}{I} \quad (\text{eq. 4}),$$

onde ΔV é a diferença de potencial e I é a intensidade de corrente. O fator geométrico K depende apenas do espaçamento entre os quatro eletrodos, podendo ser calculado pela equação 5:

$$K = \pi (AM \cdot AN) / MN \quad (\text{eq. 5})$$

O arranjo de Wenner é simétrico com quatro eletrodos igualmente espaçados. O sistema Schlumberger também é simétrico de quatro eletrodos. A distância entre os eletrodos de potencial (MN) é mantida relativamente pequena para se medir o campo elétrico próximo ao ponto central. O arranjo dipolo-dipolo permite uma liberdade maior na distribuição dos eletrodos. Os comprimentos do dipolo de corrente e do dipolo de potencial, respectivamente, são mantidos relativamente pequenos se comparados à distância de separação entre os dipolos.

A tabela 4 apresenta os fatores geométricos para algumas das configurações apresentadas acima.

Tabela 4 - Fator geométrico K para alguns arranjos comuns de eletrodos.

ARRANJO	FATOR GEOMÉTRICO (K)
WENNER	$2\pi a$
SCHLUMBERGER	$\pi \frac{(L^2 - b^2)}{2 \cdot b}$
DIPOLO-DIPOLO	$\pi n (n^2 - 1) a$

Os arranjos são escolhidos em função do procedimento que se deseja: uma sondagem elétrica vertical (Wenner ou Schlumberger) ou um caminhamento elétrico (dipolo-dipolo).

A técnica da sondagem elétrica vertical consiste de uma sucessão de medidas efetuadas com o mesmo tipo de arranjo e separação crescente entre os eletrodos de corrente e de potencial, mantendo-se fixo o centro do arranjo.

Na técnica do caminhamento elétrico, pode-se investigar horizontalmente a uma ou mais profundidades pré-determinadas. A finalidade do caminhamento elétrico é o estudo das variações laterais do subsolo. Nessa técnica o método dipolo-dipolo é particularmente útil.

Como os solos raramente podem ser considerados como um meio homogêneo, a medida de resistividade representa uma média ponderada de todas as resistividades verdadeiras em um determinado volume de material em subsuperfície.

Teoricamente não há limite de penetração para o método de resistividade. No entanto, quando profundidades de investigação muito elevadas são requeridas aberturas muito grandes de AB são necessárias, podendo haver restrição de espaço em superfície. A profundidade de investigação é da ordem de AB/2.

A tabela 5 apresenta algumas faixas de valores de resistividade. Tabela 5 - Alguns valores médios e faixas de resistividade (ohm.m). Adaptado de Telfordt et al. (1990).

MATERIAL	RESISTIVIDADE (ohm . m)
METAIS	
COBRE	1.7×10^{-8}
GRAFITE	10^{-3}
FERRO	10^{-7}
CHUMBO	10^{-7}
ZINCO	2.2×10^{-7}
	5.8×10^{-8}
SULFETOS	
PYRITA	3.0×10^{-1}
GALENA	2.0×10^{-3}
ÓXIDOS	
BAUXITA	$10^2 - 10^4$
HEMATITA	$10^{-3} - 10^7$
MAGNETITA	$10^{-3} - 10^4$
SILICATOS	
QUARTZO	$10^{10} - 10^{15}$
BIOTITA	$10^2 - 10^6$
FELSPATO	$10^2 - 10^4$
ROCHAS	
GRANITO	$10^2 - 10^6$
BASALTO	$10 - 10^7$
GNAISSE	$10^4 - 10^6$
QUARTZITO	$10 - 10^8$
ARENITO	$1 - 10^8$
ÁGUA SUBTERRÂNEA	
ÁGUA POTÁVEL	$0.1 - 10^3$
ÁGUA DO MAR	0.2

Tendo em vista as características do método, uma das aplicações de maior chance de sucesso estão relacionadas à investigação de resíduos metálicos, sempre muito condutivos. Os valores baixos de resistividade associados ao rejeito metálico freqüentemente fornecem excelente contraste com o meio geológico vizinho.

A eletrorresistividade também tem sido empregada na investigação de resíduos inorgânicos no solo e plumas da mesma natureza, associada à água subterrânea. Greenhouse & Slaine (1986) e Ellert et al. (1988), estudando a contaminação do solo e água por aterros sanitários, ressaltam a importância da associação da eletrorresistividade com o EM (visto a seguir).

Os rejeitos de mineração são reconhecidamente fonte de contaminação da água subterrânea. A natureza ácida desses materiais invariavelmente os torna anomalias condutivas. Um processo comum de contaminação se dá a partir da percolação e infiltração de águas superficiais em torno das barragens de rejeitos. Neste caso a utilização da eletrorresistividade pode ser bastante adequada.

A eletrorresistividade pode ser utilizada em quaisquer problemas relacionados com a água subterrânea onde a resistividade do fluido no terreno varia. Isto ocorre quando há uma pluma de água subterrânea salina. Tal pluma pode ser o resultado da intrusão salina por esgotamento de aquífero em regiões costeiras. Esta pluma irá apresentar uma anomalia de resistividade aparente baixa.

Quanto a sua aplicação na definição do ambiente geológico, essa técnica tem se mostrado eficiente na determinação da profundidade do topo rochoso e no reconhecimento de camadas e lentes de argila, como verificou De Campos (1996) estudando aquíferos superficiais da Zona Oeste do Município do Rio de Janeiro.

Ressalta-se que é muito comum encontrar na literatura levantamentos de eletrorresistividade para complementar dados de condutividade eletromagnética (EM), sobretudo em áreas de elevadas resistividades, onde os campos magnéticos secundários (medida física que se obtém na operação do EM) são de baixa intensidade.

2.2.2 - Condutividade eletromagnética

Faz-se passar corrente por uma bobina transmissora, a qual gera um campo eletromagnético que, ao penetrar no solo, induz um fluxo de corrente em subsuperfície, sem que seja necessário contato físico com o solo. Essas correntes em subsuperfície, por sua vez, geram um campo magnético secundário que é medido pela bobina receptora. O campo secundário é proporcional às correntes geradas no terreno e, portanto, à sua condutividade elétrica.

Existem dois modos básicos de operação: com o dipolo vertical (DV), eixo da bobina na posição vertical, e com o dipolo horizontal. Ver-se-á que o modo de operação influencia a penetração no solo.

Dois modelos de equipamento estão comercialmente disponíveis. O EM-31, que pode ser operado no campo por uma única pessoa, pois tem suas bobinas receptora e transmissora na mesma unidade. Suas bobinas são montadas nas extremidades de uma haste, mantendo assim a distância (S) entre elas constante ($S = 3,7$ m). Já o EM-34 tem unidades separadas para as bobinas transmissora e receptora, sendo o espaçamento entre as bobinas de 10, 20 ou 40 metros.

Para se saber a profundidade alcançada quando se emprega os EM, dois fatores devem ser levados em consideração: a penetração devido a geometria do sistema e a profundidade pelicular ("skin depth").

