

CONTAMINAÇÃO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA E SOLOS POR SISTEMAS DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

GROUNDWATER AND SOIL CONTAMINATION BY URBAN SOLID WASTE DISPOSAL SYSTEMS

Resumo: A contaminação da água subterrânea e do solo por sistemas de disposição de resíduos sólidos urbanos tem se tornado um problema ambiental crítico nos últimos anos. Esse cenário exige estudos que analisem os contaminantes envolvidos, visando à preservação dos recursos naturais e à qualidade de vida da população. O presente trabalho tem como objetivo realizar um levantamento bibliográfico sobre os principais agentes poluentes da água subterrânea e do solo, destacando os impactos ambientais e estruturais resultantes da disposição inadequada de resíduos. A metodologia baseia-se em pesquisa documental e revisão de literatura, considerando normativas ambientais e estudos recentes sobre a temática. Os resultados apontam que substâncias como metais pesados, compostos orgânicos e agentes patogênicos representam os principais contaminantes, podendo comprometer a qualidade da água e do solo, além de gerar riscos à saúde pública. Por fim, são discutidas soluções para mitigação desses impactos, com ênfase na necessidade de infraestrutura adequada para a gestão de resíduos sólidos, além de políticas públicas voltadas para práticas sustentáveis e tecnologias de remediação ambiental.

Palavras-chave: Modelagem de poluentes em águas. Índice de poluição. Método DRASTIC. Propriedades elétricas da água e solo. Disposição de resíduos sólidos urbanos.

Abstract: The contamination of groundwater and soil by urban solid waste disposal systems has become a critical environmental problem in recent years. This scenario requires studies that analyze the contaminants involved, aiming to preserve natural resources and the population's quality of life. The present work aims to carry out a bibliographical survey on the main polluting agents of groundwater and soil, highlighting the environmental and structural impacts resulting from inadequate waste disposal. The methodology is based on documentary research and literature review, considering environmental regulations and recent studies on the subject. The results indicate that substances such as heavy metals, organic compounds and pathogenic agents represent the main contaminants, which can compromise the quality of water and soil, in addition to generating risks to public health. Finally, solutions for mitigating these impacts are discussed, with an emphasis on the need for adequate infrastructure for solid waste management, in addition to public policies aimed at sustainable practices and environmental remediation technologies.

Keywords: Modeling pollutants in water. Pollution index. DRASTIC method. Electrical properties of water and soil. Disposal of urban solid waste.

Ricardo Aparecido Santos¹

Andréa dos Guimarães de
Carvalho²

Lucas Xavier Pittas³

1 Doutorando em Agronomia pela Universidade Federal de Goiás (UFG) E-mail: ricardoaparecidosantos355@gmail.com.

2 Pós Doutora em Análise do Discurso pela (UFT), Doutora em Linguística pela (UnB). E-mail: andrea.cenaudio@gmail.com.

3 Físico pela Universidade Federal de Goiás (UFG). E-mail: lucas_xavier@egresso.ufg.br

INTRODUÇÃO

A água subterrânea continua sendo um recurso natural vital que requer esforços contínuos e concentrados para protegê-la. O contínuo despejo indiscriminado de resíduos e o comportamento humano indisciplinado em relação à gestão e estratégias ambientais exigem uma abordagem holística da segurança ambiental. Estudos mostram que os lixões a céu aberto continuam sendo a fonte mais popular de poluição hídrica e ambiental (Laskar et al., 2022).

Água limpa é essencial para a vida, no entanto, obter água limpa para beber e outras necessidades humanas é uma grande preocupação nos dias atuais. E por sua vez a mesma, fica poluída de várias maneiras, sendo por atividades antrópicas, como desmatamento, agricultura, urbanização, degradação do ecossistema e extração excessiva de águas subterrâneas, afetam diferentes componentes do ciclo hidrológico como (precipitação natural, evaporação e escoamento superficial). O crescimento populacional e a elevação dos padrões de vida estão levando ao esgotamento dos recursos hídricos existentes (Chowdhury, 2013).

