

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA POLITÉCNICA

MARÍA DEL CARMEN ALVEZ

Comparação de modelos matemáticos utilizados para a determinação da intrusão de vapores na avaliação de risco à saúde humana.

São Paulo

2022

Comparação de modelos matemáticos utilizados para a determinação da intrusão de vapores na avaliação de risco à saúde humana.

Versão Corrigida

Monografia apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo como parte dos requisitos para a obtenção do título de Especialista em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields.

Orientador: Prof. Dr. Fabio Netto Moreno

São Paulo

2022

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Catálogo-na-publicação

Alvez Viera, María del Carmen

Comparação de modelos matemáticos utilizados para a determinação da intrusão de vapores na avaliação de risco à saúde humana. / M. D. C. Alvez Viera -- São Paulo, 2022.

54 p.

Monografia (MBA em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields.) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Química.

1. Modelos matemáticos 2. Avaliação de risco 3. Contaminação do solo 4. Compostos orgânicos voláteis I. Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Química II. t.

RESUMO

Alvez Viera, María del Carmen. Comparação de modelos matemáticos utilizados para a determinação da intrusão de vapor na avaliação de risco à saúde humana. 2022. 54 f. Monografia (MBA em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2022.

Com base na pesquisa bibliográfica de artigos científicos, guias e documentos normativos de órgãos governamentais, foi feita uma comparação entre os modelos matemáticos mais utilizados em avaliações de risco à saúde humana para estimar a intrusão de vapores a partir da contaminação de solos e águas subterrâneas. Os modelos selecionados foram Johnson & Ettinger (1991), BIOVAPOR (API, 2009), VOLASOIL (Waitz et al. 1996), CSOIL (RIVM), BPRISC (Spence Environmental Engineering for British Petroleum), GSI (Groundwater Services Inc., 1995). Estes modelos têm em comum a consideração da partição de equilíbrio entre as diferentes fases da fonte de contaminação e a modelagem a partir do fluxo difusivo; J&E, BPRISC e VOLASOIL também consideram a presença de um fluxo advectivo. Todos os modelos analisados preveem a intrusão de vapores do solo até a fundação do edifício, sendo que os modelos GSI, J&E, BPRISC preveem o escoamento por fissuras no perímetro ao passo que o modelo VOLASOIL prevê o fluxo pela fundação. Em geral, todos os modelos são desenvolvidos para fundações de lajes de concreto ao passo que o modelo VOLASOIL incorpora espaços vazios abaixo do piso (crawl space). As principais diferenças incluem a possibilidade de calcular a partição a partir da presença de NAPL (J&E, BPRISC, VOLASOIL) e modelagem com esgotamento da fonte para o caso de J&E e GSI. Apenas o modelo BPRISC (através da incorporação do módulo de Johnson Modified) adiciona biotransformação no cálculo e BIOVAPOR (DeVaull, 2007; API 2010) inclui biodegradação aeróbica em função da supressão de O₂. Em geral, os resultados das análises de sensibilidade mostram que os parâmetros de entrada mais sensíveis variam de acordo com as características de cada modelo, estando relacionados na maioria dos casos à concentração de SQI na fonte e sua profundidade em subsuperfície. Atualmente no Uruguai, não existe um protocolo de ação para determinar a intrusão de vapores no caso de confirmação de contaminação do solo e lençóis freáticos, nem o controle ou monitoramento de edificações vizinhas. Nesse sentido, os modelos matemáticos consistem numa ferramenta muito importante para se avaliar o risco à saúde humana a partir da intrusão de vapores, principalmente nos casos relacionados à contaminação de aquíferos por VOCs (BTEX), oriundos do vazamento de combustíveis em áreas urbanas.

Palavras-chave: Modelos matemáticos. Avaliação de risco. Contaminação do solo. Compostos orgânicos voláteis. Intrusão de vapor.

ABSTRACT

Alvez Viera, María del Carmen. Comparison of mathematical models used to determine vapor intrusion in human health risk assessment. 2022. 54 f. Monografia (MBA em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2022.

Based on bibliographic research of scientific articles, guides and normative documents of government agencies, a comparison was made between the mathematical models most used in risk assessments for human health to estimate vapor intrusion due to contamination of soil and groundwater. The selected models were Johnson & Ettinger (1991), BIOVAPOR (API, 2009), VOLASOIL (Waitz et al. 1996), CSOIL (RIVM), BPRISC (Spence Environmental Engineering for British Petroleum), GSI (Groundwater Services Inc., 1995). These models have in common the consideration of the equilibrium partitioning between the different phases of the contamination source and the modeling of the diffusive flow; J&E, BPRISC and VOLASOIL also consider the presence of an advective flow. All the analyzed models predict vapor intrusion from the ground to the building foundation, with the GSI, J&E and BPRISC models predicting the flow through perimeter cracks, while the VOLASOIL model predicts the flow through the foundation. In general, all models are developed for concrete slab foundations while the VOLASOIL model incorporates voids below the floor (crawl space). The main differences include the possibility to calculate the partition from the presence of NAPL (J&E, BPRISC, and VOLASOIL) and modeling with source exhaustion for the case of J&E and GSI. Only the BPRISC model (by incorporating the Johnson Modified module) adds biotransformation to the calculation and BIOVAPOR (DeVaul, 2007; API 2010) includes aerobic biodegradation as a function of O₂ depletion. Sensitivity analysis results show that the most sensitive input parameters vary according to the characteristics of each model, being related in most cases to the SQI concentration at the source and its subsurface depth. Currently, in Uruguay, there is no action protocol to determine vapor intrusion in the event of confirmation of soil and groundwater contamination, nor the control or monitoring of neighboring buildings. In this sense, mathematical models are a very important tool to assess the risk to human health from vapor intrusion, especially in cases related to the contamination of aquifers by VOCs (BTEX), arising from fuel leakage in urban areas.

Keywords: Mathematical models. Risk assessment. Soil contamination. Volatile organics compounds. Vapor intrusion

LISTA DE ACRÔNIMOS

API	American Petroleum Institute
ARSH	Avaliação de Risco à Saúde Humana
ASTM	American Society for Testing and Materials
CETESB	Companhia Ambiental do Estado do São Paulo
CMA	Concentração Máxima Aceitável
EPA	Environmental Protection Agency
GAC	Gestão de Áreas Contaminadas
MCE	Modelo conceitual de exposição
NAPL	Non aqueous phase liquid
PDE	Ponto de exposição
RBCA	Risk Based Corrective Action (Ações corretivas baseadas em risco)
RBSL	Risk based screening levels
RfD	Dose de referência
SF	Slope Factor
SQI	Substância Química de Interesse
SSTL	Site specific target level
VI	Intrusão de vapor
VOC	Compostos orgânicos voláteis

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	9
2. OBJETIVO	11
2.1. Objetivos específicos	11
3. JUSTIFICATIVA	11
4. METODOLOGIA	12
5. REVISÃO DE LITERATURA	12
5.1. Avaliação de Risco à Saúde Humana	12
<i>5.1.1. Metodologia de Avaliação de Riscos à Saúde Humana</i>	13
5.1.1.1. Coleta de dados, avaliação e validação	15
5.1.1.2. Avaliação de exposição	16
5.1.1.3. Avaliação da toxicidade	17
5.1.1.4. Caracterização do risco	19
5.2. Intrusão de vapores	21
<i>5.2.1. Mecanismos de transporte e de transformação</i>	22
5.2.1.1. Difusão	22
5.2.1.2. Advecção	23
5.2.1.3. Biodegradação	24
5.2.1.4. Transferência entre meios	25
<i>5.2.2. Modelo conceitual para a intrusão de vapores</i>	26
5.3. Modelos matemáticos	28
<i>5.3.1. Modelos matemáticos e avaliação de riscos à saúde humana</i>	28
5.3.1.1. Fatores de atenuação genéricos para intrusão de vapor	30
<i>5.3.2. Seleção dos modelos matemáticos</i>	32
5.3.2.1. Modelo de Johnson & Ettinger (J&E)	32
5.3.2.2. BIOVAPOR	33
5.3.2.3. GSI Model	34
5.3.2.4. CSOIL	35
5.3.2.5. VOLASOIL	37
5.3.2.6. BPRISC	38
5.4 Comparação entre os modelos matemáticos	40
<i>5.4.1 Análise de sensibilidade</i>	40

5.4.1.1. Modelos VOLASOIL/CSOIL	40
5.4.1.2. Modelo de Johnson & Ettinger	42
5.4.1.3. BIOVAPOR	43
5.4.2 Estudo de Evans (et al., 2002).....	44
5.5 Aplicação de modelos matemáticos vs. medições in situ.	47
5.6. Intrusão de Vapores no contexto da Gestão de Áreas Contaminadas no Uruguai	48
6. CONCLUSÕES	50
7. BIBLIOGRAFIA.....	52

1. INTRODUÇÃO

A Avaliação de Riscos à Saúde Humana (ARSH) é uma metodologia utilizada no gerenciamento de áreas contaminadas e que tem sido cada vez mais adotada por agências ambientais em vários países do mundo.

A metodologia de análise de risco RBCA (Ação corretiva baseada em risco) foi desenvolvida pela ASTM (American Society for Testing and Materials) para a avaliação de riscos à saúde humana e ao meio ambiente em locais contaminados por derramamentos de substâncias químicas e visa auxiliar no gerenciamento de áreas contaminadas (Junta de Andalucía, 2017).

O risco é definido como a probabilidade de um efeito adverso provocado por um contaminante químico, presente no solo ou lençol freático, em um receptor, necessitando de uma fonte de contaminação, uma via de exposição (contato, inalação, ingestão), e um receptor (Junta de Andalucía, 2017).

A ARSH pela metodologia RBCA baseia-se em uma abordagem em fases de trabalho cada uma de maior complexidade e que tem em comum o uso de modelos matemáticos para estimar a exposição aos poluentes ao quais os receptores humanos de um local estarão expostos e os seus possíveis efeitos para a saúde.

O processo de avaliação de risco consiste em quatro etapas:

- Coleta e avaliação de dados
- Avaliação toxicológica
- Avaliação da exposição
- Caracterização do risco

Uma das vias de exposição a serem avaliadas no ARSH corresponde à inalação de ar em ambientes fechados causada pela intrusão de vapores.

A intrusão de vapores refere-se à migração de vapores perigosos a partir de solos ou das águas subterrâneas contaminadas para ambientes confinados, a exemplos de edifícios, porões e garagens. As concentrações de vapores podem se acumular dependendo das circunstâncias específicas do local e da construção, a um ponto em que a saúde de seus ocupantes pode estar ameaçada. Além das ameaças de toxicidade, o metano e outros produtos químicos formadores de vapores podem originar riscos de explosão e representar um perigo iminente para a saúde humana e o bem-estar público (OSWER, 2015).

Um dos problemas mais frequentes associados à poluição por derivados de hidrocarbonetos (postos de serviço, indústrias, tanques de combustível, etc.) é a volatilização desses compostos da matriz afetada (solo ou águas subterrâneas) para a superfície, tanto em ambientes abertos quanto fechados. Em áreas urbanas, esses estabelecimentos geralmente convivem com outros usos da terra, como residenciais, e muitas vezes próximos a estabelecimentos de ensino ou parques públicos. Alguns desses compostos voláteis são classificados como cancerígenos ou tóxicos em humanos e muitos deles com altas taxas de explosividade, por isso sua determinação quando se trata de avaliar sua intrusão em ambientes fechados e abertos é fundamental.

De acordo com GOUVEA et al (2018), existem três abordagens para avaliar o risco potencial relacionado ao processo de intrusão de vapores:

- 1- Coleta, análise e comparação das concentrações das substâncias químicas de interesse obtidas em amostras de ar ambiente com os valores de referência;
- 2- Compilação e análise de dados (amostragem de vapores no subsolo) e verificação entre condições reais e esperadas para a área;
- 3- Utilização de modelos matemáticos de intrusão de vapores para estimativa das concentrações em ambientes confinados;

Atualmente, a abordagem usual para avaliar a via de intrusão de vapores é baseada em modelos matemáticos de avaliação de risco. Apenas alguns países aplicam investigações de campo para avaliar a intrusão de vapores, a saber: Austrália, Canadá, Dinamarca, Reino Unido e Estados Unidos, os quais publicaram documentos de orientação na última década (HEALTH CANADA, 2010, CRCCARE, 2013, IP 2002, ITRC, 2007, ITRC 2014, USEPA 2002, USEPA, 2014) para levar em consideração desenvolvimentos recentes nos métodos de caracterização do local, técnicas de avaliação de dados e tomada de decisão do local (McHugh, T, Loll, P., Eklund, B, 2017).

No Brasil, no estado de São Paulo, a CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), a agência do Governo do Estado responsável pelo controle, fiscalização, monitoramento e licenciamento de atividades geradoras de poluição, desenvolveu um modelo matemático que inclui a avaliação de risco pela via de intrusão de vapores a partir de estimativas das concentrações de substâncias químicas no ar interno. Em sua última atualização (outubro de 2021), a CETESB aprimorou o cálculo do risco por essa via no sentido de permitir a inclusão de dados de concentrações medidas *in situ* no ar ambiente e no vapor do solo.

No Uruguai, o Gerenciamento de Áreas Contaminadas tem como foco o solo e a água subterrânea. Os valores de referência adotados nesse país são aqueles definidos nos regulamentos holandeses ou canadenses para solo e água subterrânea contaminada. Porém, o risco à saúde humana não é avaliado para a via de intrusão de vapores não sendo adotados valores de referência ou exigida a investigação de vapores no solo ou no ar interno.

2. OBJETIVO

O objetivo deste trabalho consiste em realizar uma revisão de literatura dos modelos matemáticos mais utilizados nas avaliações de risco à saúde humana para a estimativa da intrusão de vapores a partir da contaminação dos solos e das águas subterrâneas.

Os modelos selecionados para este trabalho foram: Johnson & Ettinger (1991), BIOVAPOR (API, 2009), VOLASOIL (Waitz et al. 1996), CSOIL (RIVM), BPRISC (Spence Environmental Engineering para a British Petroleum), GSI (Groundwater Services Inc., 1995).

2.1. Objetivos específicos

Os objetivos específicos deste trabalho são:

- Revisão da metodologia de avaliação de riscos à saúde humana;
- Descrição do problema da intrusão de vapores em ambientes fechados;
- Revisão das características individuais, da análise de sensibilidade e validação dos modelos de intrusão dos vapores;
- Comparação entre os modelos selecionados para estimativa da intrusão de vapores; e
- Avaliação da aplicabilidade dos modelos de intrusão de vapores à situação do Uruguai.