Com relação à geometria, a profundidade de penetração (P) é função do espaçamento (S) entre as bobinas. Operando-se com o dipolo vertical $P = 1,5 S$ e quando se opera com o dipolo horizontal $P = 0,75 S$.

A profundidade pelicular ("skin depth") representa a profundidade máxima que pode alcançar um método EM, operando a uma frequência f em um meio de condutividade σ . Tipicamente a faixa de frequência utilizada é de 5 a 15 kHz. A profundidade pelicular pode ser muito pequena quando a corrente eletromagnética se propaga num meio muito condutivo (p.ex.: argilas). A perda de energia é maior quanto mais alta for a frequência de operação.

A equação 6 relaciona a profundidade (P) com a condutividade (σ):

$$P = 503,4 (\sigma f)^{-1/2} \quad (eq. 6)$$

Apenas como propósito de ilustração, considere-se o exemplo abaixo:

$$EM-31 \Rightarrow f = 10.000 \text{ Hz} , \rho = 50 \Omega\text{m} ; \sigma = 1/50 \text{ mS/m}$$

$$\text{Penetração (P)} = 503,4 \cdot \frac{(10^4)^{-1/2}}{(50)^{1/2}} = 35 \text{ m}$$

A leitura do equipamento, medida da condutividade aparente, representa uma soma ponderada das condutividades do terreno. A condutividade medida no perfil de solo da figura 2, usando-se o dipolo vertical, pode ser calculada da seguinte forma:

$$\sigma = \sigma_1 [1 - R(z_1)] + \sigma_2 [R(z_1) - R(z_2)] + \sigma_3 R(z_2) \quad (\text{eq. 7})$$

Calculando-se a condutividade e a contribuição de cada camada:

$$\sigma = 20 [1 - 0,70] + 2 [0,70 - 0,44] + 20 \times 0,44$$

$$\sigma = 6 (40\%) + 0,52 (3\%) + 8,8 (57\%) = 15,3 \text{ mS/m}$$

Supondo-se que a camada de argila estivesse contaminada e com condutividade de $\sigma_2 = 10 \text{ mS/m}$.

$$\sigma = 6 (34\%) + 2,6 (15\%) + 8,8 (51\%) = 17,4 \text{ mS/m}$$

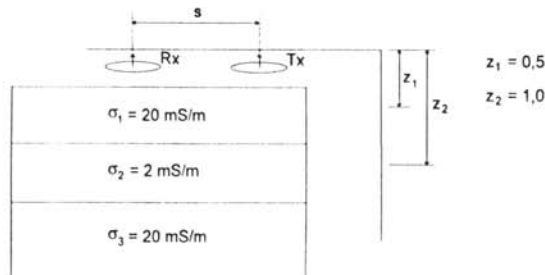


Figura 2 - Perfil de solo e suas condutividades (mS/m). Camadas 1 e 3: argila; camada 2: areia.

A condutividade eletromagnética é o inverso da resistividade elétrica. Estudos de campo têm mostrado resultados similares quando aplicados na mesma área (Fetter, 1993).

A aplicação dessa técnica é adequada na detecção de plumas de contaminantes inorgânicos, resíduos metálicos enterrados e estudos de intrusão salina (Stewart, 1982).

Sua grande vantagem em relação a eletrorresistividade está na facilidade e rapidez de operação, pois não requer a cravação de eletrodos no terreno. Também pode ser operado mais facilmente em locais de topografia acidentada. Como desvantagem, pode-se citar que são altamente suscetíveis a linhas de transmissão e tubulações metálicas enterradas, o que de certa forma constitui-se numa limitação de uso em áreas urbanas.

A figura 3 apresenta valores típicos de condutividade (mS/m) para rochas, sedimentos e alguns contaminantes (Greenhouse et al., 1995).

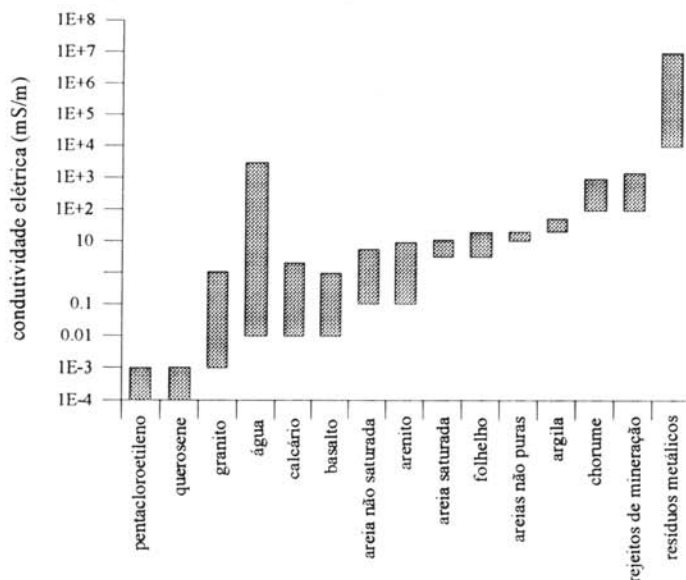


Figura 3 - Faixas de valores típicos de condutividade elétrica (mS/m) para materiais comuns (Greenhouse et al., 1995).

2.2.3 - Radar de Penetração no Solo (GPR)

O radar de penetração no solo é uma técnica eletromagnética bastante diferente das demais. As frequências de operação são extremamente elevadas, operando na faixa de 10 a 1000 Mhz, onde predominam as correntes de deslocamento (dependentes da constante dielétrica e da permissividade dielétrica do meio).

Em muitos aspectos a prospecção por radar se assemelha a sísmica de reflexão. O comportamento cinemático do pulso é basicamente o mesmo, tornando as técnicas de

aquisição e processamento dos dados também semelhantes (Rodrigues & Porsani, 1995). O comportamento dinâmico do pulso é que é diferente, principalmente no que diz respeito ao estudo da atenuação.

No sistema GPR, uma antena transmissora emite um pulso de energia eletromagnética que se propaga para o interior do solo, sendo refletido de volta para a antena receptora quando encontra contrastes de condutividade e permissividade dielétrica. Para uma situação particular de duas camadas o coeficiente de reflexão (R) é dado por:

$$R = \frac{\sqrt{\sigma_1 + \omega \epsilon_1} - \sqrt{\sigma_2 + \omega \epsilon_2}}{\sqrt{\sigma_1 + \omega \epsilon_1} + \sqrt{\sigma_2 + \omega \epsilon_2}} \quad (\text{eq. 8})$$

ou ainda $R = \frac{\sqrt{K_1} - \sqrt{K_2}}{\sqrt{K_1} + \sqrt{K_2}}$, onde σ é a condutividade, ϵ a permissividade ω a

frequência angular e K a constante dielétrica.

A constante dielétrica (K) de um meio está relacionada com a permissividade dielétrica (ϵ) da seguinte forma:

$$\epsilon = K \epsilon_0 \quad (\text{eq. 9}),$$

onde ϵ_0 é a permissividade do espaço livre.