Com isso, a contaminação das águas subterrâneas é um grande desafio e preocupação global nas últimas décadas (Mukherjee et al., 2020). Nos países em desenvolvimento, as más condições sanitárias

devido ao crescimento populacional estão afetando a poluição das águas subterrâneas. Nas áreas rurais dos países desenvolvidos, a contaminação das águas subterrâneas é atribuída principalmente à aplicação de fertilizantes, uso de pesticidas e uso indiscriminado de águas subterrâneas por bombeamento para irrigação, enquanto nas áreas urbanas, poluentes químicos e microorganismos nocivos originários do desenvolvimento urbano, doméstico e industrial, sendo os resíduos a principal causa da contaminação das águas subterrâneas.

A inserção de resíduos sólidos, vêm resultando em diversos problemas ambientais enfrentados pelos grandes centros urbanos e atividades agrícolas. Esses resíduos são uma mistura complexa de materiais orgânicos e inorgânicos com propriedades físicas e químicas variáveis, cujas características acompanham as transformações tecnológicas e marcam o estágio de desenvolvimento de uma sociedade (Aniceto & Horbe, 2012).

E em a dessas transformações, estão relacionadas as pilhas e baterias que apresentam elementos químicos altamente poluentes tanto ao homem quanto à natureza, dentre os quais destacam-se o Chumbo (Pb), o Mercúrio (Hg), o Cádmiio (Cd), o Cobre (Cu), o Níquel (Ni), a Prata (Ag), o Lítio (Li), o Manganês (Mn) e o Zinco (Zn), em virtude

disso a disposição de resíduos sólidos urbanos têm recebido cada vez mais atenção nos últimos anos, por representarem potencial fonte de contaminação do solo, da água e do ar (Piaz e Ferreira, 2011).

Em virtude disso, é necessário manter-se informado das ações contaminantes de água subterrânea e solo por disposição de resíduos sólidos urbanos, os mesmos provocam diversas doenças e perigos para os seres humanos de modo geral. Diante disso, surgiu a motivação de desenvolver uma revisão crítica, sobre os riscos de contaminação de recursos hídricos subterrâneos e solos por disposição de resíduos sólidos urbanos, a fim de analisar e verificar as ações contaminantes que estão envolvidas no processo, sendo que se torna necessário realizar um levantamento dos ambientes de contaminação.

RISCO DE CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA SUBTERRÂNEA NA ÁREA URBANA

Os aquíferos localizados sob as cidades possuem uma problemática reconhecidamente complexa. Existe uma carga poluente considerável a ser incorporada nas águas subterrâneas e isso pode causar a contaminação e inviabilidade do uso desse recurso. Schirmer, Leschik e Musolf (2013, p.289) afirmam que “é necessário relacionar melhor as

características da cidade aos problemas ambientais relativos à água com base em abordagens metodológicas comparáveis” . Ademais, condições de uso e ocupação do solo, além da qualidade sanitária, devem ser melhor investigadas quanto a sua influência na qualidade da água, buscando entender os mecanismos de contaminação, promovendo subsídios para conservação dos aquíferos urbanos.

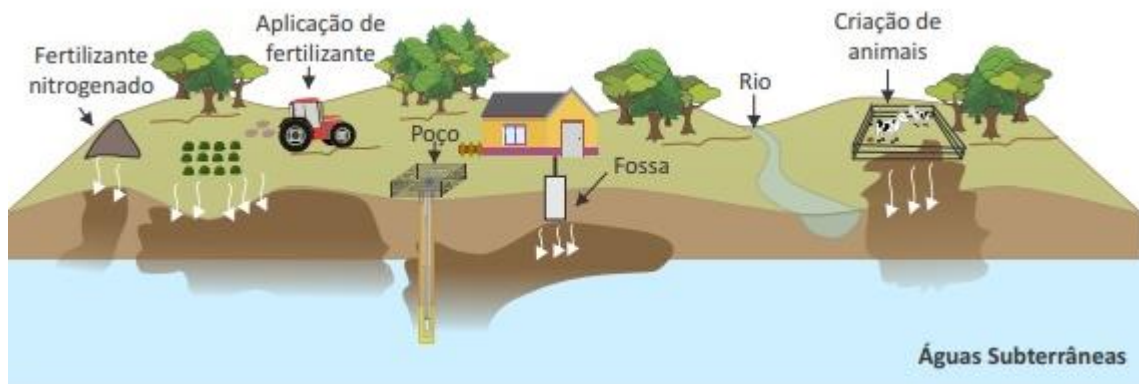
Com isso, a extração inadequada de recursos hídricos subterrâneos, como poços mal planejados ou desativados, sem as devidas medidas de proteção, são algumas das principais fontes de contaminação de aquíferos urbanos.