3. JUSTIFICATIVA

Geralmente, um modelo matemático de intrusão de vapores prevê as concentrações no ar interno de um edifício a partir do transporte de vapores no solo oriundos de uma fonte poluente em subsuperfície, a qual pode estar localizada no solo ou na água subterrânea. Os modelos de triagem para um determinado conjunto de condições locais podem ser executados rapidamente, de modo que as simulações geralmente são realizadas para determinar o pior e o melhor cenário. Se os dados de entrada apropriados estiverem disponíveis, os níveis de triagem podem produzir estimativas razoavelmente representativas das condições medidas no local. No entanto, essas estimativas podem apresentar discrepâncias de, aproximadamente, uma ordem de magnitude em função de variações espaciais, temporais, de amostragem e analíticas, assim como devido

às incertezas nos parâmetros de entrada e a limitações nas formulações do modelo (McAlary et al., 2011).

Dessa forma, uma melhor compreensão da sensibilidade do modelo ajudaria a reduzir as incertezas de forma a contribuir positivamente na tomada de decisão a partir dos resultados obtidos. Uma abordagem para reduzir a incerteza do modelo é melhorar a qualidade dos seus dados de entrada. No entanto, devido à alta complexidade das vias de intrusão a vapor e alta heterogeneidade em ambientes subterrâneos, uma caracterização completa do local requer uma densidade de dados extremamente alta, o que demandaria custos mais elevados e um maior tempo de investigação. Portanto, antes de se realizar um grande esforço para coletar dados de alta densidade, é mais prudente realizar uma análise de sensibilidade no modelo matemático a ser utilizado para identificar os principais parâmetros de entrada que seriam responsáveis por gerar as maiores amplitudes de variação nas saídas dos modelos, o que contribuiria para uma melhor alocação de recursos e para reduzir a incerteza geral do modelo (JIE MA, et al, 2015).

4. METODOLOGIA

A metodologia aplicada para a realização deste trabalho incluiu a pesquisa bibliográfica de artigos científicos, guias e documentos normativos de organizações governamentais sobre cada um dos modelos matemáticos que se pretende comparar e suas aplicações. Foram utilizadas as diretrizes disponíveis em sites governamentais como United States Environmental Protection Agency, USEPA (EUA), Interstate Technology and Regulatory Council, ITRC (EUA), Office of Solid Waste and Emergency Response, OSWER (EUA), National Institute for Public Health and the Environment, RIVM (Holanda), Contaminated Land: Applications in Real Environments, CL: AIRE (Reino Unido). Através do acesso habilitado pela USP, as informações foram coletadas de portais como SCIENCE DIRECT, ELSEVIER, entre outros.

Com as informações obtidas, foi realizada uma análise para atender aos objetivos estabelecidos.

5. REVISÃO DE LITERATURA

5.1. Avaliação de Risco à Saúde Humana

A avaliação de riscos à saúde humana é uma ferramenta utilizada no gerenciamento de áreas contaminadas que vem sendo cada vez mais adotada por órgãos ambientais em diversos países ao redor do mundo. A avaliação de risco é uma etapa do processo de gestão de áreas contaminadas utilizada para estimar o risco à saúde humana causado pela exposição humana a

uma determinada substância ou grupo de substâncias presentes no ambiente físico (solo, sedimentos, lençóis freáticos, águas superficiais e ar) e estabelecer metas para orientar as medidas de intervenção (ABNT NBR 16209: 2013).

De acordo com a resolução CONAMA nº 420/2009, avaliação de risco na gestão de áreas contaminadas refere-se ao "processo pelo qual são identificados, avaliados e quantificados os riscos à saúde humana ou a um bem de relevante interesse ambiental a ser protegido" (Brasil, 2009).

Na gestão de uma área contaminada, os resultados da análise de risco apoiam a tomada de decisões e permitem encontrar soluções mais eficazes na gestão dos recursos necessários.

5.1.1. Metodologia de Avaliação de Riscos à Saúde Humana

A metodologia de avaliação de risco (RBCA: Ação corretiva baseada em risco) foi desenvolvida pela ASTM (Sociedade Americana de Ensaio e Materiais) para a avaliação de riscos em locais contaminados por derramamentos de substâncias químicas e visa auxiliar no gerenciamento de áreas contaminadas (Junta de Andalucía, 2017).

Os seguintes aspectos são definidos como objetivos principais em uma avaliação de risco (Prof. Dr. Fabio Netto Moreno, Curso GAC-USP, 2021):

- Indicação da necessidade de qualquer ação com base na existência de um potencial efeito adverso à saúde humana ou ao meio ambiente.
- Derivação de valores orientadores para a proteção da qualidade do solo, das águas subterrâneas e da saúde humana.
- Estabelecimento de metas de remediação e de concentrações máximas aceitáveis.
- Determinação da necessidade e intensidade da remediação.
- Determinação da relação custo / benefício associada ao processo de remediação.
- Priorização de áreas contaminadas e alocação de recursos para fins de manejo.

A metodologia RBCA é implementada gradativamente em várias fases ou níveis, obtendo em cada uma um nível de informação mais detalhado do que na anterior, para que as ações corretivas possam ser ajustadas de acordo com as condições específicas do local e seus riscos.

O processo é dividido em três níveis de investigação. No primeiro nível, Tier 1 as concentrações dos poluentes são comparadas com os níveis de referência genéricos (RBSL: Risk Based

Screening Levels) válidos para todos os tipos de locais e desenvolvidos a partir de parâmetros físicos, toxicológicos e de exposição padrão, com hipóteses altamente conservadoras. Se os valores genéricos forem ultrapassados, deve ser realizada uma investigação de nível dois (Tier 2), com análise quantitativa de risco, usando dados específicos do local. Em alguns casos, é necessário avançar para o nível 3 (Tier 3) com uma investigação detalhada do site (Junta de Andalucía, 2017).

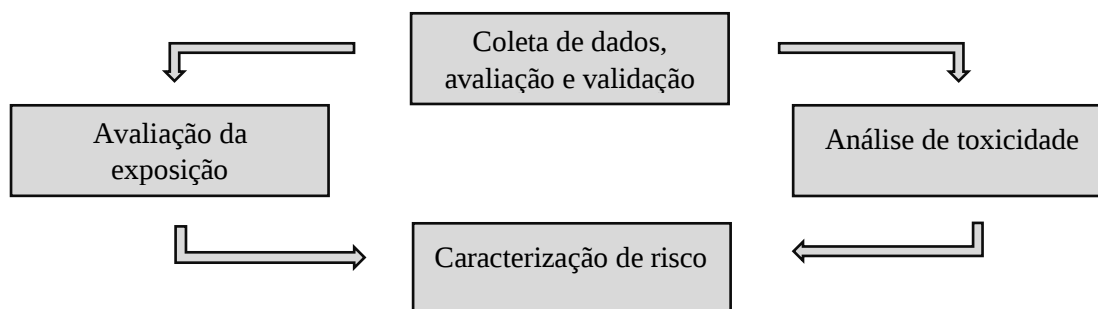
O processo de avaliação de risco (no nível 2 ou 3) consiste em 4 etapas:

- a) Coleta e avaliação de dados: envolve a compilação e validação de todas as informações relevantes para o desenvolvimento do modelo conceitual de exposição (MCE) da área de interesse, bem como dos dados para quantificação das doses de ingresso.
- b) Avaliação da toxicidade: consiste na seleção de dados toxicológicos relativa aos contaminantes, de modo a possibilitar a interpretação dos possíveis efeitos adversos à saúde humana associados a um evento de exposição.
- c) Avaliação da exposição: consiste na caracterização do ambiente físico e dos receptores, atuais ou potenciais, a identificação das rotas de exposição, e visa determinar o tipo, a magnitude e a frequência da exposição humana aos poluentes presentes no ambiente físico, associada a um evento atual ou futuro.
- d) Caracterização do risco: envolve a quantificação do risco à saúde humana, que deve ser feita individualmente para cada contaminante, considerando seu efeito carcinogênico e não carcinogênico, para cada caminho de exposição identificado no MCE da área de interesse.

A avaliação de risco é finalizada com uma análise de incerteza que identifica os parâmetros que geraram o maior grau de erro na avaliação e seu impacto na validade dos resultados finais.

A Figura 1 apresenta um fluxograma das interações entre as diferentes etapas da avaliação de risco em estudos de investigação de nível 2 e 3 (ABNT NBR 16209: 2013).

Figura 1. Fluxograma das etapas da avaliação de risco à saúde humana.

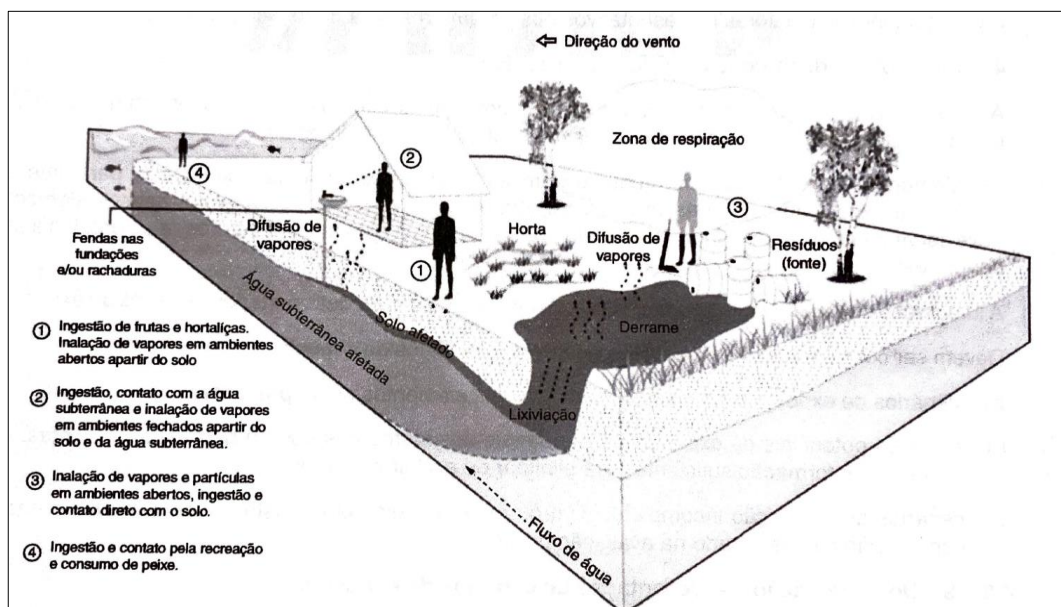


Fonte: ABNT NBR 16209: 2013

5.1.1.1. Coleta de dados, avaliação e validação

A coleta e a avaliação dos dados são realizadas em todas as etapas do manejo das áreas contaminadas, começando pela avaliação preliminar, investigação confirmatória e investigação detalhada (USEPA, 1989). A partir da identificação dos poluentes presentes, sua distribuição espacial, concentrações e dinâmica no ambiente físico, dá-se início à elaboração do modelo conceitual de exposição na área, que será fundamental no processo de avaliação de risco (CATHCART, D., 2014).

Figura 2. Modelo Conceitual de Exposição.



Fonte: ABNT NBR 16209: 2013

Esse Modelo Conceitual de Exposição (MCE) compreende um resumo das informações de uma área de estudo, onde se encontra a localização da contaminação, o transporte e distribuição das substâncias químicas de interesse (SQI), das fontes primárias ou secundárias aos Pontos de Exposição (PDE) e sua relação com os receptores existentes. Um MCE deve ser desenvolvido para cada site de interesse de acordo com suas características específicas.

5.1.1.2. Avaliação de exposição

A avaliação da exposição pode ser dividida em:

a) Caracterização dos cenários de exposição

Consiste em definir todos os caminhos pelos quais a poluição passa de uma fonte primária e atinge uma população potencialmente exposta. Cada cenário descreve um mecanismo único pelo qual o receptor pode ser exposto a um SQI, considerando um ponto de exposição e uma rota de entrada (ABNT NBR 16209: 2013).

Os cenários de exposição estão sempre relacionados aos seguintes elementos:

- Fonte primária de contaminação;
- Fonte secundária de contaminação;
- Caminho de exposição;
- Ponto de exposição;
- Via de ingresso; e
- Receptores.

b) Quantificação da exposição com base na estimativa das doses de ingresso

A magnitude, frequência e duração da exposição são quantificadas para cada via de exposição identificada. A quantificação pode ser dividida em duas etapas: estimativa das concentrações de exposição e cálculo da dose de ingresso.

- A estimativa das concentrações de exposição corresponde às concentrações dos compostos e SQI que podem estar em contato com o receptor durante o período de exposição, e pode ser obtida de duas formas (Prof. Dr. Fabio Netto Moreno, Curso GAC-USP, 2021):

- i- Através da amostragem das diferentes matrizes ambientais e análise laboratorial das amostras;

- ii- A partir de modelos matemáticos de transporte de poluentes, que permitem estimar as concentrações em pontos de exposição onde não há dados monitorados.
- Cálculo da dose de ingresso corresponde à quantificação das concentrações das SQI que potencialmente entram no organismo exposto por uma determinada via de ingresso.

O cálculo do ingresso de um composto químico para uma rota genérica de exposição é determinado pela seguinte equação:

$$I_n = C \times \frac{IR \times EF \times ED}{BW} \times \frac{1}{AT}$$

Onde:

I_n : Ingresso para uma determinada via de ingresso ($\text{mg.kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$);

C: Concentração da SQI no meio (mg.L^{-1} ou mg.kg^{-1});

IR: Taxa de ingresso (inalação, ingestão) (mg.dia^{-1} [solo], $\text{m}^3.\text{hora}^{-1}$ [ar] ou L.dia^{-1} [água]);

EF: Frequência de exposição do receptor (dias.ano^{-1});

ED: Duração da exposição ao receptor (ano);

BW: Peso corporal do receptor (kg); e

AT: Tempo médio para a ocorrência de efeitos adversos (dias).

5.1.1.3. Avaliação da toxicidade

A avaliação da toxicidade permite definir a toxicidade específica para cada SQI, considerando os efeitos adversos à saúde associados à exposição ao referido composto. Para isso, avalia-se a relação entre a magnitude da exposição, o tipo de efeito adverso e a possibilidade de a substância causar câncer no indivíduo ao longo do tempo de exposição (CATHCART, D., 2014).

Os dados são obtidos a partir de bancos de dados toxicológicos cientificamente validados. Esses bancos de dados fornecem informações sobre o perfil toxicológico de SQI:

- a) Tipos de efeitos adversos à saúde. Caracterização da natureza e intensidade do efeito;
- b) Fatores de carcinogenicidade (SF); e
- c) Doses de referência (RfD).