A constante dielétrica de um solo ou uma rocha (K_f) pode ser descrita em função da porosidade (p), da própria constante dielétrica da matriz (K_m) e da constante dielétrica da água (K_w).

$$K_f = (1 - p^2) K_m + p^2 K_w \quad (\text{eq. 10})$$

Para ilustrar a influência da saturação sobre a constante dielétrica de uma formação geológica qualquer, cuja porosidade é de 40% e constante dielétrica da matriz (K_m) de 4, aplicou-se a equação 10.

$$S = 1 \Rightarrow K_f = (0,84 \times 4) + (0,16 \times 81) = 16,32$$

$$S = 0 \Rightarrow K_f = 3,36$$

O exemplo acima é simples, mas pode-se notar que o GPR é sensível à presença da zona saturada do maciço. Assim o mesmo material pode assumir valores de constante dielétrica que variam de 4 (acima do N.A) até 16 (abaixo do N.A).

A atenuação (α) das ondas de radar está relacionada com a profundidade pelicular, comentada anteriormente que, quando opera em frequências entre 10 - 1000 Mhz, pode ser descrita pela relação abaixo:

$$\alpha(\text{dB} / \text{m}) = \frac{\sigma}{\sqrt{K}} \quad (\text{eq. 11}),$$

onde σ é a condutividade e K a constante dielétrica do meio.

A relação entre profundidade de penetração (P) e a atenuação (α) é da seguinte forma:

$$P = \frac{50}{\alpha} \quad (\text{eq. 12})$$

O exemplo abaixo mostra a profundidade investigada com o GPR para o mesmo material do exemplo anterior, considerando-se uma condutividade de 5 mS/m na zona não saturada e de 20 mS/m abaixo do nível d'água.

$$\alpha = 1,7 \frac{5}{\sqrt{4}} = 4,3 \Leftrightarrow P = \frac{50}{4,3} = 11,6\text{m} \quad (\text{zona não saturada})$$

$$\alpha = 1,7 \frac{20}{\sqrt{16}} = 8,5 \Leftrightarrow P = \frac{50}{8,5} = 5,8\text{m} \quad (\text{zona saturada})$$

A tabela 6 apresenta valores típicos de constantes dielétricas e de atenuação e a figura 4, faixas de valores da constante dielétrica para solos, rochas e alguns contaminantes.

Deve-se notar, portanto, que se a espessura da zona não saturada fosse superior a 11,6 m, a investigação com o radar não alcançaria o N.A. As equações 11 e 12 foram apresentadas por Annan (1991, in: Greenhouse et al., 1995).

Tabela 6 - Valores típicos de constante dielétrica (K) e atenuação (α) observados para materiais geológicos comuns (Greenhouse et al., 1995).

MATERIAL	CONSTANTE DIELÉTRICA (K)	ATENUAÇÃO (α) - dB/m -
Ar	1	0
Água destilada	80	2×10^{-3}
Água potável	80	0.1
Água do mar	80	10^3
Areia seca	3 - 5	0.01
Areia saturada	20 - 30	0.03 - 0.3
Calcáreo	4 - 8	0.4 - 1
Folhelhos	5 - 15	1 - 100
Siltes	5 - 30	1 - 100
Argilas	5 - 40	1 - 300
Granito	4 - 6	0.01 - 1

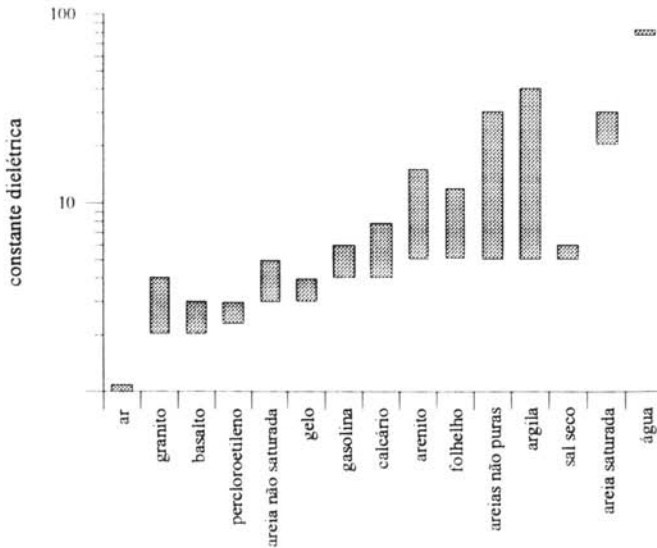


Figura 4 - Faixas de valores típicos de constante dielétrica para materiais comuns (Greenhouse et al., 1995).

Como pode-se depreender do que foi exposto anteriormente, uma das principais limitações na utilização da técnica está relacionada à presença de materiais muito condutivos próximos à superfície, o que limita a profundidade de investigação.

Esta técnica tem sido bastante empregada na detecção de dutos enterrados (Rodrigues & Porsani, 1995). Aplicações crescentes em estudos hidrogeológicos (Beres & Haeni, 1991) também tem sido observadas na literatura. Talvez a maior expectativa esteja relacionada à detecção de contaminantes orgânicos, freqüentemente considerados um alvo bastante difícil (Barker et al., 1995). Brewster & Annan (1994) e Brewster et al. (1995) relatam o sucesso do GPR, associado a outras técnicas geofísicas (TDR – “Time Domain Reflectometry”, resistividade de poço e sonda de neutrons), no mapeamento e monitoramento de pluma de percloroetileno (DNAPL) sob condições controladas.

No que se refere a definição da geologia, o GPR possui aplicabilidade tão boa quanto a sísmica de reflexão, com a vantagem de apresentar uma resolução muito mais alta.

3 - Aplicabilidade da biorremediação *in situ*

A maioria dos meios subsuperficiais contém populações de microorganismos capazes de degradar compostos orgânicos. Do ponto de vista prático, a questão não é saber se os processos microbióticos são capazes de degradá-los, mas qual o tempo necessário para que estes processos levem à completa oxidação de compostos presentes nos casos de contaminação de interesse e que tecnologias podem ser utilizadas para acelerar estes processos.

A biorremediação *in situ* é um conjunto de técnicas de tratamento do solo e água subterrânea contaminados por compostos orgânicos, que aproveita a degradação microbiótica que ocorre espontaneamente no subsolo, podendo ou não envolver a estimulação dos processos pela adição de nutrientes, aceptores de elétrons e/ou microorganismos que não estejam presentes no local. O objetivo da biorremediação é a transformação de contaminantes orgânicos dissolvidos e residuais introduzidos no meio ambiente em produtos finais inócuos, ou a sua mineralização até substâncias inorgânicas (dióxido de carbono e água). O sucesso da implementação depende de uma análise criteriosa de fatores que envolvem não somente a microbiologia como também a hidrogeologia, química e engenharia.

Neste trabalho são apresentadas as técnicas mais comumente utilizadas de biorremediação *in situ*, suas vantagens e limitações.