A grande problemática das bacias hidrográficas urbanas envolve a complexidade socioambiental de ocupação e demanda por espaço para usos inerente às cidades. As águas subterrâneas nessas bacias, sobretudo em aquíferos porosos, possuem notável integração com as águas superficiais e sofrem influência da falta de esgotamento sanitário que está ligada aos riscos de contaminação (Peixoto e Silveira, 2017).

Com o rápido crescimento populacional, em muitas áreas metropolitanas, especialmente cidades industriais, ocorre um aumento na carga de Nitrato lançado dentro do sistema aquático, através de atividades

antropogênicas, incluindo descargas de industriais, aplicação de fertilizantes agrícolas com nitrogênio, esgotos domésticos e resíduos humanos ou de animais. Teores elevados de nitrato em água podem ser tóxicos para crianças e podem aumentar os riscos de câncer de estômago e outras doenças (Xing et al., 2013). A figura 1 abaixo mostra a inserção de nitrato nas águas subterrâneas: desafio frente ao panorama atual.

Figura 1 - Poluição por nitratos das águas subterrâneas



Fonte: CETESB, 2019

CONTAMINAÇÃO DO SOLO POR METAIS PESADOS

A contaminação do solo por metais pesados é atualmente conhecida como um grave desafio ambiental. Isso se deve às suas características não biodegradáveis e permanência prolongada no ambiente (Yadav et al., 2018). Os veículos são os principais contribuintes para os níveis crescentes de metais pesados nos solos ao longo das estradas (Wang e Zhang, 2018) emitidos pelo desgaste dos pneus, queima de combustível, vazamento de óleo, corrosão da bateria e componentes metálicos (Ghosh e Maiti, 2019). Aplicação de fertilizantes, pesticidas, deposição atmosférica e irrigação de água residuais são outros fatores

que também estão envolvidos na elevação dos teores de materiais pesados em solo agrícola de beira de estrada (Zeid et al., 2018).

O acúmulo de materiais pesados no solo agrícola à beira da estrada pode representar uma grave ameaça à qualidade do solo e também pode ser facilmente acumulado nas lavouras e, posteriormente, na cadeia alimentar (Yadav et al., 2017a, Yadav et al., 2017b ; Suresh e Nagesh, 2015).

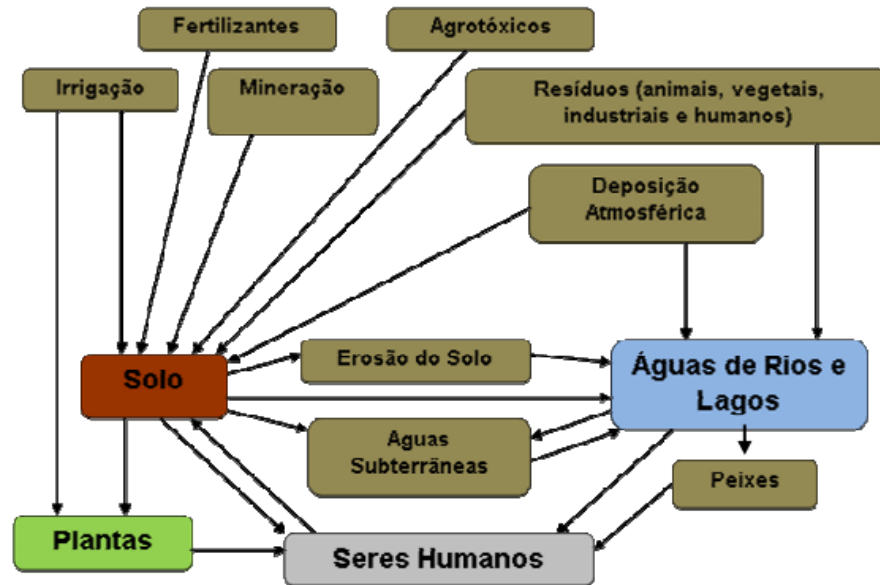
As pessoas que residem ao longo e perto das estradas e rodovias são mais propensas a doenças respiratórias, cutâneas e oculares devido à contaminação de partículas de poeira/solo com metais pesados. A poeira da estrada é uma mistura intrincada de minúsculas partículas que podem consistir em

metais pesados, orgânicos e inorgânicos, etc., que podem ser ressuspensos devido à ação do tráfego e do vento. Assim, pesquisadores em todo o mundo estão preocupados com o acúmulo significativo de metais pesados no solo (Yang et al., 2019; Sobhanardakani, 2019).