Na identificação dos efeitos adversos, a substância deve ser caracterizada quanto aos seus efeitos cancerígenos ou não cancerígenos (Prof. Dr. Fabio Netto Moreno, Curso GAC-USP, 2021).

- Efeitos carcinogênicos: causam câncer. Não existe nível de exposição sem risco de causar câncer. Nenhuma dose é risco zero.
- Efeitos não carcinogênicos: causam um efeito tóxico que aparece a partir de uma determinada concentração de exposição (Efeito Threshold).

Existem várias bases de dados toxicológicas reconhecidas internacionalmente, destacando-se entre elas as citadas na tabela 1

Tabela 1. Algumas fontes de valores para as constantes toxicológicas

Referência	Descrição
IRIS (USA)	Integrated Risk Information System Banco de dados da US EPA com dados verificados de RfD e SF, bem como informações toxicológicas atualizadas para vários compostos químicos. É a fonte prioritária da US EPA
PPRTV (USA)	Provisional Peer Reviewed Toxicity Values for Superfund. Valores que foram desenvolvidos especificamente para o programa de superfund da EPA, mas não passaram pela revisão e consenso necessários para inclusão no IRIS
HEAST (USA)	Health Effects Assessment Summary Tables. Coletam informações toxicológicas, incluindo o RfD e o SF de vários compostos químicos.
ATSDR	Agência de Controle de Produtos Químicos dos Estados Unidos. Apresenta valores toxicológicos para um grande número de substâncias
CLEA (UK)	Valores toxicológicos próprios derivados para alguns poluentes pelo Reino Unido.
RIVM (Holanda)	O Ministério do Meio Ambiente holandês derivou seus próprios valores toxicológicos, usados para estabelecer níveis de intervenção para solo e águas subterrâneas. Eles são chamados MPR (Maximun Permissible Risk Levels)

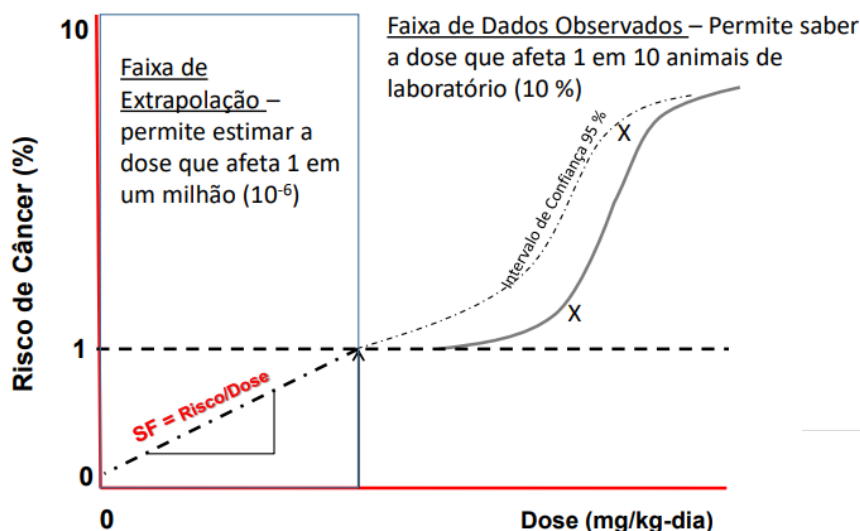
Fonte: Modificado da Junta de Andalucía, 2017.

Legenda: RfD – Dose de Referência Oral; SF- Fator de Carcinogenicidade

A análise toxicológica para efeitos carcinogênicos é realizada com base no fator de carcinogenicidade (SF - Slope Factor), que representa a inclinação da curva dada pela regressão linear dos dados obtidos a partir dos testes de dose e resposta para efeitos carcinogênicos.

O SF permite calcular a probabilidade de um indivíduo desenvolver câncer ao longo da vida, em decorrência da exposição a uma concentração de um SQI. O SF é expresso pelo inverso da relação entre a massa da SQI, massa corporal e o tempo de avaliação do efeito (mg/kg.dia)⁻¹ (ABNT NBR 16209: 2013).

Figura 3. Determinação do Slope Factor



Fonte: Prof. Dr. Fabio Netto Moreno, Curso GAC-USP, 202

Para efeitos não carcinogênicos, a análise toxicológica é realizada com a determinação da dose de referência (RfD), que depende da via de ingresso, dos efeitos adversos e do tempo de exposição.

Dependendo do tempo de exposição, os RfD podem ser classificados em agudos, crônicos ou subcrônicos, os quais se diferenciam pela manifestação de efeitos adversos em função do tempo de exposição.

A dose de referência e o fator de carcinogenicidade podem ser determinados para cada via de ingresso: inalação, contato dérmico ou ingestão. De acordo com a norma ABNT NBR 16206: 2013, tendo em vista que os dados toxicológicos nem sempre estão disponíveis para todas as rotas de exposição, dados de uma rota não específica podem ser aplicados desde que devidamente justificados, com base em bancos de dados ou literatura científica.

5.1.1.4. Caracterização do risco

Esta etapa combina e sintetiza as conclusões da análise da exposição e da análise toxicológica, estabelecendo uma quantificação do risco. A caracterização do risco é realizada individualmente para cada SQI e para cada via de exposição identificada no Modelo Conceitual de Exposição da área de interesse, considerando efeitos carcinogênicos e não carcinogênicos. Para substâncias definidas como carcinogênicas, a caracterização do risco representa a probabilidade adicional de desenvolvimento de câncer ao longo da vida a partir da exposição a uma SQI.

O risco carcinogênico para uma SQI, com base em uma rota de exposição, é definido como:

$$R_c = I_n \times SF$$

R_c : Risco carcinogênico (adimensional);

I_n : Ingresso diário para SQI (mg /kg.dia);

SF: Slope Factor (fator de carcinogenicidade da SQI - (mg / kg.dia)⁻¹).

De acordo com a Decisão de Diretoria nº 38/17/C da CETESB, de 07.02.2017 e a Resolução CONAMA 420/2009 de 28.12.2009 (Brasil, 2009), o Nível Tolerável de Risco à Saúde Humana, para Substâncias Carcinogênicas, é definido como a probabilidade de ocorrência de um caso adicional de câncer em uma população exposta de 100.000 indivíduos ($R_c = 1 \times 10^{-5}$).

A quantificação do risco carcinogênico a partir da soma dos riscos de todas as vias de exposição e para todas as SQI consideradas no cenário de estudo, é denominada Risco Carcinogênico Total e é dada pela seguinte expressão:

$$Risco\ total = \sum_{i=1}^p . \sum_{j=1}^q . Risco_{cenario\ i,\ SQI\ j}$$

Onde

p: Número de cenários possíveis

q: Número de possíveis SQIs

Risco_{Cenário i, SQI j}: Risco cancerígeno para o cenário i e para SQI j.

O potencial de efeitos não carcinogênicos, denominado Quociente de Risco, QR (HQ = Hazard Quotient) é avaliado por meio da dose de ingresso diária (I_n) e da dose de referência (RfD). Os valores de RfD são específicos para cada composto químico e determinados a partir de estudos toxicológicos de exposição de indivíduos a diferentes vias de exposição e em diferentes intervalos de tempo (USEPA, 1989). O QR pressupõe que haja uma dose de referência abaixo da qual provavelmente não ocorram efeitos nocivos à saúde de indivíduos ou populações quando expostos a uma concentração de uma substância química (CATHCART, D., 2014).

O Quociente de Risco é determinado pela equação:

$$QR_{in} = \frac{I_n}{RfD_n}$$

Onde:

QR_{in} : Quociente de risco para uma SQI_n para um cenário i

I_n : Ingresso diário para SQI (mg/kg.día)

RfD_n : Doses de referência da SQI_n (mg/kg.día)

De acordo a Decisão de Diretoria DD nº 38/17 e a Resolução CONAMA 420/2009, o Nível Tolerável de Risco à Saúde Humana, para Substâncias Não Carcinogênicas, é aquele associado ao ingresso diário de contaminantes que seja igual ou inferior ao ingresso diário tolerável a que uma pessoa possa estar exposta por toda a sua vida ($QR= 1$).

A quantificação do risco de efeitos não carcinogênicos é determinada a partir da soma dos riscos de todas as vias de exposição e para todas as SQIs consideradas no cenário de estudo e é chamada de Índice de Risco:

$$IR = \sum_{i=1}^p . \sum_{j=1}^q . QR_{cenario\ i, SQI\ j}$$

p : Número de cenários possíveis

q : Número de possíveis SQI

$QR_{cenario\ i, SQI\ j}$: Quociente de risco para o cenário i e para SQI j .

5.2. Intrusão de vapores

A intrusão de vapores refere-se à migração de vapores perigosos a partir de solos ou das águas subterrâneas contaminadas para ambientes confinados, a exemplo de edifícios. As concentrações de vapores podem se acumular em um ambiente confinado dependendo das condições específicas do local e das características construtivas do edifício, até um ponto onde pode existir um risco à saúde humana de seus ocupantes. Além das ameaças de toxicidade, o metano e outros produtos químicos formadores de vapores podem representar riscos de explosão e um perigo iminente para a saúde humana e o bem-estar público. Todos os edifícios, independentemente do tipo de fundação (porão, laje, pilares), possuem aberturas que os tornam vulneráveis à intrusão de vapores (OSWER, 2015).

Cabe destacar que o transporte de vapores no solo tem maior probabilidade de ocorrer para as substâncias pertencentes ao grupo dos Compostos Orgânicos Voláteis (VOCs), que apresentam maior tendência de partição para a fase de vapor (volatilização). De acordo com a definição da

US EPA (2004), os VOCs compreendem um grupo de substâncias com pressão de vapor $> 0,5$ mm Hg (67 Pa), constante da lei de Henry $> 1,01325 \text{ Pa} \cdot \text{m}^3 / \text{mol}$ (adimensional $> 0,1$ e um valor molecular peso inferior a 200 g/mol. Dentre os VOCs incluem-se os solventes clorados, como tetracloreto de carbono, tetracloroetileno e tricloroetileno, e seus compostos de degradação, e os hidrocarbonetos derivados de combustíveis como benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos (BTEX). Esses grupos de substâncias podem atingir o solo a partir da infiltração de produtos por meio de rachaduras no piso em unidades industriais, do escape e lixiviação de substâncias em aterros, e de derramamentos acidentais ou vazamentos de tanques de armazenamento subterrâneos. Uma vez na subsuperfície, esses compostos podem se ligar à matriz do solo, dissolver-se na água subterrânea, ocorrer como vapor no solo e/ou existir como uma fase residual separada conhecida como fase líquida não aquosa (NAPL). As substâncias orgânicas no solo, aquosas e na fase NAPL podem ser fontes de vapores orgânicos no subsolo (Provoost, 2013).

5.2.1. Mecanismos de transporte e de transformação

Os principais mecanismos de transporte e de transformação que afetam o processo de intrusão dos vapores de substâncias químicas oriundas de um solo ou água subterrânea contaminados são a difusão, advecção, biodegradação e partição entre fases.

5.2.1.1. Difusão

O processo de difusão, do ponto de vista físico e termodinâmico, é um fenômeno de transporte associado à energia cinética das moléculas. Em condições ambientais naturais, a difusão molecular procede de locais com altas concentrações para locais com baixas concentrações. Em um cenário típico, vapores orgânicos em uma camada contaminada (alta concentração) se difundem em direção à superfície do solo (baixas concentrações) (GOUVEA, Jr., 2016).

Em condições estacionárias, onde as concentrações não variam em função do tempo, a equação que correlaciona o fluxo de difusão (J) com o gradiente de concentração (dC/dx) é conhecida como primeira Lei de Fick, e o potencial termodinâmico para que ocorra o fenômeno da difusão é o gradiente de concentração.

$$J = -D \frac{dC}{dx}$$

Onde:

J = Fluxo de massa de soluto por unidade de área por unidade de tempo;

D = coeficiente de difusão (cm^2/s);

dC / dx = gradiente de concentração ($\text{g}/\text{cm}^3/\text{cm}$).

Em condições de estado não estacionário (transientes) quando as concentrações (C), em uma determinada posição (x), variam em função do tempo (t), é utilizada a equação definida pela segunda Lei de Fick:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D \frac{\partial C}{\partial x} \right)$$

C = Concentração de soluto (g/cm^3);

X = Localização (x, y)

T = Tempo (segundos)

As taxas de fluxo difusivo podem variar dependendo de vários fatores, por exemplo, a porosidade ou o teor de umidade do solo, gradientes de concentração, temperatura, tamanho e estruturas das moléculas dos compostos químicos e a viscosidade do fluido e do meio onde ocorre o processo de difusão (GOUVEA, Jr., 2016).

Considerando os compostos voláteis de interesse identificados por USEPA (2003), os coeficientes de difusão possuem faixas que variam de $2,5 \times 10^{-3} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$, para o hexacloroetano, a $2,71 \times 10^{-1} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$, para o cloroetano. Diferentes compostos apresentarão diferentes taxas de difusão nos mesmos gradientes de concentração. Um aumento na temperatura também produz um aumento no coeficiente de difusão, gerando uma taxa de difusão mais alta em relação ao mesmo sistema em temperaturas mais baixas (Tillman & Weaver, 2005).

5.2.1.2. Advecção

O processo de advecção é caracterizado pelo transporte de moléculas ou íons através de um fluido em movimento, onde esses elementos se movem na direção das linhas de fluxo, com uma velocidade média igual à do fluido, sendo definido pela seguinte equação diferencial (GOUVEA, 2005):

$$\left(\frac{\partial C}{\partial t} \right) = -V_x \times \frac{\partial C}{\partial x}$$

$$V_x = \frac{K}{n} i$$

Onde:

C = concentração de soluto (g/cm³);

V_x = Velocidade de percolação (cm/s);

K = Condutividade hidráulica (cm/s);

n = porosidade;

i = gradiente hidráulico.

O transporte advectivo é um processo importante na movimentação do vapor na zona não saturada (zona vadosa). O movimento advectivo do vapor pode ser causado por gradientes de temperatura e pressão, podendo ser multicausais, a exemplo dos gradientes de temperatura sazonais, causados pelo aquecimento do solo superficial, e dos gradientes de pressão, causados pela frente de água subterrânea em zonas de recarga. Os diferenciais de pressão, também podem ser causados por sistemas de ventilação em edifícios ou por ventos exercendo pressão sobre as estruturas, o que pode resultar em movimentos advectivos de vapores do solo para os espaços internos. Estratos geológicos impermeáveis ou estruturas feitas pelo homem podem redirecionar o movimento advectivo e, portanto, devem ser levados em consideração na modelagem da intrusão de vapores (ASTM, 1999).