Na biodegradação aeróbia, os microorganismos utilizam o oxigênio dissolvido na água como aceptor final de elétrons. Hidrocarbonetos do petróleo são geralmente susceptíveis à biodegradação aeróbia em aquíferos cuja concentração de oxigênio dissolvido excede 1 a 2 mg/l. Muitos aquíferos superficiais contêm naturalmente concentrações de oxigênio dissolvido entre 1 e 12 mg/l, dependendo da temperatura da água subterrânea. A maioria dos compostos orgânicos do petróleo e derivados (e.g. benzeno, tolueno, etil-benzeno, xileno, naftaleno, dibenzofuran, fluoreno) são degradados em condições aeróbias.

Enquanto a biodegradação aeróbia ocorre a taxas mais altas que processos anaeróbios, ela é usualmente limitada pelo suprimento de oxigênio na região da pluma.

Compostos monoaromáticos são degradados anaerobiamente em condições de desnitrificação, redução de sulfato e metanogênese. Os compostos aromáticos podem ser oxidados, transformando-se em fenóis ou ácidos orgânicos e, então, transformados em ácidos graxos voláteis, antes da mineralização completa. A degradação anaeróbia está associada à produção de ácidos graxos, metano e dióxido de carbono, solubilização do ferro e redução de nitrato e sulfato. Os solventes clorados, consistindo principalmente de hidrocarbonetos alifáticos clorados, podem ser transformados por processos químicos e biológicos, formando uma variedade de outros hidrocarbonetos alifáticos clorados (e.g. transformação de tetracloroetano e tricloroetano em eteno) (Rifai et al., 1995).

A bioatenuação é influenciada pelos mecanismos de advecção, dispersão, sorção, dissolução a partir de uma fonte residual e transformações abióticas (Rifai et al., 1995).

Chapelle (1993) descreve os microorganismos presentes e os processos de degradação de substâncias orgânicas na subsuperfície.

Quando determinados microorganismos são transportados para um meio com condições diferentes ou quando as condições ambientais do meio onde ele está vivendo são alteradas (e.g. por contaminação), ocorre um período, durante o qual não há crescimento ou reprodução, necessário para os microorganismos se adaptarem às novas condições. A duração deste período de aclimatação, que pode variar de dias a anos, depende de inúmeros fatores e não pode ser estimada a priori. Os tipos de compostos orgânicos disponíveis e suas concentrações, assim como a sua semelhança dos compostos introduzidos com os

normalmente utilizados pelos microorganismos influenciam a adaptação. Além disto, o tempo de exposição à contaminação influi no grau de aclimatação atingido. Se as novas condições forem razoavelmente semelhantes àquelas às quais os microorganismos estão acostumados, o período será menor. Caso as diferenças sejam extremas, os mesmos podem não ser capazes de se adaptar e então se tornar inativos ou, eventualmente, morrer. Ocorrida a aclimatação, o crescimento se torna exponencial e continua até que os nutrientes acabem ou que sejam gerados produtos de degradação tóxicos que limitem o crescimento.

Muitos tipos de contaminantes oferecem substratos potenciais para os microorganismos, embora muito diferentes daqueles encontrados em condições naturais. É de se esperar que, quando ocorre contaminação na subsuperfície, haja inicialmente um período de aclimatação, e que os microorganismos adaptados à contaminação utilizem os contaminantes como fonte de nutrientes mais eficientemente que os não adaptados (Chapelle, 1993).

Chapelle (1993) descreve os mecanismos de aclimatação e a influência de diversos fatores na taxa de aclimatação.

Este comportamento tem implicações importantes na biorremediação *in situ*. Evidentemente, a taxa de biodegradação depende da aclimatação dos microorganismos nativos às condições de contaminação. À medida que a aclimatação ocorre, esta taxa aumenta com o tempo. Portanto, tecnologias para acelerar a adaptação de microorganismos nativos a contaminantes específicos podem melhorar sensivelmente a biorremediação (Chapelle, 1993).

Os processos de biodegradação natural no subsolo podem ser estimulados pela adição de aceptores ou doadores de elétrons, nutrientes, surfactantes e/ou microorganismos (Rulkens, 1995).

O primeiro passo para a implementação de um programa de biorremediação *in situ* é identificar e delimitar a área contaminada, com a utilização de poços de monitoramento, investigações geofísicas ou técnicas de análise da fase gasosa do solo, ou uma combinação destas técnicas (Chapelle, 1993).

Evidentemente, o sucesso do tratamento depende da presença de microorganismos capazes de metabolizar os contaminantes específicos. Usualmente, microorganismos capazes de degradar hidrocarbonetos estão presentes no subsolo, mas pode haver necessidade de microorganismos mais especializados para degradar compostos como hidrocarbonetos aromáticos polinucleares ou compostos heterocíclicos (i.e. compostos cíclicos com nitrogênio

ou enxofre no anel). Neste caso, a solução é inocular os microorganismos específicos para tais compostos no campo, caso eles não estejam naturalmente presentes (Fetter, 1993). Porém, a distribuição no subsolo de bactérias especialmente adaptadas aos compostos específicos é difícil e, muitas vezes, elas não conseguem competir com a população nativa, tornando-se rapidamente um grupo minoritário (Reisinger, 1995). Além disto, a introdução de bactérias pode ocasionar a colmatação do solo.

A adição de nutrientes é importante para estimular o crescimento da população de microorganismos a fim de facilitar a degradação dos contaminantes (Chapelle, 1993). A injeção deve ser feita abaixo da zona de raízes, para evitar que os mesmos sejam absorvidos pelas raízes das plantas e não cheguem até os microorganismos (Fetter, 1993). Em algumas condições, os microorganismos deixam de degradar alguns contaminantes por poderem obter mais energia a partir da oxidação de outras substâncias presentes como substrato (por exemplo, a oxidação de glucose fornece mais energia aos microorganismos que a degradação da maioria dos hidrocarbonetos sintéticos). Nestes casos, a degradação do contaminante ocorrerá somente na ausência de tais substâncias. Por esta razão, deve-se ter o cuidado de não introduzir nutrientes que possam inibir desta maneira a degradação dos contaminantes (Chapelle, 1993).

Em casos de contaminação por líquidos imiscíveis leves, é recomendável a remoção de todo o eventual fluido flutuando sobre o nível d'água antes de se iniciar os processos de biorremediação (Fetter, 1993).

As maiores vantagens da biorremediação *in situ* são possibilitar a remediação sem a remoção do solo e da água subterrânea contaminados e promover a eliminação de contaminação residual (Reisinger, 1995; Barker et al., 1995).

Para determinar se a biorremediação intrínseca é uma alternativa viável para determinado problema, é necessário um programa de monitoramento preliminar. Rifai et al. (1995) apresentam um programa de amostragem de solos, água subterrânea e fase gasosa do solo, mostrado na tabela 7, que foi inicialmente proposto para regiões de tanques de armazenamento subsuperficiais e se concentra na definição da distribuição do aceptor de elétrons na água subterrânea e na fase gasosa do solo.