De acordo com Levy et al. (1992) a distribuição dos metais pesados no solo é

controlada por reações de precipitação, dissolução, troca iônica, adsorção e dessorção, complexação, imobilização e mobilização biológica, adsorção vegetal. A figura 2 abaixo ilustra alguns desses caminhos, já indicando as principais fontes de adição de metais-traço no meio ambiente.

Figura 2 - Diferentes vias de exposição dos metais-traço ao homem indicando as principais fontes de adição no meio ambiente.



Fonte: Martins et al. (2011)

A presença de metais pesados em áreas contaminadas podem se originar de diferentes fontes antropogênicas, desde rejeito de extração de minérios, descarte de resíduos de metal em aterros mal protegidos, gasolina com chumbo e tintas à base de chumbo, aplicação de fertilizantes, adubo animal, biossólidos (lodo de esgoto), agrotóxicos, resíduos de

combustão de carvão, produtos petroquímicos e da deposição atmosférica (Zhang e Wang, 2018).

FORMALISMO TEÓRICO

Sabemos que todo o material para se tornar condutor precisa ser aplicado um campo

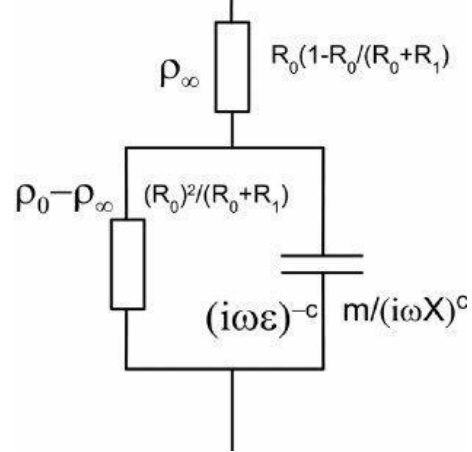
elétrico mínimo para que ele se torne condutor e seja possível armazenar cargas e esta propriedade se chama rigidez dielétrica. Em diversos materiais podemos perceber a alteração da constante dielétrica quando há aumento da concentração de componentes na amostra, sendo saturada com frações de outros compostos ou mesmo misturado por causa da alteração da mobilidade elétrica (Schwartz; A. Furman, 2014).

Outra forma interessante para se avaliar riscos e contaminações são pelos índices **DRASTIC** (Aller et al., 1987) e o índice de poluição (Novais; Cruz; Azevedo, 2019) que se baseia em métodos pré-estabelecidos e tabelados que constituem em um bom método para análise de riscos a contaminação de solos e água.

Modelo do cole-cole (mcc)

A figura abaixo 3 demonstra a configuração de um circuito elétrico, por meio do Modelo de cole-cole (mcc).

Figura 3: Circuito elétrico retirado de (Tarasov; Titov, 2013)



Fonte: Adaptado de Tarasov e Titov (2013)

Vamos utilizar o modelo de Cole-Cole (Cole; H.Cole, 1941) para a modelagem do problema, para isso vamos considerar que há uma corrente de deslocamento alternada e com baixa frequência (Tarasov; Titov, 2013) além da corrente de condução. No modelo de Cole-Cole escrevemos a relação dielétrica em função da frequência com representação gráfica da figura 3.

$$(1) \quad \epsilon(\omega) = \epsilon_{\infty} + \frac{\epsilon_s - \epsilon_{\infty}}{1 + (i\omega\tau)^{1-c}}$$

Onde os dois epsilons, são as constantes dielétricas a frequência infinita e estática, respectivamente, tau e c são a constante de tempo e um valor entre zero e um que depende do material estudado. Para o caso $c = 0$ se recupera o modelo de Deybe. É possível tratar o modelo de Cole-Cole através de outras representações como a da condutividade e resistência (Liu; Ma; Yang,

2015; Schwartz; Furman, 2012; Kozhevnikov; Antonov, 2021).