5.2.1.3. Biodegradação

A biodegradação consiste em um processo de transformação que reduz as concentrações de constituintes, alterando a forma como os componentes químicos individuais existem (ASTM, 1999). Esse processo depende de uma variedade de condições, incluindo concentrações de nutrientes, o estado redox do solo, doadores e receptores de elétrons, salinidade, pH e a concentração do contaminante.

A disponibilidade e a taxa de transporte de oxigênio são fatores que controlam significativamente os processos aeróbios em ambientes subterrâneos, enquanto nitratos, sulfatos, ferro férrico e dióxido de carbono podem ser receptores em processos anaeróbicos, que tendem a ter uma taxa de reação mais lenta (ASTM; 1999).

Em condições favoráveis, os vapores orgânicos na zona não saturada podem ser biodegradáveis a partir de reações de oxidação/redução efetuadas por bactérias. A biodegradação aeróbia de hidrocarbonetos de petróleo requer um suprimento abundante de oxigênio, bem como os

nutrientes necessários de nitrogênio e fósforo. Quando o oxigênio está esgotado, outros receptores de elétrons potenciais para a biodegradação de hidrocarbonetos de petróleo incluem nitrato (NO_3^-), óxidos de ferro (por exemplo, $\text{Fe}(\text{OH})_3$), sulfato (SO_4^{2-}) e dióxido de carbono (CO_2). Compostos levemente clorados, por exemplo, clorobenzeno e diclorobenzeno, também podem se biodegradar em condições aeróbias (Tillman & Weaver, 2005).

Dependendo do substrato, dos compostos químicos de interesse (VOCs), dos receptores de elétrons e dos nutrientes presentes, a biodegradação pode ser um fator limitante para o transporte de vapores para ambientes fechados (Gouvêa, Nicole, 2016).

A taxa e a duração da degradação aeróbia variam de local para local, tornando difícil prever o grau de degradação *a priori*, ou mesmo modelá-lo, sem coletar informações específicas do local a respeito do perfil vertical de O_2 , CO_2 e VOCs (McAlary et al, 2011).

De Vaull (1997) sugere que, em condições onde as concentrações de oxigênio excedem 4% e quando a concentração de nitratos dissolvidos presentes na água nos poros do solo excede 1 a 2 mg/L, o processo de biodegradação pode ser mantido (Gouvêa, Nicole 2016).

Segundo Davis (2009), a biodegradação aeróbia de hidrocarbonetos de petróleo apresenta um comportamento característico em subsuperfície, onde as concentrações dos compostos químicos de interesse na fase de vapor são elevadas próximas à fonte de contaminação, acompanhadas pela redução nas concentrações de oxigênio e enriquecimento em concentrações de dióxido de carbono. Em investigação realizada em mais de 127 campanhas de monitoramento, Davies (2009, *apud* Gouvêa, 2016), estabeleceu uma relação entre a espessura do solo limpo acima da fonte de contaminação necessária para atenuar as concentrações de benzeno na fase de vapor associadas a diferentes faixas de concentração na fase dissolvida. Os dados obtidos demonstram que uma espessura de 1,5 m de solo limpo acima de uma área de fonte de vapor é suficiente para atenuar, pelo menos 100 vezes, as concentrações de fase de vapor associadas a uma fonte de fase dissolvida com concentrações iguais ou superiores a 1000 $\mu\text{g/L}$ de benzeno (Gouvêa, 2016).

5.2.1.4. Transferência entre meios

A contaminação na zona saturada pode ocorrer em fase NAPL, fase vapor, fase adsorvida ou em fase dissolvida. Os compostos presentes em fase vapor, resultam da volatilização dos compostos presentes nestas diferentes fases. Geralmente a maior contribuição em termos de concentração provém da fase NAPL. (Gouvêa, 2016).

A partição de uma substância a partir da fonte de contaminação para uma fase de vapor pode ocorrer por diferentes mecanismos:

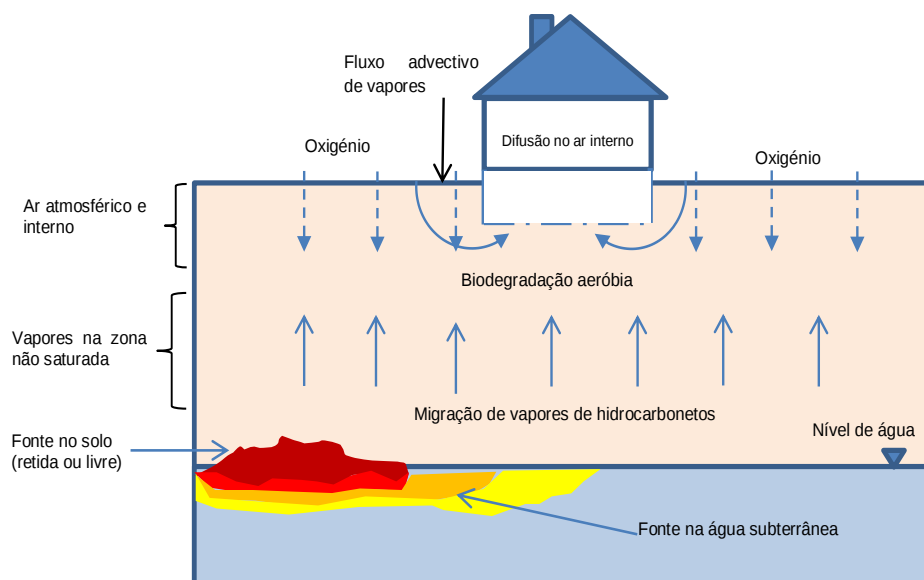
- Dessorção da substância aderida à matéria orgânica do solo, com base no coeficiente de sorção e na fração de carbono orgânico do solo;
- Volatilização da substância dissolvida nas águas subterrâneas, com base no coeficiente de partição definido pela lei de Henry, entre a água e o ar;
- Volatilização de substâncias presentes na fase líquida não aquosa (NAPL), com base na pressão de vapor dos compostos voláteis na NAPL e na fração molar do composto de interesse.

Todos esses processos de particionamento podem agir simultaneamente (Davies, et al, 2009).

5.2.2. Modelo conceitual para a intrusão de vapores

Um modelo conceitual fornece uma estrutura para interpretar os processos que influenciam o destino e transporte de poluentes de uma fonte para o receptor, combinando informações específicas do local, considerações teóricas e experiência de locais semelhantes. O modelo conceitual mais comum para intrusão de vapores de subsuperfície considera uma fonte de contaminantes em uma profundidade abaixo do edifício/estrutura e os processos de difusão de vapores em estado estacionário, convecção dentro do edifício a partir da laje do piso e diluição dentro do edifício devido à ventilação (Figura 4, McAlary T.A. et al, 2011).

Figura 4. Elementos-chave do modelo conceitual para intrusão de vapor



Fonte: Modificado de API, 2005 em Rocha Gouvêa, Jr., Bertolo, R., Hart, S.T., 2018

De acordo com a Figura 5, existem cinco fatores principais que podem influenciar o potencial de concentração gerado pela intrusão de vapor.

Figura 5. Fatores principais que afetam a intrusão de vapor

	Maior potencial de intrusão de vapor Menor potencial de intrusão de vapor	
Fonte de vapor	Fonte com alta concentração. Compostos químicos altamente voláteis Baixa concentração na fonte. Compostos de baixa volatilidade	
Geologia da zona	Fratura vertical ou meio de granulação grossa verticalmente uniforme Camadas de granulação fina, extensas horizontal e lateralmente.	
Hidrologia da zona	Baixo teor de umidade na zona vadosa, lençol freático raso, lençol freático altamente variável. Alto teor de umidade na zona vadosa, lençol freático profundo, espessa franja capilar.	
Bioquímica da zona vadosa	Desfavorável para produtos químicos totalmente degradáveis ou não degradáveis Favorável para degradação completa de produtos químicos degradáveis	
Fundação do edifício	Laje rachada, lajes parciais, pias ou ralos. Laje intacta, extensa e mais espessa.	

Fonte: Modificado de OSWER - EPA, 2015.

A intrusão de vapores representa uma via potencial de exposição humana, a partir da qual pessoas podem entrar em contato com vapores perigosos durante a realização de suas atividades diárias em ambientes fechados. O OSWER - EPA Guide (2015) considera que uma via de intrusão de vapor está completa quando cinco condições são atendidas:

- 1- Existe uma fonte de contaminação subterrânea que produz vapores, abaixo ou perto de um edifício;
- 2- Os vapores são formados e encontram uma rota para migrar em direção ao edifício;
- 3- O edifício é suscetível à entrada de vapores do solo;
- 4- Um ou mais dos compostos que formam os vapores da fonte subsuperficial estão presentes no ambiente interno;

- 5- O edifício é ocupado por um ou mais receptores quando os vapores gerados pela fonte poluidora estão presentes no seu interior.

No caso de uma ou mais dessas condições não estarem presentes no momento ou não se concretizarem no futuro, a via de intrusão de vapor é considerada incompleta.

5.3. Modelos matemáticos

Os modelos matemáticos representam aproximações de processos reais. Independentemente do modelo, sua capacidade de produzir resultados precisos e válidos, assim como a incerteza resultante das simulações, devem ser avaliados para determinar o quão bem esses modelos representam os processos do mundo real que descrevem.

Os conceitos de precisão, incerteza e validação são apresentados a seguir segundo a Norma ASTM E 2081-00:

- Precisão: é definida com base em quão bem o modelo prevê o comportamento observado e depende das aproximações utilizadas para descrever o sistema real por meio de expressões matemáticas e dos parâmetros de entrada utilizados.
- Incerteza: os resultados da modelagem estão sempre sujeitos a algum grau de incerteza, devido à variabilidade e incerteza nos parâmetros de entrada. Variabilidade representa heterogeneidade no parâmetro, enquanto incerteza representa ignorância (ou falta de conhecimento perfeito) sobre fenômenos ou processos a serem modelados. É importante quantificar essa incerteza por meio da análise de "sensibilidade", a qual permite identificar os parâmetros de entrada que mais significativamente influenciam nos resultados do modelo.
- Validação: processo utilizado para avaliar se o modelo atende aos objetivos pré-estabelecidos a partir de comparações dos resultados do modelo com aqueles já conhecidos para condições simplificadas.

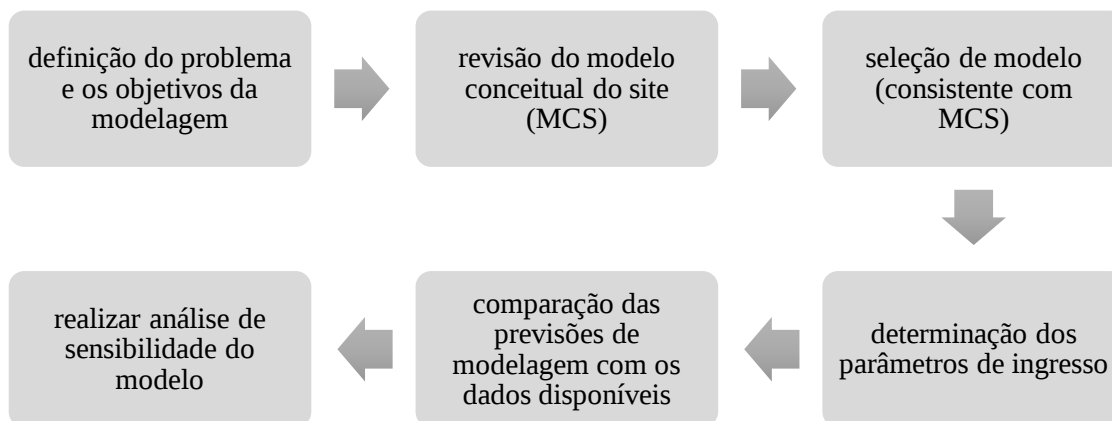
5.3.1. Modelos matemáticos e avaliação de riscos à saúde humana

De acordo com a norma ASTM E 2081-00, “modelos matemáticos são quaisquer cálculos usados nas diferentes etapas do processo RBCA para determinar os objetivos das ações corretivas”. Geralmente estão associados à avaliação do destino e transporte de produtos químicos no meio ambiente, mas também são usados para estimar a absorção de produtos químicos resultantes da exposição ambiental e para interpretar, interpolar, extrapolar e avaliar

a consistência dos dados de caracterização do local, dados históricos de monitoramento e as informações toxicológicas.

A complexidade dos modelos varia de acordo com os objetivos e a disponibilidade de informações específicas do local. Em geral, as seguintes etapas devem ser seguidas ao avaliar a intrusão de vapores (ITRC, 2014):

Figura 6. Etapas a seguir no processo de modelagem.



Fonte: ITRC, 2014

Segundo a ASTM (1995), deve-se considerar os seguintes aspectos na modelagem matemática da intrusão de vapores:

- Parâmetros de entrada: Os resultados de uma modelagem matemática de intrusão de vapores não têm o mesmo nível de sensibilidade para todos os parâmetros. Variações em alguns parâmetros de entrada irão influenciar em maior ou menor grau dependendo dos processos de transporte e destino modelados, premissas incorporadas no modelo conceitual e as equações usadas na implementação do modelo. Os parâmetros de ingresso podem ser medidos *in situ* ou obtidos a partir de valores genéricos publicados na literatura científica (ASTM, 1995).
- Sensibilidade: Uma análise de sensibilidade refere-se ao processo de determinar o grau em que os resultados de um modelo de destino e transporte variam em função das mudanças nos parâmetros de entrada. Uma análise de sensibilidade pode:
 - Identificar os processos de destino e transporte com maior influência no resultado do modelo;
 - Quantificar as variações nos resultados causadas pelas incertezas e variabilidade nos valores dos parâmetros de entrada; e
 - Identificar os parâmetros de entrada que têm a maior influência nos resultados do modelo (ASTM, 1995).

- **Calibração e Validação:** Calibração refere-se ao processo de ajuste da geometria do modelo ou dos valores dos parâmetros de entrada para que o modelo corresponda às condições observadas no local. A validação determina o quão bem o modelo de transporte e destino está em conformidade com o comportamento atual do sistema. Um modelo calibrado, mas não validado, pode ser usado para modelagem, desde que as análises de sensibilidade indiquem que o resultado do modelo não é sensível à variabilidade nos elementos do modelo que não puderam ser verificados. Sempre existe a possibilidade de um modelo ser calibrado com medições de campo, isso pode ocorrer quando modelos de fonte estacionária são usados, por exemplo, para simular processos de transporte de fonte transiente ou quando o modelo não incorpora processos de biodegradação para substâncias passíveis de sofrerem esse processo. Nestes casos, o uso de medições diretas em campo deve ser avaliado (ASTM, 1995).