Tabela 7 - Parâmetros propostos para medições em campo (Rifai et al., 1995; Butter & Bartlett, 1995).

meio	parâmetro
solo	contagem microbiana / atividade carbono orgânico total contaminantes e metabolitos prováveis
água subterrânea	temperatura oxigênio dissolvido dióxido de carbono condutância pH sólidos dissolvidos totais potencial redox Ca, Mg, Na, Mn, Fe, SO ₄ , Cl alcalinidade total demanda biológica de oxigênio (DBO) demanda química de oxigênio (DQO) carbono orgânico total contaminantes e metabolitos prováveis NO ₃ , NO ₂ , NH ₄ , PO ₄
fase gasosa do solo	O ₂ , CO ₂ , CH ₄ , H ₂ S

A caracterização de campo deve, no mínimo, fornecer dados da localização e extensão das fontes de contaminação, da extensão e distribuição dos contaminantes dissolvidos, dados geoquímicos (i.e. concentrações de aceptores de elétrons e de sub-produtos gerados a partir de mecanismos de degradação) e biológicos do subsolo e água subterrânea, dados de caracterização geológica e parâmetros hidrogeológicos, tais como condutividade hidráulica do meio, gradientes hidráulicos e trajetórias potenciais de migração, para a elaboração de uma modelagem do transporte.

3.1 - Biorremediação intrínseca

Biorremediação intrínseca é uma estratégia de acompanhamento da pluma de contaminação, aplicável a casos em que, sem qualquer intervenção, a pluma se desenvolve até chegar a uma condição quase permanente, em que a sua extensão não aumenta mais, podendo até diminuir com o tempo. Os processos mais importantes que controlam a dimensão da pluma no estado permanente são a taxa de emissão dos contaminantes na fonte, o transporte (advecção e dispersão) e processos de perdas e atenuação. Para o controle da pluma, os

processos naturais de assimilação são monitorados e utilizados para limitar impactos adversos da contaminação do solo e água subterrânea (Rifai et al., 1995).

Este procedimento requer monitoramento a longo prazo, para assegurar que as perdas dos contaminantes são suficientes para garantir a proteção ambiental, e que seja elaborado um projeto de remediação para ser implementado caso a biorremediação intrínseca não seja satisfatória (Barker et al., 1995).

3.2 - Biorremediação *in situ* convencional

O método convencional de biorremediação *in situ* consiste na instalação de poços, trincheiras ou galerias de injeção e extração, através dos quais a água subterrânea é bombeada e a ela são adicionados nutrientes e aceptores de elétrons adequados, sendo a mesma, então, reinjetada no solo. A água enriquecida circula através da região contaminada, estimulando o crescimento da população de microorganismos, o que resulta na degradação dos contaminantes. Deste modo, a subsuperfície funciona como um biorreator (LaGrega et al., 1994; Barker et al., 1995). A figura 5 mostra esquematicamente o exemplo de um sistema de biorremediação convencional com poços.

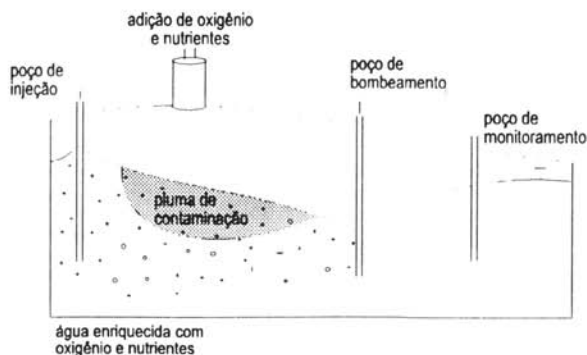


Figura 5 - Sistema convencional de biorremediação *in situ* com a utilização de poços (LaGrega et al., 1994).

No caso da introdução de oxigênio via aeração da água de injeção, as concentrações dificilmente são suficientes para satisfazer a demanda de oxigênio em condições biologicamente ativas; neste caso, é indicada a utilização de peróxido de hidrogênio (H_2O_2). Além de fornecer oxigênio para a biodegradação aeróbia, o peróxido de hidrogênio pode

também oxidar quimicamente alguns contaminantes; no caso de alguns compostos resistentes à biodegradação, o produto da oxidação pode ser biodegradado mais facilmente que o composto original.

Uma vez que é possível obter concentrações maiores que 1% de peróxido de hidrogênio na água, esta substância serve como uma reserva de oxigênio iônico, que é continuamente liberado para a biodegradação. Entretanto, soluções saturadas não são apropriadas, porque o peróxido de hidrogênio pode ter efeito tóxico para os microorganismos quando ocorre em concentrações acima de aproximadamente 1000 mg/l. Além disto, concentrações altas a ponto de exceder a demanda da população de microorganismos constituem desperdício. Para aplicações de biorremediação *in situ*, utilizam-se concentrações na faixa de 100 a 500 mg/l na água. Para estimular a aclimatação, sugere-se começar com a adição de 50 mg/l, aumentando progressivamente até a concentração definida no projeto.

A presença de ferro na subsuperfície pode decompor quimicamente a molécula do peróxido de hidrogênio, liberando prematuramente o oxigênio, que pode ser perdido para a atmosfera, além de o gás O_2 formado poder diminuir o fluxo da água subterrânea, como consequência da condição não saturada. Para evitar a decomposição da molécula antes que esta reação seja catalizada pelas enzimas dos microorganismos, adiciona-se fosfato à água (LaGrega et al., 1994).

A desvantagem do uso do peróxido de hidrogênio é o seu custo mais alto (Fetter, 1993).

O sistema de injeção e bombeamento modifica o padrão de fluxo da água subterrânea, aumentando o gradiente hidráulico, o que pode ocasionar maior dispersão dos contaminantes (LaGrega et al., 1994).

3.3 - Bioventing

O sistema denominado *bioventing* (que poderia ser traduzido como “bioventilação”) consiste na injeção de ar na zona vadosa. É indicado para tratamento de contaminantes que podem ser degradados aerobiamente (e.g. hidrocarbonetos do petróleo), pois o ar injetado contém oxigênio (O_2). A injeção de oxigênio puro não é indicada, pois, em altas concentrações, pode oxidar os próprios microorganismos (Pessoa, 1996).

O nível d'água pode ser rebaixado para a aplicação deste sistema a casos de contaminação na região saturada, desde que próxima à zona vadosa. O rebaixamento facilita o fluxo de vapor e gases no solo (Barker et al., 1995; Urlings et al., 1995). A figura 6 mostra um esquema do sistema de *bioventing*.