Temos na equação 1 uma relação dielétrica com parte real representando de fato a constante dielétrica e sua parte complexa representando um fator de perda de energia armazenada no material (Dahim et al., 2020). A densidade de corrente de deslocamento é também calculada pela polarização adquirida após se quebrar a rigidez dielétrica e aparece nas equações de Maxwell macroscópicas, essa corrente é calculada pela derivada temporal do vetor deslocamento elétrico e nem sempre necessariamente a polarização adquirida gera um campo magnético já que as cargas ficam armazenadas no dielétrico e sendo de natureza eletrostática. Definindo uma função resposta $K(t - T)$, conseguimos calcular a densidade de corrente de deslocamento (Hill; Dissado, 1985) com:

$$(2) \quad \frac{d\vec{P}}{dt} = \vec{J}(\vec{r}; t) = - \int K(t - T) \vec{P}(\vec{r}; T) dT.$$

Modelo de pelton e equações de pelton

O modelo de Pelton (Pelton et al., 1978) busca prever as mesmas propriedades do modelo de Cole-Cole, porém possui diferenças na hora de calcular a constante de tempo e possui diferenças em relação ao MCC. sua principal diferença é em relação a constante de tempo (Kozhevnikov; Y. Antonov, 2021;

Tarasov; Titov, 2013) que tem diferenças em relação a cargueabilidade m que se escreve tanto em função da condutividade como da resistividade.

$$(3) \quad m = \frac{\sigma_s - \sigma_\infty}{\sigma_s} = \frac{\rho_s - \rho_\infty}{\rho_s}.$$

No modelo de Pelton calculamos a razão dielétrica pelas equações: (Tarasov, Titov; 2013)

$$(4) \quad \epsilon(\omega) = \epsilon_\infty + \int_0^\infty \frac{F(\tau)}{1+i\omega\tau} d\tau.$$

$$F(\tau) = \frac{1}{2\pi} \frac{\sin(\alpha\pi)}{\cosh[(1-\alpha)x - \cos(\alpha\pi)]}.$$

$$\alpha = 1 - c.$$

$$x = \ln \frac{\tau}{\tau_0}.$$

F é uma função de densidade de probabilidade. A principal diferença entre os dois modelos é a constante de tempo que difere em função da cargueabilidade e pode ser corrigida em função da cargueabilidade, ficando em função da constante de tempo de cada modelo (Kozhevnikov; Antonov, 2021).

$$(5) \quad \tau_{MCC} = \tau_P \sqrt{1 - m}.$$

Metodologias experimentais

(Dahim et al., 2020)

Com a amostra de solo ou água podemos fazer vários arranjos experimentais que dependem dos equipamentos utilizados e

um deles é o método onde uma célula dielétrica capacitiva é construída e com o auxílio de um multímetro, alguns dispositivos eletrônicos com ambos conectados a um computador e com o valor da impedância da amostra se calcula o valor da relação dielétrica de solos contaminados com as equações:

$$(6) \quad Y = \frac{1}{Z}.$$

$$\epsilon = \frac{Re(Y)}{\omega C_0}.$$

O fator de perda e a fase são calculadas com:

$$(7) \quad Im[\epsilon(\omega)] = Re[\epsilon(\omega)]tg(\delta) \frac{Im(Y)}{\omega C_0}.$$

$$tg(\delta) = \frac{Im(Y)}{Re(Y)}.$$

4.3.2 (Schwartz; Furman, 2014)

Neste experimento se utiliza o duplo MCC (Pelton et al., 1978) em relação a condutividade

(8)

$$\sigma(\omega) = \sigma_0 \left[1 + \sum_{k=1}^2 \frac{m_k}{1 - m_k} \left(1 - \frac{1}{1 + (i\omega\tau_k)^{c_k}} \right) \right].$$

$$(9) \quad I_{DRASTIC} = D \cdot W_D + R \cdot W_R + A \cdot W_A + S \cdot W_S + T \cdot W_T + I \cdot W_I + C \cdot W_C.$$

Onde D,R,A,S,T,I e C são as classes da profundidade das águas, capacidade de infiltração, litologia, tipo de solo e do local, topografia da superfície, impacto da zona

Para isso temos uma abordagem com amostras de solos com dois tipos de íons dominantes em cada tipo de amostra, uma amostra com Ca²⁺ e outra com Na⁺ onde primeiro será determinado o impacto da presença de matérias orgânica e na segunda se verá o comportamento quando há a troca do cátion dominante e como altera o valor da rigidez dielétrica.