5.3.1.1. Fatores de atenuação genéricos para intrusão de vapor

A atenuação de vapores se refere à redução nas concentrações de produtos químicos voláteis que ocorre durante a migração subterrânea do vapor, junto com a diluição que pode ocorrer quando os vapores entram em um edifício e se misturam com o ar interno (Johnson e Ettinger 1991). O efeito desses mecanismos de atenuação física e química pode ser quantificado usando um fator de atenuação de intrusão de vapor (α_{VI}), que é definido como a razão da concentração da substância (gás) de interesse no ar interno decorrente da intrusão de vapor (C_{IA-VI}) pela concentração de gás no solo (C_{SV}) na fonte, ou uma profundidade de interesse no caminho de migração de vapor (EPA 2012, OSWER, 2015).

$$\alpha_{VI} = \frac{C_{IA-VI}}{C_{SV}}$$

α_{VI} = Fator de atenuação de intrusão de vapor;

C_{IA-VI} = Concentração da substância de interesse no ar interior (devido à intrusão de vapor); e

C_{SV} = Concentração de gás no solo (na fonte)

Com os fatores de atenuação, é possível fazer uma estimativa conservadora das concentrações esperadas no interior das edificações a partir das concentrações originais nas águas subterrâneas ou na fase gasosa do solo, e no sentido inverso, ou seja, calcular níveis genéricos nestes meios dentro dos níveis aceitáveis de riscos no interior dos edifícios. Esses fatores de atenuação foram

calculados pela USEPA com base em resultados obtidos a partir do monitoramento de substâncias organocloradas e em edifícios residenciais, mas seu uso pode ser estendido para qualquer substância volátil, incluindo hidrocarbonetos, mercúrio, etc., em edifícios comerciais, uma vez que nesses casos o fator de atenuação deve ser menor, e, portanto, os valores derivados de edifícios residenciais seriam conservadores. Deve-se levar em consideração que esses fatores atenuantes não consideram o efeito da biodegradação, que no caso dos hidrocarbonetos de petróleo é um processo importante (Junta de Andalucía, 2017).

A EPA compilou um banco de dados e produziu uma tabela com fatores de atenuação recomendados:

Tabela 2. Fatores de atenuação recomendados.

Meio amostrado	Fator de atenuação edifícios residenciais
Água subterrânea, valor genérico, exceto para lençóis freáticos rasos (menos de 1,5 m abaixo da fundação) ou presença de rotas preferenciais de migração de vapor em solos da zona vadosa.	1×10^{-03}
Água subterrânea, valor específico para solos da zona vadosa de granulação fina, quando camadas lateralmente extensas estão presentes.	5×10^{-04}
Gás de piso sob a laje, valor genérico.	3×10^{-02}
Gás do solo de "fonte próxima", valor genérico exceto para fontes na zona vadosa (menos de 1,5 m abaixo da fundação) ou presença de rotas preferenciais de migração de vapor em solos da zona vadosa.	3×10^{-02}
"Crawl space", fundação sobre elevado, valor genérico	1×10^0

Fonte: EPA, OSWER, 2015.

Em outubro de 2021, a CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) atualizou sua Planilha de Avaliação de Risco à Saúde Humana em áreas contaminadas sob investigação, de forma a incluir o cenário de inalação, com cálculo de risco e Concentrações Máximas Aceitáveis (CMA) no ar ambiente e no vapor do solo.

Para o cálculo da CMA para vapores abaixo do piso, até 1,5 m de profundidade, a CETESB adotou o fator de atenuação de $\alpha = 0,03$, definido pela USEPA no documento "Assessing and Mitigating the Vapor Intrusion Pathway from Subsurface Vapor Sources to Indoor Air" (CETESB, 2015).

5.3.2. Seleção dos modelos matemáticos

Um dos pontos-chave da ARSH é a determinação da concentração de uma substância química no ponto de exposição, denominada de concentração de exposição (C_{PDE}).

Uma das formas de determinação das concentrações de exposição é por medição direta, utilizando técnicas de amostragem e medições de campo. Quando a medição direta não é viável ou suficiente (custos econômicos, prazos, previsões futuras, obras ainda não construídas) é necessário recorrer a modelos de dispersão e transporte que permitam estimar a concentração de exposição a partir da concentração identificada no solo ou nas águas subterrâneas.

No caso de intrusão de vapores em espaços fechados a partir da contaminação no subsolo e/ou águas subterrâneas, as concentrações de exposição podem ser estimadas usando diferentes tipos de modelos:

- Modelos de acumulação de vapor em ambientes internos, que avaliam a concentração de vapores orgânicos que entram em um espaço fechado através de fissuras e rachaduras em edifícios (com ou sem biodegradação); e
- Modelagem através da utilização do fator de atenuação genérico determinado pela EPA a partir das concentrações na água subterrânea ou na fase gasosa do solo.

Os principais modelos utilizados para se estimar a intrusão de vapores na avaliação de risco à saúde humana estão descritos a seguir.

5.3.2.1. Modelo de Johnson & Ettinger (J&E)

O modelo unidimensional de Johnson & Ettinger (1991) é usado para modelar o fluxo de vapores para dentro de edifícios e determinar fatores de atenuação com base nas concentrações no solo ou água subterrânea. O modelo original (1991) foi baseado em modelos desenvolvidos para determinar o comportamento do radônio em edifícios. O modelo é aplicado a diversos tipos de solos, edificações e ambientes, sendo adotado e aprovado pela USEPA em suas planilhas (<https://www.epa.gov/vaporintrusion/epa-spreadsheet-modeling-subsurface-vapor-intrusion>) e correntemente utilizado na Planilha CETESB de ARSH.

Johnson e Ettinger propuseram o transporte de vapor do solo para o ar interno usando uma abordagem multicompartimental, que consiste em difusão de uma fonte em estado estacionário no compartimento insaturado (ou zona do solo) e difusão e advecção através do compartimento da fundação do edifício (Evans et al, 2002).

A concentração de vapor da zona de origem é estimada assumindo uma partição de equilíbrio linear entre as fases sorvida, aquosa e de vapor do solo, ou uma partição de equilíbrio entre a fase líquida residual não aquosa (NAPL) e as fases de vapor do solo, quando NAPL está presente. O esgotamento da massa de VOC's na zona de origem do poluente pode ser incorporado ao modelo usando uma abordagem de balanço de massa (ou seja, a massa volatilizada é igual à massa esgotada). Nesse caso, assume-se que a depleção de massa ocorre lentamente e a difusão continua a ocorrer em condições de estado estacionário (Evans et al, 2002).

O processo de advecção através da laje do piso do edifício é modelado assumindo que o fluxo de vapor só pode ocorrer através de uma fenda nas paredes e laje (piso) do edifício. O fluxo preferencial através de linhas de serviços públicos, drenos abertos ou outras vias não é modelado (Evans et al, 2002).

Segundo Davies (et al., 2009), o modelo é baseado nas seguintes premissas:

- Modelo unidimensional vertical (profundidade finita);
- A entrada de vapores poluentes na edificação se dá principalmente por meio de rachaduras e fissuras nas paredes e fundações;
- O transporte advectivo é mais significativo na área próxima ao porão ou fundações diminuindo rapidamente com o aumento da profundidade da fonte em subsuperfície;
- A difusão da fase de vapores é o mecanismo de transporte dominante para vapores no solo desde a fonte de contaminação até a fundação;
- Todos os vapores originados diretamente abaixo de um porão ou fundação entrarão no edifício, a menos que os pisos / paredes sejam barreiras de vapor perfeitas;
- O perfil do solo é homogêneo, ou consiste em múltiplas camadas homogêneas;
- A fonte de vapor é constante (infinita), e está localizada a uma profundidade abaixo da superfície do solo;
- Assume que as distribuições de vapor não mudem ao longo do tempo; e
- Não considera a biodegradação.

5.3.2.2. BIOVAPOR

BIOVAPOR (API, 2009) é o nome comercial das planilhas implementadas a partir do modelo “Intrusão de vapor com biodegradação limitada ao oxigênio”, desenvolvido por George De Vaull, em 2007, para a Shell Global Solutions.

O modelo é baseado nas seguintes considerações (API, 2009):

- Há uma fonte de vapor em estado estacionário;
- O mecanismo de transporte de vapor do solo é dominado pela difusão;
- Considera uma camada de solo homogênea (o solo é subdividido em uma camada superficial aeróbia, que inclui a biodegradação de 1ª ordem, e uma camada anaeróbia mais profunda do solo sem biodegradação); e
- Pressupõe que haja diluição com mistura com o ar no interior do edifício.

Se não houver biodegradação aeróbia, o modelo é essencialmente equivalente ao de Johnson & Ettinger (1991). Embora outros modelos analíticos tenham levado em consideração a biodegradação com decaimento de primeira ordem, o BIOVAPOR aprimora esse método levando em consideração a disponibilidade limitada de oxigênio (Manual do usuário BIOVAPOR, API, 2012).

A depleção da fonte deve ser considerada separadamente da biotransformação de hidrocarbonetos na zona não saturada, dado que a primeira é resultado de processos de volatilização e lixiviação. O esgotamento da fonte pode ser modelado usando uma abordagem de balanço de massa, o qual assume que a profundidade até o topo da zona contaminada aumenta com o tempo e ocorre inicialmente a partir das camadas de hidrocarbonetos (Evans et al, 2002).

5.3.2.3. GSI Model - RBCA Tool Kit for Chemical Releases

O RBCA Tool Kit for Chemical Releases (Versão 2.6E) é um software abrangente de modelagem e caracterização de risco projetado e desenvolvido por GSI Environmental Inc. (GSI) para atender aos requisitos definidos de acordo com o ASTM "*Standard Guide for Risk-Based Corrective Action*" (E-2081-00), guia padrão ASTM para ações corretivas baseadas em risco para executar avaliações em nível Tier 1 e Tier 2 em locais de derramamento de produtos químicos, além de realizar cálculos tradicionais para avaliações de risco. O software combina modelos de transporte de poluentes com ferramentas de avaliação de risco para calcular a linha de base de risco e derivar metas de remediação baseadas em risco para uma ampla gama de rotas de exposição em solos, águas subterrâneas, superfície da água e ar (GSI Environmental Inc.).

O módulo de volatilização para avaliação da concentração de ar interno é substancialmente baseado (excluindo processos advectivos) no modelo original de Johnson e Ettinger (1991).

Descreve muitos dos principais processos responsáveis pela intrusão de vapor do solo como partição de fonte, difusão de zona não saturada e difusão através de fissuras de fundação em edifícios. As concentrações de vapor no solo são estimadas assumindo uma distribuição de equilíbrio linear entre as fases adsorvida, aquosa e de vapor (Evans et al, 2002).

Na zona não saturada, o transporte químico na fase de vapor ocorre como resultado da difusão unidimensional em estado estacionário. É possível ajustar a difusividade efetiva do solo para um maior teor de umidade na franja capilar, para descrever a redução prevista no transporte de vapor com o aumento do teor de umidade do solo. O transporte através da laje de piso do edifício é limitado à difusão através de fissuras cheias de poeira.

O modelo GSI incorpora o balanço de massa para o processo de volatilização do solo, que garante que a massa do contaminante volatilizado durante o período de exposição da avaliação de risco (que é um parâmetro de entrada separado) não exceda a massa do contaminante originalmente presente no solo. O modelo tem várias limitações potenciais, a exemplo da ausência de descrições de processo para partição NAPL, biotransformação e fluxo advectivo e fluxo preferencial através de linhas de serviços públicos, esgotos abertos ou outras vias não modeladas (Evans et al, 2002).

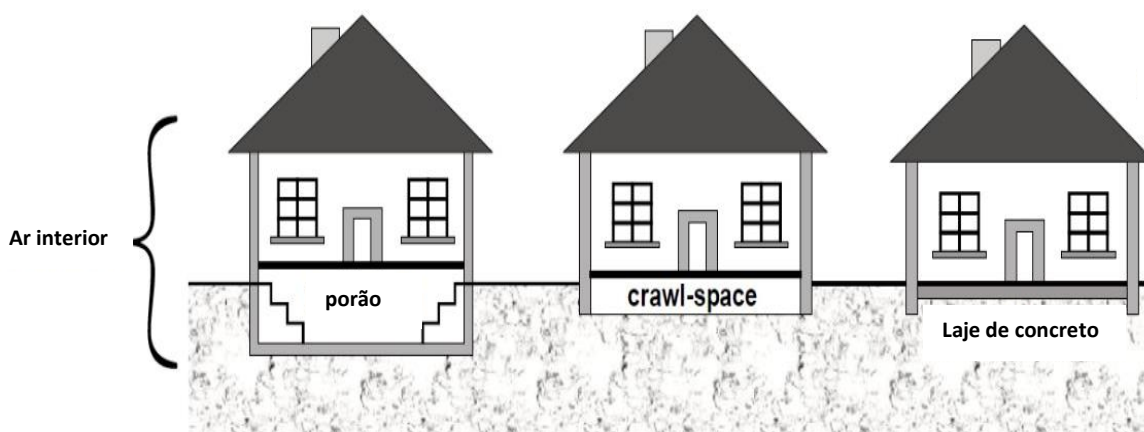
5.3.2.4. CSOIL

O modelo de exposição CSOIL foi desenvolvido pelo RIVM (Instituto Nacional Holandês de Saúde Pública e Meio Ambiente) e é usado para determinar os valores orientadores para a qualidade do solo. Este modelo inclui apenas o transporte de vapor por difusão, e calcula a concentração no ar interno para construções características dos países nórdicos (com um espaço vazio sob o chão denominado “*crawl space*”), a partir da contaminação de lençóis freáticos ou de solo na zona vadosa. Foi demonstrado que, em algumas situações particulares (porões de concreto ou lajes de concreto), a precisão do modelo não é suficiente (T.A. McAlary et al, 2010).

O termo “*crawl space*” não tem tradução direta em espanhol e/ou português, mas sua definição implica na existência de um espaço vazio entre o piso do edifício e a superfície do solo, que varia entre 0,50 a 1,00 m de altura, o qual é principalmente utilizado para isolar o edifício de solos úmidos ou zonas de inundação e permitir o acesso aos serviços e instalações da casa. É também um método de construção que tem sido usado em várias áreas para mitigar os danos do radônio. Este espaço é geralmente aberto nas laterais permitindo a circulação do ar. A Figura 7

mostra um diagrama com as principais diferenças entre um porão (basement), “crawl space” e uma laje de concreto (slab).

Figura 7. Diagrama indicando as diferenças entre os diferentes tipos de fundações



O modelo de exposição CSOIL foi desenvolvido para derivar valores de intervenção para remediação de solos e águas subterrâneas, com base nos riscos potenciais para receptores humanos expostos a contaminantes. O módulo de volatilização do CSOIL estima a concentração no ar interno de um edifício, razão pela qual tem sido usado para avaliação de risco no caso de VOCs.