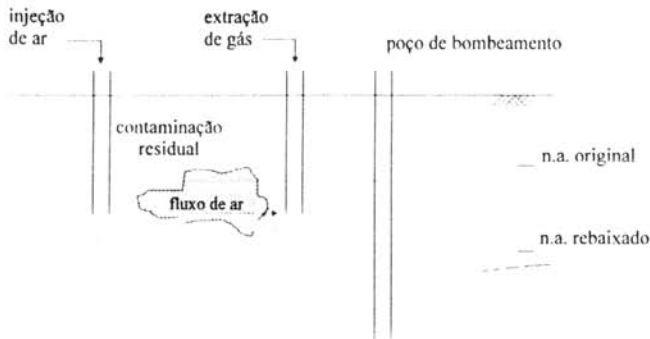


Figura 6 - Sistema de *bioventing* (Barker et al., 1995).

Este sistema é útil para remoção de contaminação residual, mas não é indicado para tratamento de plumas (contaminantes dissolvidos).

A eficiência do sistema fica comprometida quando o teor de umidade do solo acima da franja capilar é alto, dificultando a circulação de vapor e gases, ou em casos de solos com baixa permeabilidade e/ou com heterogeneidades.

Este sistema deve ser combinado com um sistema de extração e tratamento de gás, o que aumenta o custo (Barker et al., 1995).

3.4 - Biosparging

No sistema denominado *biosparging* (que corresponde a “dispersão de ar na água”), o ar ou oxigênio é injetado abaixo do nível d'água, visando promover a degradação aeróbia. A injeção de ar proporciona concentrações de oxigênio dissolvido na água subterrânea da ordem de 8 a 12 mg/l, que dificilmente satisfazem a demanda de oxigênio para a biodegradação aeróbia. A utilização de oxigênio puro (O_2) ou ozônio (O_3) é mais indicada, por aumentar a concentração do oxigênio dissolvido até 40 mg/l (LaGrega et al., 1994). A figura 7 mostra um esquema do sistema de *biosparging*.

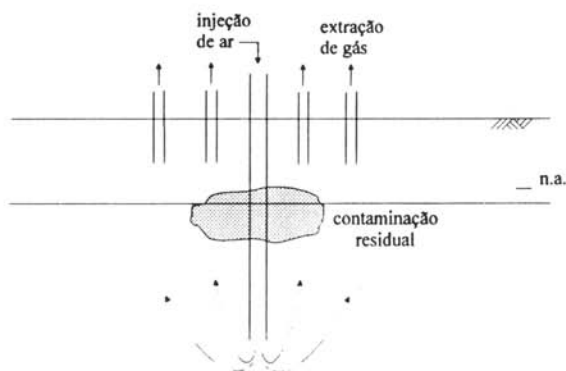


Figura 7 - Sistema de *biosparging* (Barker et al., 1995).

Este sistema é indicado para a remediação de contaminação residual.

Uma desvantagem do sistema é provocar a redução da permeabilidade do solo na região de injeção, como consequência da insaturação, o que pode causar um desvio da água contaminada, que tende a passar fora da região de tratamento.

O sistema não garante a mistura do oxigênio com os contaminantes dissolvidos (Barker et al., 1995).

No caso de solos de granulometria fina, pode haver formação de canais de fluxo preferencial do ar, reduzindo drasticamente a zona de influência, enquanto a presença de lentes de permeabilidade mais baixa causam desvio do fluxo de ar, como mostram Barker et al., 1995.

Assim como o método de *bioventing*, também este sistema deve ser combinado com um sistema de extração e tratamento de gás (Barker et al., 1995).

3.5 - Técnicas combinadas

Novas técnicas têm sido desenvolvidas para melhorar a eficiência do tratamento biológico, tais como sistemas diferentes de injeção, controle eletrocinético da distribuição de nutrientes e aceptores de elétrons e a construção de barreiras impermeáveis para direcionar o fluxo da água subterrânea para um biorreator, entre outras.

O controle eletrocinético tem o objetivo de melhorar a distribuição dos nutrientes e aceptores de elétrons no solo. A partir da introdução de dois eletrodos (um anodo e um

catodo), aplica-se uma diferença de potencial no solo, induzindo o fluxo eletrocinético de íons e partículas carregadas eletricamente – partículas e íons movem-se pela água adsorvida ou pela água livre do solo, atraídos pelo eletrodo de carga oposta. Este fenômeno pode ser empregado para distribuir formas iônicas de aceptores de elétrons, como nitrato ou sulfato, e nutrientes, como nitrato, amônia e várias formas de fosfato, no subsolo

Uma vez que o fluxo eletrocinético é independente da permeabilidade do solo, este método é indicado para solos de baixa permeabilidade, solos heterogêneos e zona não saturada. Atualmente, a resposta do método está sendo avaliada por testes em campo, sendo que os resultados já obtidos são promissores (Lageman et al., 1995; Lindgren & Brady, 1995).

Esta tecnologia pode ser associada a outras técnicas de biorremediação, como *bioventing* em solos não saturados (Lindgren & Brady, 1995).

A construção de barreiras impermeáveis para direcionar o fluxo para um biorreator pode ser utilizada nos casos em que o contaminante é degradado rapidamente. As barreiras são construídas a jusante da localização da pluma de contaminação, com uma ou mais aberturas preenchidas com material de permeabilidade mais alta e contendo uma grande quantidade de microorganismos capazes de degradar rapidamente o contaminante em questão; este material é chamado de biorreator. Este sistema altera o padrão de fluxo, provocando uma convergência das linhas de fluxo em direção ao biorreator e levando a pluma a passar pelo mesmo (figura 8). Enquanto a água contaminada passa pelo biorreator, os contaminantes são degradados (e.g. Barker et al., 1995). As dimensões das barreiras e do biorreator e a condutividade hidráulica deste devem ser projetadas de maneira a captar a pluma inteira. A espessura e a condutividade hidráulica do biorreator deve garantir que a degradação possa reduzir as concentrações do contaminante a níveis aceitáveis.

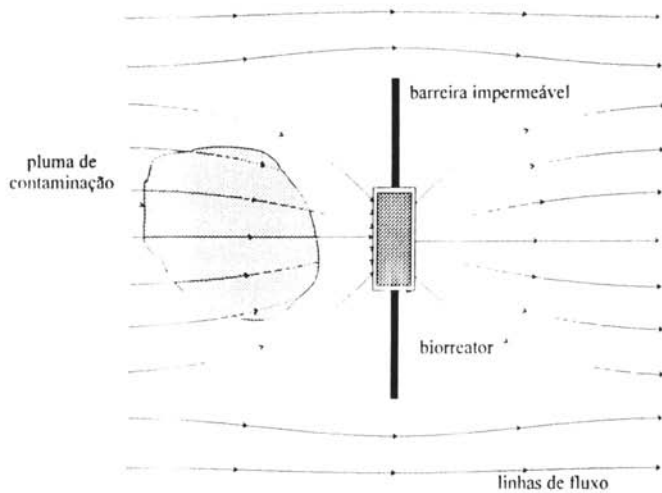


Figura 8 - Combinação de barreiras impermeáveis e biorreator (adaptada de Barker et al., 1995).