O modelo CSOIL é baseado em equações de partição de equilíbrio e transporte estacionário e é limitado aos seguintes aspectos:

- Ausência de degradação biológica;
- A fonte de contaminação em determinada profundidade do solo é infinita;
- O solo é homogêneo;
- Há equilíbrio a uma certa profundidade do solo, mas não acima desta; e
- Ausência de transporte lateral ou lixiviação.

As concentrações de equilíbrio entre solo-ar, solo-água e a fase sólida são calculadas com base nos coeficientes de partição solo-água (K_d), ar-água (coeficiente de Henry) e vários parâmetros do solo (Waitz, M., et al., 1996).

O modelo assume que, a uma profundidade de 1,25 m, o poluente é distribuído entre as fases sólida, líquida e gasosa por partição de equilíbrio. Isso é seguido pelo transporte vertical através do solo por difusão. Durante a emissão para o ar externo e, em menor grau, para o ar interno, ocorrerá algum grau de diluição. As concentrações no ar interior são devidas ao transporte de

compostos voláteis do solo, através do “*crawl space*” onde haverá diluição pela ventilação com o ar externo. A profundidade do lençol freático não é incorporada ao CSOIL. O fluxo de difusão é determinado pelo gradiente de concentração no solo, supondo-se que haja um gradiente de concentração linear com concentração máxima a 1,25 m de profundidade e concentração igual a zero na superfície do solo (Waitz, M., et al., 1996).

A avaliação teórica do módulo de volatilização CSOIL mostrou que este modelo não é adequado para avaliação de risco a partir da intrusão de vapores, sendo por isso desenvolvido o modelo VOLASOIL (Waitz, M., et al., 1996).

5.3.2.5. VOLASOIL

O modelo VOLASOIL, também desenvolvido pelo RIVM (Instituto Nacional Holandês de Saúde Pública e Meio Ambiente), é baseado na solução analítica para a equação unidimensional difusão-advecção, e desenvolvido com o objetivo de estimar as concentrações de voláteis nos espaços internos de edifícios, que resultam das emissões atmosféricas de solo ou água subterrânea contaminados (Waitz, M., et al., 1996).

A principal diferença entre o VOLASOIL e o modelo da Johnson & Ettinger é que o VOLASOIL inclui um compartimento subterrâneo vazio ou “*crawl space*”. Os parâmetros de entrada do modelo não são as concentrações de contaminantes no solo ou água subterrânea, mas a concentração de vapor do solo. Alternativamente, a concentração de vapor do solo pode ser estimada com base na partição de uma fonte de NAPL, quando NAPL estiver presente. Se desejado, o transporte na zona saturada também pode ser simulado para uma fonte profunda de poluentes abaixo do lençol freático. O esgotamento da fonte não está incluído (Evans et al, 2002).

Os pressupostos básicos do modelo são adaptados à situação holandesa específica: há um espaço livre abaixo do edifício, águas subterrâneas rasas e solos não rochosos. O modelo VOLASOIL é baseado no transporte estacionário. As limitações e suposições mais importantes são (Waitz, M., et al., 1996):

- Ausência de degradação biológica;
- A fonte de contaminação a certa profundidade do solo é inesgotável;
- O solo é homogêneo; e
- Ausência de transporte lateral ou lixiviação.

O lençol freático e a altura da franja capilar acima do lençol freático (limite de transição capilar) são incorporados ao modelo. Os cálculos do VOLASOIL podem ser realizados para casos específicos, combinações de localização e propriedades físicas do poluente no solo, levando a diferentes processos de transporte. Para cada aplicação, deve ser avaliado qual caso específico é válido (Waitz, M., et al., 1996).

Casos específicos:

- Contaminação do lençol freático, conteúdo bem misturado;
- Água subterrânea contaminada aflorante no “crawl space”;
- Presença de NAPL;
- Água subterrânea aflorante no “crawl space” e presença de NAPL;
- NAPL em área capilar aberta;
- Lençol freático muito profundo;
- Contaminante líquido puro abaixo da zona superior de água subterrânea, acima de um aquífero ou aquíclode. Poluente que afunda no solo, bem misturada; e
- Fonte de poluentes abaixo do lençol freático, não bem misturada

Na zona não saturada, o transporte de hidrocarbonetos na fase de vapor ocorre por difusão unidimensional e advecção em regime permanente através de um solo homogêneo. O “crawl space” não é revestido com concreto ou outro material; portanto, não há atenuação do fluxo químico no espaço de acesso. No entanto, as concentrações no “crawl space” são estimadas assumindo que a diluição ocorre como resultado da ventilação (Evans et al, 2002).

Presume-se que o fluxo de hidrocarbonetos ocorra apenas como resultado do fluxo de gás advectivo do solo por meio de rachaduras ou outros vazios na base do edifício. O gradiente de pressão baseia-se na subpressurização do edifício em relação ao ar atmosférico e a concentração na área do edifício é obtida satisfazendo um balanço de massa entre a zona não saturada, o “crawl space” e os compartimentos do edifício. Os processos de advecção e difusão são incorporados para descrever a intrusão de vapor através da fundação do edifício (Evans et al, 2002).

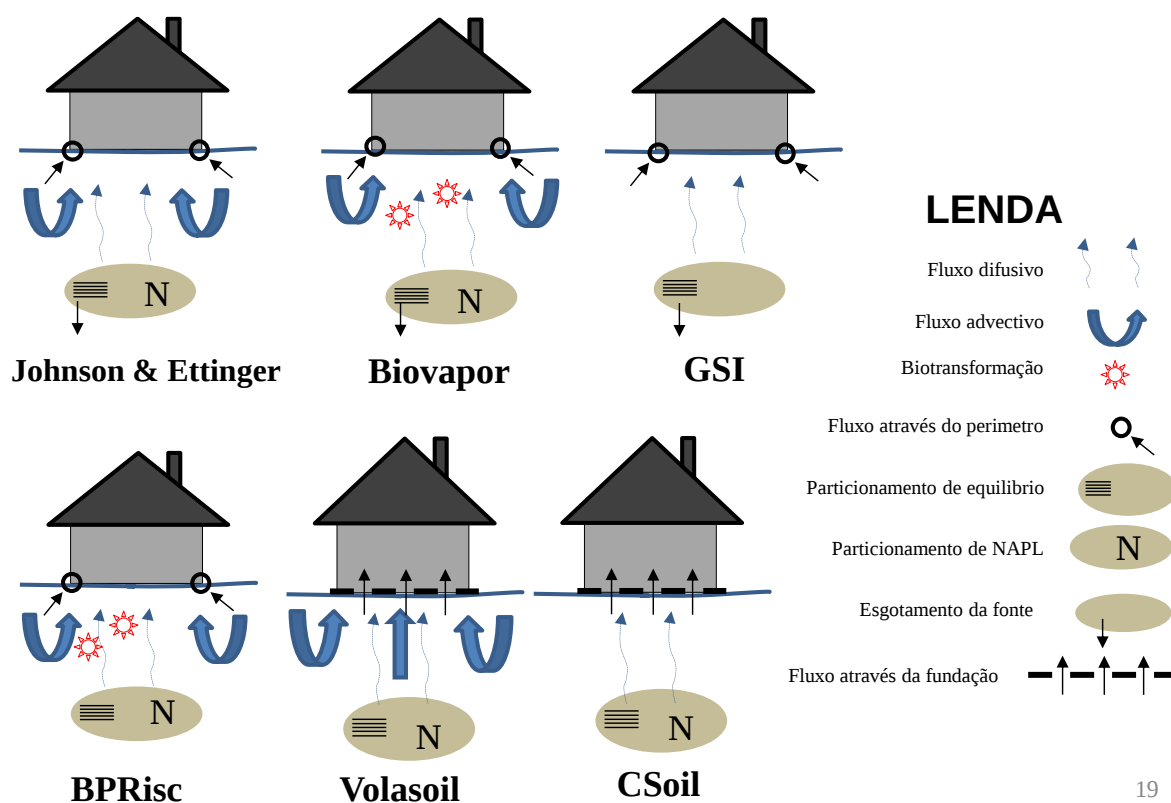
5.3.2.6. BPRISC

O Software Risk-Integrated for Cleanups (RISC5), anteriormente conhecido como “BP RISC”, foi projetado para calcular o risco a saúde humana e ecológico de contaminantes no meio ambiente. Ele contém várias equações para estimativa da emissão de vapores para dentro e fora

de edifícios. Inclui o transporte difusivo e convectivo do solo ou das águas subterrâneas para os espaços interiores. O modelo de volatilização de contaminantes a partir da água subterrânea para o ar interno é derivado do ASTM, ao passo que a partir do solo para o ar interno é derivado do modelo Johnson & Ettinger (RISC5 User's Guide, 2013).

O modelo analisa a maioria dos processos-chave responsáveis pela intrusão de vapores (partição de fonte, transporte de zona não saturada e intrusão de edifício) e incorpora partição de vapores a partir de uma fonte de NAPL no solo e atenuação por processos de biotransformação (submodelo Johnson modificado). Processos de advecção e difusão são incorporados para descrever a intrusão de vapor através da fundação do edifício (Evans et al, 2002).

Figura 8. Resumo esquemático das principais características dos modelos selecionados.



Fonte: Modificado de Evans et al, 2002

O modelo de transporte de vapores no solo para o interior é baseado na estrutura de Johnson e Ettinger (1991), exceto que a biotransformação pode ser incorporada usando o modelo de biodegradação de camada dominante proposto por Johnson et al. (1998). O modelo de decomposição de primeira ordem é um modelo analítico que combina um modelo de transporte de hidrocarbonetos para biodegradação de primeira ordem com um modelo para transporte de oxigênio e requisitos de consumo para biotransformação aeróbia de hidrocarbonetos. As

possíveis limitações são que o modelo descreve apenas a intrusão de vapores através de uma fenda periférica cheia de poeira. No entanto, os detalhes da construção podem ser modificados para levar em consideração a inclusão de um porão (Evans et al, 2002).

Na figura 8, é apresentado um resumo das principais características dos modelos selecionados. Os modelos têm em comum a consideração do particionamento de equilíbrio da fonte e a modelagem do fluxo difusivo; J&E, BPRISC e VOLASOIL também consideram a presença de um fluxo advectivo.

As principais diferenças incluem a possibilidade de cálculo de partição com base na presença de NAPL (J&E, BPRISC, VOLASOIL) e o esgotamento da fonte no caso de J&E e GSI. Apenas o modelo BPRISC (através da incorporação do submodelo Johnson modificado) adiciona a biotransformação na modelagem. VOLASOIL é o único que considera um fluxo através da fundação do edifício, e incorpora o espaço vazio abaixo do piso (*crawl space*).

5.4 Comparação entre os modelos matemáticos

A comparação dos modelos foi feita por meio de uma análise de sensibilidade com base em diversos estudos onde procurou-se compilar a informação existente, de forma a avaliar parâmetros e situações estudadas que fossem comparáveis. Também buscou-se diferenciar os modelos com base na definição dos parâmetros de entrada, na sensibilidade do modelo a esses parâmetros e como eles afetam a incerteza dos resultados. Os modelos comparados corresponderam aos descritos no item anterior: Johnson & Ettinger, BIOVAPOR, GSI, VOLASOIL, CSOIL e BPRISC.

5.4.1 Análise de sensibilidade

5.4.1.1. Modelos VOLASOIL/CSOIL

No estudo realizado por Waitz (et al, 1996), foi desenvolvida uma análise de sensibilidade e uma comparação entre os modelos CSOIL e VOLASOIL através da seguinte consideração hipotética: casa unifamiliar, localizada em solo homogêneo onde o lençol freático está contaminado com benzeno. Neste estudo, determinou-se que os parâmetros mais sensíveis do modelo VOLASOIL são aqueles que correspondem à caracterização físico-química do VOC, a saber, peso molecular, pressão de vapor e solubilidade, mas por sua vez esses elementos contribuem em menos de 1% das incertezas associadas ao resultado da modelagem. Os parâmetros de entrada mais sensíveis correspondem à profundidade do lençol freático e à concentração do composto no vapor do solo, seguidos da taxa de ventilação no espaço interior.

Os parâmetros menos sensíveis são o número de aberturas no piso, a taxa básica de ventilação no “crawl space”, a diferença de pressão do ar entre o espaço interno e o “crawl space”, a espessura do piso e a área total de aberturas no piso.

A diferença na pressão do ar entre o “crawl space” e o solo, a taxa de ventilação do espaço interior e a permeabilidade do ar do solo, apresentaram um ranking de sensibilidade mais elevado e, portanto, geram uma grande contribuição para a incerteza do modelo. Portanto, a atenção deve ser focada na identificação e caracterização detalhada desses parâmetros para melhorar o cálculo da concentração do ar interno. Outros parâmetros de entrada contribuem com menos de 1% para as incertezas dos resultados do modelo (Waitz, et al, 1996).

Tabela 3. Classificação de sensibilidade para parâmetros de entrada do modelo VOLASOIL

Input	Descrição	Ranking de sensibilidade
M	Peso molecular	1
V _p	Pressão de vapor	2
S	Solubilidade	3
Dg	Profundidade até o lençol freático	4
C _{sw}	Concentração da SQI na fase aquosa do solo	5
V _{ri}	Taxa de ventilação do espaço interior	6
	Diferença de pressão do ar entre o crawl space e o solo	7
V _i	Volume do espaço interior	8
A _f	Área do piso	9
K	Permeabilidade do solo	10
Z	Altura da franja capilar	11
D _c	Profundidade do crawl space abaixo do nível do solo	12
V _c	Volume do crawl space	13
A _{of}	Área de aberturas do piso	14
L _f	Espessura do piso	15
	Diferença de pressão entre espaço interior e área do crawl space	16
	Taxa de ventilação básica do crawl space	17
	Número de aberturas por área de piso	18

Fonte: RIVM, 1996

Em geral, os cálculos com CSOIL resultam em estimativas de concentrações no ar interno mais altas em comparação com aquelas obtidas pelo VOLASOIL. Por outro lado, o CSOIL obtém sempre o mesmo resultado para a concentração de ar interior ao usar diferentes tipos de solos e

diferentes qualidades de pisos, enquanto o VOLASOIL apresenta uma clara diferença nas concentrações calculadas. O modelo VOLASOIL calcula concentrações de ar interno muito mais altas do que CSOIL em casos de ventilação interna muito fraca, sendo capaz de analisar diferentes situações, a exemplo de fase livre, poluente puro na franja capilar, poluentes abaixo do lençol freático, enquanto que no modelo CSOIL isso não é possível (Waitz, et al, 1996).