3.6 - Monitoramento

Durante a operação do sistema ativo, é importante o monitoramento constante para avaliar o desempenho do mesmo. As evidências da ocorrência de biodegradação incluem a perda de massa do contaminante, a resposta dos microorganismos (aumento da população, produção de enzimas etc.), a disponibilidade e utilização do aceptor de elétrons (Barker et al., 1995).

Os dados de caracterização de campo são analisados para quantificar a extensão da biodegradação natural. A partir destas informações, podem-se definir três indicadores da bioatenuação:

1 - Desaparecimento do composto: um dos argumentos mais convincentes da ocorrência de bioatenuação envolve a demonstração do desaparecimento de um composto orgânico dissolvido em presença de outro "conservativo", tomado como referência (traçador). Em alguns casos, isto é suficiente para demonstrar que a extensão da migração do composto em questão é menor que a do traçador e, portanto, o seu transporte está sendo limitado pela degradação natural. Nos casos em que o desaparecimento do composto não pode ser observado com a utilização de traçadores, é possível demonstrar a perda de massa do mesmo

em função do tempo, a partir da análise das concentrações de pico do composto em diferentes poços de monitoramento a jusante da fonte. Esta análise deve demonstrar uma diminuição destas concentrações em função do tempo e da distância.

2 - Perda de aceptores de elétrons: medidas das concentrações de oxigênio dissolvido e de outros aceptores de elétrons podem ser um bom indicativo da degradação natural. A redução destas concentrações na região da pluma é considerada uma forte evidência da bioatenuação.

3 - Produtos de degradação: a acumulação de ferro dissolvido e a produção de dióxido de carbono, sulfeto de hidrogênio e metano são indicadores adicionais da atenuação biológica (Rifai et al., 1995).

É necessário também verificar se os produtos intermediários e finais da degradação não são prejudiciais ou persistentes (Barker et al., 1995).

3.7 - Quando parar o sistema de tratamento ativo

Cada aquífero tem um limite de tratabilidade – além de determinado ponto, as condições de campo limitam o acesso aos contaminantes remanescentes e, portanto, a eficiência do tratamento.

No caso de hidrocarbonetos, que são naturalmente biodegradáveis, a partir de determinado ponto na remediação, a biodegradação natural é suficiente para completar adequadamente o processo de remediação. Este ponto é alcançado quando o fator limitante da degradação é a taxa de liberação do carbono dos contaminantes, e não a taxa de fornecimento de aceptores de elétrons. A partir daí, a degradação não pode mais ser acelerada com a introdução de aceptores de elétrons e, portanto, a taxa e o grau de degradação é o mesmo, com ou sem a operação do sistema.

Para contaminantes que são prontamente biodegradáveis, a biorremediação intrínseca pode ser adotada como estágio final de remediação, como um meio de limitar o tempo de remediação ativa e ainda atingir os níveis de descontaminação. Para tanto, faz-se necessária a determinação do ponto no qual o nível de descontaminação atingido é suficiente para que a biorremediação intrínseca seja satisfatória.

Geralmente, este ponto é alcançado quando a concentração doceptor de elétrons utilizado se estabiliza em determinado nível, indicando que a biodegradação passou a ser

limitada pela disponibilidade do contaminante como fonte de carbono. Nos casos de biodegradação aeróbia, em que o aceptor de elétrons é o oxigênio, admite-se que este não é mais o fator limitante da degradação quando os níveis de oxigênio dissolvido na água se estabiliza acima de 2 mg/l e/ou o nível de oxigênio gasoso na zona vadosa se mantém acima de 5% em condições ambientais. Antes de se fazer uma medida de nível estático do oxigênio, todo o sistema de remediação é desligado e o campo fica livre de qualquer intervenção por um período de 7 a 10 dias.

Depois que a biorremediação intrínseca é aplicada, o seu desempenho deve ser avaliado a partir do monitoramento. A queda dos níveis de aceptores de elétrons, anteriormente estabilizados, pode indicar um influxo de contaminantes, o que pode requerer novamente a aplicação do sistema ativo (Brown et al., 1995).

O controle do regime hidráulico é a maior dificuldade na implantação de um sistema de biorremediação *in situ*. Sem o conhecimento do regime de fluxo e das propriedades do aquífero, é impossível a elaboração de um projeto apropriado de um sistema de remediação e o monitoramento adequado para avaliar a resposta do sistema (LaGrega et al., 1994; Chapelle, 1993).

Para prever o comportamento do aquífero em resposta ao sistema de bombeamento e injeção, são necessárias informações sobre o sistema hidrológico, incluindo a posição do nível d'água, as propriedades do aquífero, a presença de eventuais camadas confinantes e as condições de contorno. A utilização destas informações para elaborar um modelo de fluxo possibilita a definição da localização dos poços de bombeamento e injeção de maneira a garantir o suprimento de nutrientes para toda a região contaminada.

Após o projeto e construção, o sistema deve começar a operar sem a adição de aceptores de elétrons ou nutrientes, para a avaliação do comportamento hidráulico do meio. Como os resultados de modelos hidrológicos são aproximados, este estágio permite um refinamento do padrão de fluxo da água de circulação (Chapelle, 1993).

4 - Considerações finais

Como foi visto, a aplicação da geofísica em problemas ambientais, embora não seja nova, tem ainda muito a evoluir.

Deve-se ter em mente que a prospecção geofísica não é uma ferramenta completa, que permita o conhecimento completo da subsuperfície, definição da geologia e mapeamento/monitoramento do contaminante. Isto se deve ao fato de um número reduzido de parâmetros físicos serem investigados em cada método. Dessa forma, o conhecimento geológico prévio da região a ser investigada, ou mesmo do contaminante alvo, são de fundamental importância.

As técnicas tradicionais já vêm sendo aplicadas em estudos de contaminação de solos e água subterrânea, mas com sucesso restrito a contaminantes inorgânicos, resíduos metálicos e rejeitos de mineração. O maior desafio, sem qualquer dúvida, fica por conta dos contaminantes orgânicos, alvos de difícil detecção através das técnicas convencionais. O radar de penetração no solo, ferramenta ainda nova no Brasil, apresenta elevado potencial de desenvolvimento e de aplicabilidade. Alguns registros de aplicação do GPR em estudos experimentais controlados de contaminação já podem ser encontrados na literatura. No entanto, vale ressaltar que, associado ao GPR, foram aplicadas outras técnicas, algumas delas também relativamente recentes e sofisticadas, que não foram comentados neste artigo (TDR, Sonda de Nêutrons, perfilagem elétrica de poços, etc.).

Com relação à biorremediação *in situ*, as técnicas têm grande aplicabilidade para o tratamento de regiões contaminadas com compostos orgânicos, particularmente hidrocarbonetos, dissolvidos e/ou como contaminação residual. Os casos de contaminação por hidrocarbonetos do petróleo são aqueles em que estas técnicas têm sido mais frequentemente adotadas com sucesso. Nos casos de compostos orgânicos clorados, que são degradados preferencialmente em condições anaeróbias e, portanto, eliminados mais lentamente, os resultados obtidos nem sempre são satisfatórios, como reportado por Feidieker et al.(1995) e Urlings et al.(1995).