Conceitualmente, o VOLASOIL fornece uma descrição mais realista dos processos envolvidos em comparação com o módulo de volatilização do CSOIL. O modelo de volatilização VOLASOIL pode ser usado para avaliação específica do local, pois uma combinação flexível de modelagem e medições é possível, e os cálculos podem ser realizados para vários casos específicos de contaminação. O VOLASOIL não é aplicável em casos de solos rochosos e aterros, nesses casos é preferível efetuar medições de concentração de ar interior (Waitz, et al, 1996).

5.4.1.2. Modelo de Johnson & Ettinger

A base do modelo teórico da Johnson & Ettinger considera uma fonte poluidora de vapor (C_{source}), localizada a certa distância (L_t) abaixo do piso de um edifício construído com embasamento ou laje de concreto. A fonte de contaminação é um contaminante volátil incorporado ao solo ou um contaminante volátil dissolvido na água subterrânea abaixo do lençol freático. No limite superior da contaminação, a difusão molecular move o contaminante volatilizado em direção à superfície do solo até que ele alcance a zona de influência do edifício. Aqui, o movimento convectivo do ar dentro da coluna de solo transporta o vapor através de fissuras e fendas entre a fundação e o piso no nível do porão. Este efeito convectivo é induzido pela pressão negativa dentro da estrutura fluida por uma combinação de efeitos do vento e efeitos da chaminé devido ao aquecimento do edifício e ventilação mecânica (EPA, 1997).

De acordo com a avaliação realizada pela EPA, 1997, os parâmetros de entrada mais sensíveis do modelo Johnson & Ettinger estão ligados às características do local, tais como porosidade, permeabilidade ao vapor do solo, concentração inicial do contaminante e profundidade à zona contaminada. Os parâmetros referentes às características construtivas do edifício apresentam uma sensibilidade moderada aos efeitos dos resultados da modelagem.

O modelo da Johnson & Ettinger é considerado altamente conservador, em geral, de forma que ao se usar os valores padrão para as variáveis de entrada resultará em maiores concentrações de ar interno e, portanto, maiores riscos incrementais ou metas de remediação com base no risco mais baixas no meio (EPA, 1997).

Tabela 4. Classificação de sensibilidade e incerteza para parâmetros de entrada do modelo do Johnson & Ettinger

Parâmetro de entrada	Sensibilidade	Incerteza
Conteúdo volumétrico de água do solo (θ_w)	ALTO	ALTO
Permeabilidade ao vapor do solo (K_v)	ALTO	ALTO
Pressão diferencial (solo – edificação)	ALTO	ALTO
Concentração média inicial	ALTO	MODERADO
Profundidade até a base do solo contaminado	ALTO	MODERADO
Profundidade até o topo do solo contaminado	ALTO	BAIXO
Espaços do chão à parede	MODERADO	ALTO
Fração de carbono orgânico do solo	MODERADO	MODERADO
Razão de troca de ar	MODERADO	MODERADO
Volume de construção	MODERADO	BAIXO
Porosidade total do solo	MODERADO	BAIXO
Densidade do solo seco	BAIXO	BAIXO

Fonte: EPA, 1997

5.4.1.3. BIOVAPOR

BIOVAPOR (DeVaul, 2007; API 2010) é um modelo analítico unidimensional baseado em um modelo conceitual do local semelhante ao modelo J&E, mas que inclui biodegradação aeróbica em função do suprimento de O_2 , obtido a partir de uma solução analítica para calcular a profundidade aeróbia abaixo da superfície do solo. A conceituação do BIOVAPOR é baseada em uma fonte constante e uniforme de contaminação, com transporte dominado pela difusão e uma camada de solo homogênea (ITRC, 2014).

BIOVAPOR compartilha muitos parâmetros de entrada predefinidos com o modelo Johnson & Ettinger, sendo os seguintes os que afetam os aspectos de biodegradação do modelo:

- Fornecimento de O_2 abaixo do edifício;
- Parâmetros e concentrações químicas, incluindo todas as fontes de hidrocarbonetos ou produtos de degradação com demanda de oxidação (por exemplo, metano);
- Constantes químicas específicas de biodegradação de primeira ordem;
- Taxa de referência para respiração de oxigênio no solo;
- O_2 mínimo para respiração aeróbica;
- Distância da base da fundação do edifício à fonte de contaminação; e
- Tipo de fundação de construção (afetando a condição de limite de suprimento de O_2)

O modelo apresenta grande sensibilidade à concentração da fonte e distância de separação vertical nos casos em que a biodegradação é o principal mecanismo de atenuação. Para essas condições, os parâmetros relacionados à disponibilidade de O_2 subsuperficial, concentração de O_2 , fluxo de ar pelas fundações (Q_s), taxa de biodegradação (k_w) e umidade do solo (θ_w) podem ter grande influência nos resultados do modelo. Em locais onde não há biodegradação, com altas concentrações na fonte e curta distância de separação vertical, a sensibilidade do modelo BIOVAPOR é semelhante à do modelo Johnson & Ettinger, aplicável a compostos não biodegradáveis. Nessas condições, os parâmetros que descrevem as características da edificação e das fundações têm grande influência na modelagem, especialmente a taxa de troca de ar do edifício e a taxa de fluxo de ar na fundação (ITRC, 2014).

5.4.1.4 Estudo de Evans (et al., 2002)

Em um estudo de 2002 para o Institute of Petroleum no Reino Unido, Evans (et al., 2002) compararam os modelos CSOIL, VOLASOIL, GSI e BPRISC, entre outros. Para fins de comparação e avaliação da sensibilidade dos parâmetros de entrada com relação às estimativas de concentração de ar interno, os modelos GSI (baseado em Johnson & Ettinger), VOLASOIL e BPRISC foram selecionados.

Evans destacou 3 fatores fundamentais que diferenciam os modelos analisados:

- 1- Entrada de vapor: Todos os modelos analisados preveem a intrusão de gás do solo até a fundação do edifício, sendo que os modelos GSI, J&E, BPRISC preveem o escoamento por fissuras no perímetro ao passo que o modelo VOLASOIL prevê o escoamento pela fundação;
- 2- Biotransformação: Apenas o modelo BPRISC incorpora a biotransformação através de constantes de decaimento de primeira ordem, embora considere que a base de dados disponível é limitada, devendo ser considerada como uma área de incerteza;
- 3- Detalhes construtivos: Em geral, todos os modelos são desenvolvidos para fundações de pisos ou lajes de concreto. Em alguns, é possível incorporar recursos adicionais, como porões ou espaços elevados abaixo do piso (crawl space), no caso de VOLASOIL.

O cenário de contaminação utilizado para o “modelo genérico” representou uma área de contaminação rasa com concentração média de 5 mg/kg de benzeno, localizada a uma profundidade de 1,5 m abaixo da base da laje de um edifício. A difusão através do solo e através de uma base de concreto é considerada o único processo de transporte de vapor que ocorre. Os

parâmetros de entrada utilizados correspondem a uma residência unifamiliar, com laje de concreto, em terreno com solo arenoso.

Os resultados mostraram que, para um cenário de contaminação, as concentrações estimadas no ar interior, determinadas pelos modelos podem variar em várias ordens de magnitude. Para o cenário de difusão, os modelos GSI e BPRISC previram concentrações idênticas, refletindo que são baseados nos algoritmos desenvolvidos por Johnson e Ettinger (1991). Os resultados do modelo BIOVAPOR seriam comparáveis aos do GSI, pois foram desenvolvidos na mesma base matemática e não consideraram a biodegradação nesta hipótese. A inclusão de um espaço de acesso (crawl space) é exclusiva do modelo VOLASOIL e reflete as práticas de construção holandesas. Consequentemente, os resultados do modelo não podem ser comparados diretamente, no entanto, a estimativa do VOLASOIL é aproximadamente uma ordem de magnitude menor do que a prevista pelos modelos GSI e BPRISC, o que está relacionado à influência da diluição no espaço vazio elevado sob o chão (crawl space) (Evans et al, 2002).

Os resultados obtidos no estudo realizado por Evans et al, 2002, permitem extrair as seguintes conclusões em relação aos modelos analisados:

- Em geral, as concentrações de ar interno previstas tendem a variar em até uma ordem de magnitude entre os modelos. O modelo BPRISC, ao considerar os processos de difusão mais advecção, tende a aumentar em uma ordem de magnitude as estimativas de concentrações no ar interno.
- Modelos que permitem a identificação de heterogeneidades no subsolo, como uma camada com baixo teor de umidade, a exemplo do modelo BPRISC, resultam na previsão de menores concentrações de ar interno em uma ordem de magnitude.
- A inclusão de processos de biotransformação em modelos BIOVAPOR e BPRISC tem uma influência significativa na diminuição das estimativas de concentração no ar interior. Os resultados indicam que as concentrações de ar interno previstas diminuíram em aproximadamente três ordens de magnitude quando os processos de biotransformação foram assumidos.
- Geralmente, a sensibilidade relativa para os modelos GSI, BPRISC (submodelo Johnson e Ettinger) é maior para a concentração da fonte, conteúdo volumétrico de água na zona não saturada, fração de carbono orgânico, constante da lei de Henry e coeficiente de difusão ao ar livre, sendo menos sensível a mudanças na fundação, proporção de fissuras

e profundidade de contaminação (exceto para contaminação muito rasa em condições advectivas).

Um resumo das principais diferenças nos parâmetros de entrada com maior sensibilidade nas estimativas de concentração no ar interno a partir dos modelos avaliados e as suas principais aplicações estão mostradas na Tabela 5.

Tabela 5. Resumo da sensibilidade dos modelos e aplicação.

PARÂMETROS DE ENTRADA COM MAIOR SENSIBILIDADE NOS RESULTADOS DA MODELAGEM		APLICAÇÃO
VOLASOIL	- Profundidade da fonte de contaminação, - Concentração de SQI no vapor do solo, - Taxa de ventilação do ar no espaço interior.	Para avaliação específica do local. Em geral, as concentrações no ar interno são de ordem inferior do que GSI e BPRISC, relacionadas à influência da diluição no crawl space.
CSOIL	(*Não há dados sobre a sensibilidade do modelo na bibliografia selecionada). Sempre obtém o mesmo resultado para a concentração de ar interno ao usar diferentes tipos de solo e qualidades de fundações.	Para derivar valores de intervenção para remediação de solos e águas subterrâneas. Geralmente, as concentrações de ar interno são maiores do que VOLASOIL
JOHNSON & ETTINGER	- Porosidade, - Permeabilidade ao vapor do solo, - Concentração SQI na fonte, - Profundidade da fonte de contaminação, - Pressão diferencial ar – edifício, - Sensibilidade moderada aos parâmetros de construção.	Pode ser usado na avaliação específica do site. Altamente conservador, se forem usados valores genéricos.
BIOVAPOR	Se não houver biodegradação, a sensibilidade é igual à do modelo J&E. Quando há biodegradação, a maior sensibilidade está na disponibilidade de O₂; - Concentração de O₂, - Fluxo de ar através das fundações, - Taxa de biodegradação, - Teor de umidade do solo.	Avaliação específica do site quando SQI são compostos biodegradáveis. Os resultados podem chegar a 3 ordens de magnitude mais baixas na concentração do ar interno em comparação com outros modelos.
BPRISC	- Concentração SQI na fonte - Conteúdo volumétrico de água na zona vadosa - Teor de carbono orgânico do solo - Coeficiente de difusão ao ar livre	Avaliação específica do site. Ao considerar os processos de difusão + advecção, a concentração estimada no ar interno aumenta em uma ordem de magnitude. Se complemento biotransformação for usada, as estimativas são até 3 ordens de magnitude mais baixas.
GSI	- Concentração SQI na fonte - Conteúdo volumétrico de água na zona vadosa - Teor de carbono orgânico do solo - Coeficiente de difusão ao ar livre	Avaliação específica do site. Os resultados da modelagem são semelhantes aos do modelo J&E.

5.5 Aplicação de modelos matemáticos vs. medições in situ.

A maioria dos modelos existentes (utilizados em softwares comerciais ou de domínio público) fornecem uma estimativa das concentrações de ar interno com variações de uma ordem de magnitude, em relação aos valores medidos. No entanto, quando as concentrações de ar interno são monitoradas usando amostras compostas de 24 horas, os resultados obtidos também podem mostrar variações de uma ordem de magnitude, portanto, a precisão do modelo é geralmente razoável (T.A.McAlary et al, 2010). Além disso, a maioria dos modelos requer um grande número de variáveis de entrada, alguns dos quais difíceis de obter nos locais de estudo. As análises de sensibilidade e incerteza, mesmo com pequenas variações em alguns parâmetros de entrada, podem gerar variações em várias ordens de magnitude para a previsão de concentrações de ar interno (Ma, J., et al, 2020).

A amostragem e análise do ar interno envolve procedimentos de rotina, mas a interpretação dos resultados às vezes é muito difícil. Muitos produtos domésticos e materiais de construção (móveis, tapetes, têxteis, produtos de limpeza, selantes, colas de pintura, etc.) contêm compostos orgânicos idênticos aos contaminantes presentes no solo ou nas águas subterrâneas (Hers et al, 2001). Mesmo muitos materiais domésticos se comportam como sumidouros de VOCs. Durante os períodos de alta concentração de gás, a adsorção de VOCs por esses materiais pode reduzir as concentrações de pico e, inversamente, esses VOCs adsorvidos podem se comportar como uma fonte adicional durante os períodos de baixas concentrações de gases em ambientes fechados, como resultado de mudanças na temperatura ou outros fatores ambientais (Hers et al, 2001 *apud* Tillman & Waver, EPA, 2005).

Dada a dificuldade muitas vezes de discriminar as fontes de VOCs no interior, opta-se por amostrar solos e águas subterrâneas próximas e abaixo das áreas potencialmente impactadas. Essas medições são geralmente usadas com Fatores de Atenuação genéricos, para estimar as concentrações internas e o risco consequente para a saúde humana. No entanto, a amostragem de subsuperfície está sujeita a variações temporais e espaciais. Fatores temporais incluem variações sazonais na despressurização de edifícios, a exemplo do uso de chaminés, condicionadores de ar, ventilação natural ou vento. O teor de umidade no solo varia com as condições climáticas, as chuvas podem causar o aumento do lençol freático, com as flutuações no NAPL que isso acarreta (Tillman & Weaver, 2005, EPA, 2005).

Em casos extremos, os vapores resultantes da contaminação do solo e das águas subterrâneas com VOCs podem se acumular em espaços fechados de edifícios, atingindo concentrações que apresentam riscos de segurança de curto prazo (explosões devido ao acúmulo de metano ou

efeitos agudos na saúde). Na maioria das vezes as concentrações dos compostos serão baixas ou não detectáveis. No caso de concentrações muito baixas, a principal preocupação geralmente é se há ou não uma possibilidade inaceitável de efeitos crônicos para a saúde a longo prazo. Nessas situações (concentrações muito baixas), a amostragem e o monitoramento do ar interno não seriam suficientes para realizar uma avaliação de risco, portanto, modelos de intrusão de vapores devem ser usados. É importante destacar a importância de se obter valores representativos para os parâmetros de entrada mais sensíveis, assim como o modelo que melhor se adapta em cada situação particular para se determinar a concentração de ar interior mais realista possível. A validação dos modelos continua sendo um tema importante para estudar (Johnson, P, 2002).

5.6. Intrusão de Vapores no contexto da Gestão de Áreas Contaminadas no Uruguai

A intrusão de vapores e a necessidade de modelagem e pesquisa de fontes conhecidas de contaminação ainda não é um tema incorporado ao gerenciamento de áreas contaminadas no Uruguai. Nos últimos anos, a Avaliação de Risco à Saúde Humana começou a ser usada como uma ferramenta adicional para investigações ambientais.

Em um trabalho efetuado por Montañó et al, (2012) sobre contaminação de águas subterrâneas por hidrocarbonetos no Uruguai, foi realizado um levantamento sobre as regulamentações ambientais relacionadas com o assunto e a sensibilidade dos diferentes aquíferos com base nas principais atividades com esses compostos no país. A área urbana do departamento de Montevideo, capital do país, possui uma densidade de postos de serviço de 1 a cada 3 km², somada à única refinaria do país. Esta concentração de atividades é realizada sobre uma área geológica altamente vulnerável, composta por aquíferos pré-cambrianos fissurados, superficiais ou recobertos por uma fina camada de sedimentos modernos.

Em 1º de janeiro de 2020, entrou em vigor no Uruguai o Regulamento de Segurança de Instalações e Equipamentos para a Venda de Combustíveis Líquidos, Resolução URSEA (Unidade Reguladora de Serviços de Energia e Água), nº 164/019. Este documento estabelece as especificações técnicas mínimas de segurança das instalações e equipamentos relacionados à comercialização de combustíveis líquidos nos Postos de Venda em todo o país.

No item “Prevenção e controle de perdas” estabelece o controle de estoque e monitoramento da estanqueidade dos tanques de combustível. O artigo 93, deste capítulo, estabelece que “Quando for constatada perda de combustível, por vazamento em propriedade própria ou vizinha, o Distribuidor Varejista deve tomar imediatamente as ações necessárias para estancar o

vazamento, bem como minimizar os riscos à segurança de pessoas, bens e meio ambiente, por ela causados". No momento, a obrigatoriedade da instalação de poços de monitoramento para controle do solo e lençóis freáticos não está regulamentada como medida adicional de controle e prevenção da contaminação por vazamentos, a exemplo do que ocorre em outros países.

Em seu anexo, este regulamento estabelece, para o caso de porão e subsolo vinculado aos pontos de venda, a necessidade de “ventilação adequada, de detectores de gases, e de exaustores de ar que permitam evacuar no mínimo $0,3 \text{ m}^3/\text{min}/\text{m}^2$ de área da planta, em todos os momentos em que o porão permanecer ocupado”.

Atualmente, não existe um protocolo de ação para determinar a intrusão de vapores no caso de confirmação de contaminação do solo e lençóis freáticos, nem controle ou monitoramento de edificações vizinhas. Nas áreas urbanas, principalmente no centro da cidade, em muitos casos, os postos de serviços ficam próximos a prédios residenciais, que muitas vezes possuem subsolos (estacionamento, depósitos, etc.). No caso de postos de abastecimento antigos, onde os danos podem advir de vazamentos de anos de operação, as plumas de contaminantes na fase dissolvida podem ultrapassar os limites das propriedades e afetar áreas vizinhas, passando despercebidas.

Nesse sentido, os modelos matemáticos consistem em uma ferramenta muito importante para se avaliar o risco à saúde humana a partir da intrusão de vapores, principalmente nos casos relacionados à contaminação de aquíferos por VOCs (BTEX) oriundos do vazamento de combustíveis em áreas urbanas.

A utilização dos fatores de atenuação definidos pela EPA e adotados pela CETESB para a determinação da CMA, poderia ser implementada para efeitos de realização de uma caracterização primária do sítio ao nível do Tier 2, tendo em conta que estes representam resultados altamente conservadores, e sem considerar a biodegradação. Desta forma, se as concentrações estimadas para o ar interno estiverem abaixo dos valores de referência, a rota de inalação do vapor pode ser descartada com uma margem de segurança adequada, não se exigindo investigações adicionais.

Nos casos em que pesquisas adicionais são necessárias, os modelos GSI e BPRISC comercialmente disponíveis (baseados no modelo Johnson & Ettinger) seriam os mais adequados, uma vez que o VOLASOIL é adaptado à construção e às características físicas holandesas. Os parâmetros de entrada mais sensíveis que afetam os resultados do modelo devem ser levados em consideração e também considerar, no caso de compostos biodegradáveis, o uso do modelo BIOVAPOR.

6. CONCLUSÕES

Com base na pesquisa bibliográfica de artigos científicos, guias e documentos normativos de órgãos governamentais, foi feita uma comparação entre os modelos matemáticos mais utilizados em avaliações de risco à saúde humana para estimar a intrusão de vapor por contaminação de solos e águas subterrâneas. Os modelos selecionados foram Johnson & Ettinger (1991), BIOVAPOR (API, 2009), VOLASOIL (Waitz et al. 1996), CSOIL (RIVM), BPRISC (Spence Environmental Engineering for British Petroleum), GSI (Groundwater Services Inc., 1995).

A base do modelo conceitual para a intrusão de vapores é, no geral, a mesma em todos os casos: a existência de uma fonte de contaminação, no solo ou na água subterrânea, a partir da qual há a liberação e migração de VOCs na fase vapor para o interior do edifício, através das fundações.

Os modelos selecionados para esta análise têm em comum a consideração da partição de equilíbrio entre as diferentes fases (vapor, sólida e dissolvida) da fonte de contaminação e a modelagem a partir do fluxo difusivo; J&E, BPRISC e VOLASOIL também consideram a presença de um fluxo advectivo.

Todos os modelos analisados estimam a intrusão de vapores do solo até a fundação do edifício, sendo que os modelos GSI, J&E, BPRISC estimam a entrada por fissuras nas fundações de lajes de concreto ao passo que o modelo VOLASOIL prevê o fluxo pela fundação incorporando espaços vazios abaixo do piso (crawl space). Dadas as características particulares de cada modelo, é possível diferenciar claramente os modelos holandeses CSOIL e VOLASOIL do modelo Johnson & Ettinger, que serviu de base para o desenvolvimento de vários modelos amplamente utilizados (GSI, BIOVAPOR, BPRISC).

Outras diferenças, não menos importantes, incluem a possibilidade de calcular a partição a partir da presença de NAPL (J&E, BPRISC, BIOVAPOR, VOLASOIL) e modelagem com esgotamento da fonte para o caso de J&E e GSI. Apenas o modelo BPRISC (através da incorporação do módulo de Johnson Modified) adiciona o processo de biotransformação no cálculo, ao passo que o modelo BIOVAPOR (DeVaull, 2007; API 2010) inclui biodegradação aeróbica em função da supressão de O₂.

Tabela 6. Resumo das principais características dos modelos analisados

	Johnson & Ettinger	BIOVAPOR	CSOIL	VOLASOIL	BPRISC	GSI
Fluxo difusivo	X	X	X	X	X	X
Fluxo advectivo	X	X		X	X	
Fluxo através das fundações			X	X		
Fluxo através de rachaduras e fendas	X	X			X	X
Biotransformação		X			X	
Partição a partir do NAPL	X	X		X	X	
Modelagem com esgotamento da fonte	X					X

Foram elencados os parâmetros de entrada com maior sensibilidade na estimativa das concentrações no ar interno para os modelos selecionados neste estudo. Em geral, os resultados das análises de sensibilidade mostram que os parâmetros de entrada mais sensíveis variam de acordo com as características de cada modelo, estando relacionados na maioria dos casos à concentração de SQI na fonte e sua profundidade em subsuperfície. Os parâmetros que têm uma influência significativa nos resultados esperados devem ser obtidos a partir de medições *in situ* no local. Os valores menos sensíveis podem ser obtidos de fontes de referência apropriadas. Os resultados da análise de sensibilidade ajudam a identificar os parâmetros de entrada que são críticos para se determinar a concentração de ar interior mais realista possível para o gerenciamento da área e tomada de decisão com base no risco. Dentro desse contexto, a validação dos modelos continua sendo um assunto muito importante a ser estudado.

Atualmente no Uruguai, não existe um protocolo de ação para determinar a intrusão de vapores no caso de confirmação de contaminação do solo e lençóis freáticos, nem controle ou monitoramento de edificações vizinhas. Nesse sentido, os modelos matemáticos consistem numa ferramenta muito importante para se avaliar o risco à saúde humana a partir da intrusão de vapores, principalmente nos casos relacionados à contaminação de aquíferos por VOCs (BTEX) oriundos do vazamento de combustíveis em áreas urbanas.

7. BIBLIOGRAFIA

ABNT NBR 16209. Avaliação de risco a saúde humana para fins de gerenciamento de áreas contaminadas. 2013

ASTM, Technical & Professional training. RBCA Fate and transport models: Compendium and selection guidance, 1999.

ASTM E 1739 – 95, (Reapproved 2010) Standard Guide for Risk – Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites.

ASTM E 2081 – 00, Standard Guide for Risk – Based Corrective Action

BIOVAPOR –A1-D, Vapor intrusion model with oxygen – limited aerobic biodegradation. Version 2.1, American Petroleum Institute, November 2012.

CATHCART, D. Análise comparativa de modelos de avaliação de risco a saúde humana para o gerenciamento de áreas contaminadas. UFSC, 2014.

CETESB, 2015. (<https://cetesb.sp.gov.br/areascontaminadas/documentacao/planilhas-para-avaliacao/>).

DAVIS, G.B., et al. Petroleum vapour model comparison. Technical Report N°9. CRC for Contamination Assessment and Remediation of the Environment. Australia, 2009

DeVAULL, G., Indoor Vapour intrusion with Oxygen – limited biodegradation for a subsurface Gasoline source. Shell Global Solution US inc.

DINAMA, (Dirección Nacional de Medio Ambiente), Guía para la Identificación y Evaluación Preliminar de Sitios Potencialmente Contaminados, Montevideo, 2005.

EPA, Vapour Intrusion Database: Evaluation and Characterization of Attenuation factors for Chlorinated Volatile Organic Compounds and Residential Buildings. OSWER, USEPA, 530-R-10-002. March 16, 2012

EPA, Review of Recent Research on Vapour Intrusion. September 2005.

EVANS, D. et al. Vapour Transfer of Soil Contaminants. R&D Technical Report P5-018/TR. Petroleum Institute, 2002

GOUVEA Jr, J.C., BERTOLO, R., HART, S.T., Intrusão de vapores do solo: Breve histórico sobre desenvolvimento da tecnologia, cenário brasileiro e avanços recentes. Holos Environment, Brasil, 2018. <http://dx.doi.org/10.14295/holos.v18i2.12307>

GSI ENVIRONMENTAL, 2009. Manual del Usuario para el software RBCA Tool Kit for Chemical Releases, Risk Based Corrective Action Tool Kit Version 2.5e.

ITRC. Guidance Document. Petroleum Vapour Intrusion. Fundamentals of Screening, Investigation and Management, 2014

ITRC. Technical and Regulatory Guidance. Vapour Intrusion Pathway: a Practical Guideline, 2007.

JOHNSON, P., Identification of critical parameters for the Johnson and Ettinger (1991) Vapor intrusion Model. American Petroleum Institute, May, 2002

JUNTA DE ANDALUCÍA, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Guía de evaluación de riesgos para salud humana en suelos potencialmente contaminados, Enero 2017.

MA, J., McHUGH, T., BECKEY, L., LAHVIS, M., DeVAULL, G. & JIANG, L. Vapour intrusion investigation and decision-making: A critical Review. Environmental Science & Technology. <https://dx.doi.org/10.1021/acs.est0c00225>

MA, J., YAN, G., LI, H., GUO, S. Sensitivity and uncertainty analysis for Abreu & Johnson numerical vapour intrusion model. Journal of Hazardous Materials 304 (2016) 522 – 531.

McHUGH, T., et al., Recent advances in vapour intrusion site investigation. Journal of Environmental Management (2017), <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.02.015>

MONTAÑO, J, et al., Contaminación del agua subterránea por hidrocarburos en el Uruguay, 11° Congreso Latinoamericano de Geología, Cartagena, Colombia, 2012.

NICOLE BRASIL – (Network for Industrially Contaminated Land in Latin America). GOUVEA, Jr. Intrusão de vapores em ambientes fechados: conceitos básicos, avaliação e gerenciamento de áreas contaminadas no Brasil. Grupo Técnico de Intrusão de Vapores. São Paulo, 2016. 88p.

OSWER, Technical guide for Assessing and mitigating the vapour intrusion pathway from subsurface vapour sources to indoor air. USEPA, June 2015.

PENNELL, K., et al. (2016). Field data and numerical modelling: A multiple lines of evidence approach for assessing vapour intrusion exposure risks. Science of the Total Environment 556 (2016) 291 – 301

PROVOOST, J. (2013). Soil contamination and indoor air quality - The accuracy and conservatism of screening-level algorithms for vapour intrusion of VOC into buildings, PhD dissertation, Open University

PROVOOST, J., BOSMAN, A., REIJNDERS, L., BRONDERS, J., TOUCHANT, K., & SWARTJES, F. (2010). Vapour intrusion from the vadose zone—seven algorithms compared. Journal of Soils and Sediments, 10(3), 473-483. <https://doi.org/10.1007/s11368-009-0127-4>

SWARTJES, F.A. (ed.) Dealing with Contaminated Sites, Springer Science +Business Media B.V. 2011

TILLMAN, F., WEAVER, J., Review of Recent Research on Vapour Intrusion. USEPA, 2005.

URSEA, (Unidad Reguladora de Servicios de Energía y Agua). Combustibles líquidos (con excepción de GLP), Texto Ordenado de Resoluciones de URSEA, marzo 2020. www.ursea.gub.uy

VAN BREEMEN, et al. CSOIL 2020: Exposure model for human health risk assessment through contaminated soil. Technical description. RIVM letter report 2020 – 0165.

WAITZ, M., et al. The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds. RIVM report N° 715810014, 1996