Agradecimento

Ao Prof. Tácio Mauro Pereira de Campos, do Departamento de Engenharia Civil da PUC-Rio, pelo incentivo e relevantes críticas e discussões.

Referências bibliográficas

- BARKER, J., CHATZIS, I. & OLIVEIRA, E. 1995 - Petrochemical Contamination in the Subsurface: Processes, Site Assessment, Remediation. Curso apresentado no CENPES, PETROBRÁS - 21 a 24 de agosto de 1995.
- BERES, H. & HAENI, F.P. 1991. Application of ground penetrating radar methods in hydrogeologic studies. *Ground Water*. v. 29, n. 3, pp: 375-385.
- BREWSTER, M. L. & ANNAN, A. P. 1994 - GPR monitoring of controlled DNAPL released 200 Mhz radar. *Geophysics*. v. 59, n. 8, pp: 1212-1221.
- BREWSTER, M. L., ANNAN, A. P., GREENHOUSE, J., KUEPER, B. H., OLHOEFT, G. R., REDMAN, J. D. & SANDER, K. A. 1995 - Observed migration of controlled DNAPL released by geophysical methods. *Groundwater*. v. 33, n. 6, pp: 977-987.
- BROWN, R. A., HICKS, P. M., HICKS, R. J. & LEAHY, M. C. 1995 - Postremediation Bioremediation. In: *Intrinsic Bioremediation. Bioremediation Series 3(1)*. ed. R. E. Hinchee, J. T. Wilson & D. C. Downey. Battelle Press, USA. pp. 77-84.
- BUTLER, W. A. & BARTLETT, C. L. 1995 - Taking Advantage of Natural Biodegradation. In: *Intrinsic Bioremediation. Bioremediation Series 3(1)*. ed. R. E. Hinchee, J. T. Wilson & D. C. Downey. Battelle Press, USA. pp.59-65.
- CHAPELLE, F. H. 1993 - *Ground-Water Microbiology and Geochemistry*. John Wiley & Sons, Inc. USA. 424p.
- DE CAMPOS, J.C.V. 1996. Estudo hidrogeológico da Bacia do Ro Cabuçu - Zona Oeste do Rio de Janeiro, RJ. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências, Depto de Geologia. 100 p.
- ELLERT, N.; GREENHOUSE, J.; MONIER-WILLIAMS, M. 1988. A geofísica no estudo da poluição de água subterrânea. *Revista Ambiente*. Vol. 2. Nº 2, pp: 94-100.
- FEIDIEKER, D., KÄMPFER, P. & DOTT, W. 1995 - Field-Scale Investigations on the Biodegradation of Chlorinated Aromatic Compounds and HCH in the Subsurface Environment. *J. Contaminant Hydrology*, 19:145-169.
- FETTER, C. W. 1993 - *Contaminant Hydrogeology*. Macmillan Publishing Company, U.S. 458 p.
- FETTER, C.W. 1993. *Applied hydrogeology*. MacMillan Publishing Company, New York. 2nd edition, 592p.
- GREENHOUSE, J. & SLAINE, D.D. 1986. Geophysical modelling and mapping of contaminated ground water around three waste disposal sites in Southern Ontario. *Canadian Geotechnical Journal* N. 3, pp: 372-384.

- GREENHOUSE, J.; GUDJURGIS, P.; SLAINE, D. 1995. Applications of surface geophysics to environmental investigations. Apostila do curso "Aplicações de metodologias geofísicas em estdos ambientais e geotécnicos". Tradução e adaptação do Prof. Dr. Clóvis José (UNESP/SP).
- LAGEMAN, R., POOL, W., VAN VULPEN, M. & NORRIS, R. D. 1995 - In Situ Electrobioreclamation in Low-Permeability Soils. In: Applied Bioremediation of Petroleum Hydrocarbons. Bioremediation Series 3(6). ed. R. E. Hinchee, J. A. Kittel & H. J. Reisinger. Battelle Press, USA. pp. 287-292.
- LaGREGA, M. D., BUCKINGHAM, P. L. & EVANS, J. C. 1994 - Hazardous Waste Management. McGraw-Hill, Inc., Singapore. 1146 p.
- LINDGREN, E. R. & BRADY, P. V. 1995 - Electrokinetic Control of Moisture and Nutrients in Unsaturated Soils. In: Applied Bioremediation of Petroleum Hydrocarbons. Bioremediation Series 3(6). ed. R. E. Hinchee, J. A. Kittel & H. J. Reisinger. Battelle Press, USA. pp.475-481.
- PESSOA, D. 1996 - Comunicação pessoal.
- REISINGER, H. J. 1995 - Hydrocarbon Bioremediation - An overview. In: Applied Bioremediation of Petroleum Hydrocarbons. Bioremediation Series 3(6). ed. R. E. Hinchee, J. A. Kittel & H. J. Reisinger. Battelle Press, USA. pp.1-9.
- RIFAI, H. S., BORDEN, R. C., WILSON, J. T. & WARD, C. H. 1995 - Intrinsic Bioattenuation for Subsurface Restoration. In: Intrinsic Bioremediation. Bioremediation Series 3(1). ed. R. E. Hinchee, J. T. Wilson & D. C. Downey. Battelle Press, USA. pp. 1-29.
- ROBINSON, E.S. & ÇORUH, C. 1988. Basic exploration geophysics. Wiley, 1st edition. 562 p.
- RODRIGUES, A. R. & PORSANI, J. L. 1995 - Aplicações do método GPR na geofísica ambiental: localização de área com tanque desenterrado e dutos. 2^o Cong. Int. Soc. Bras. Geofísica. SBGf... Rio de Janeiro. v. 2, pp: 942-943.
- RULKENS, W. 1995 - Alternatives and Perspectives of Technical Solutions. In: International HCH and Halogenated Pesticides Forum (Compilation of 1st and 2nd HCH-Forum). Germany.
- SENTI, R.J. 1988. Geophysical activity in 1987. Geophysics, The Leading Edge of exploration 7, N. 8, pp: 33-56.
- TELFORD, W.M.; GELDARDT, L.P.; SHERIFF, R.E. 1990. Applied geophysics. Cambridge University Press, 2nd edition. 770 p.

- URLINGS, L., CUPERUS, G. & LEIJENDECKERS, M. 1995 - Remediation Techniques for HCH State of the Art, Developments, Perspectives Related to the Dutch Situation. In: International HCH and Halogenated Pesticides Forum (Compilation of 1st and 2nd HCH-Forum). Germany.
- WIEDEMEIER, T. H., SWANSON, M. A., WILSON, J. T., KAMPBELL, D. H., MILLER, R. N. & HANSEN, J. E. 1995 - Patterns of Intrinsic Bioremediation at Two U.S. Air Force Bases. In: Intrinsic Bioremediation. Bioremediation Series 3(1). ed. R. E. Hinchee, J. T. Wilson & D. C. Downey. Battelle Press, USA.