As amostras são preparadas conforme a metodologia de (Schwartz.A.Furman).

(Novais; Cruz; Azevedo, 2019)

Índice de vulnerabilidade DRASTIC

(Aller et al., 1987)

Este índice se baseia num método muito útil e utilizado para avaliar riscos quando há disponibilidade de dados pré-estabelecidos. É muito útil usar a base de dados de solos da Embrapa.

vadosa, condutividade hidráulica e seus respectivos pesos. O risco é classificado como baixo com índice menor que 135, médio com índice entre 135 e 150 e índice alto com índice

maior que 150. Os pesos variam de 1 até 5 e parâmetros do índice DRASTIC com alguns classes de 1 até 10. Na tabela 1 temos alguns parâmetros. valores que são atribuídos para alguns

Tabela 1 – Tabela retirada de (Aller et al., 1987) com pesos e parâmetros para o índice DRASTIC.

Fator	Peso	Intervalo	Valor
D-Profundidade de água subterrânea (m)	5	<0-1,5	10
		1,5-4,6	9
		4,6-9,3	8
		9,3-15	7
		15-23	5
		23-30	3
		> 30	2
			1
R-Recarga (mm/dia)	4	0-50	1
		50-100	3
		100-175	6
		175-250	8
		>250	9
A-Litologia	3	- Folhelho Maciço	1-3
		- Rochas ígneas e metamórficas	2-5
		- Rochas ígneas e metamórficas alteradas	3-5
		- Sucessões finamente acamadas de arenitos, calcários e folhelhos	5-9
		- Folhelhos	4-9
		- Arenitos Maciços	4-9
		- Calcários maciços	6-9
		- Basaltos	2-10
- Calcários e Cársticos	9-10		
S-Tipo de solo	1	Argila não expansiva	1
		Franco argiloso	3
		Sítio arenoso	4
		Franco	5
		Franco arenoso	6
		Argila expansiva	7
		Solo arenoso	9
		Solo com cascalho	10
		Solo fino	10
T-Declividade do Terreno	1	0-2	10
		2-6	9
		6-12	5
		12-18	3
		>18	1
I-Zona vadosa	5	- Argila e siltes	1-2
		- Xistos	2-5
		- Calcários	2-7
		- Arenitos	4-8
		- Calcários, arenitos e folhelhos	4-8
		- Areias e cascalhos com teor significativo de silte e argila	4-8

		- Rochas ígneas e metamórficas - Areias e cascalhos - Basaltos - Calcários cársticos	2-8 6-9 2-10 8-10
C-Conductividade Hidráulica (m/dia)	4	1-4,1 4,1-12,2 12,2-28,5 28,5-40,7 40,7-81,5 > 81,5	1 2 4 6 8 10

Fonte: Adaptado de Aller et al. (1987)

Índice de Poluição

O índice de poluição é outro método de classificação de riscos para solos e águas subterrâneas.

(10)

$$I = \sum_{i=1}^8 W_i R_i.$$

Onde os R's são pesos relacionados a riscos que variam de 1 até 5 que representam o destino dos líquidos percolados, tipo de resíduo, estado físico do resíduo,

biodegradabilidade de resíduos, o monitoramento do local, compactação de resíduos e o material de recobrimento do aterro ou vazadouros, respectivamente. Neste índice os intervalos para as vulnerabilidades são o baixo potencial poluidor $I < 3$, média poluição $3 < I < 6$, alta poluição $6 < I < 9$ e grave vulnerabilidade com necessária intervenção imediata $I > 10$. Na tabela 2 temos os valores para R's de alguns fatores importantes com seus pesos e critérios.

Tabela 2 – Classificação de parâmetros para o índice de poluição. Resíduos urbanos são os potencialmente recicláveis mais matéria orgânica

Risco	Peso (W)	Classe	R
Volume de resíduos disposto	5	<10 ton/dia	0,1
		10 a 50 ton/dia	0,2
		50 a 500 ton/dia	0,4
		>500 ton/dia	1
Sistema de drenagem do percolado	5	- Drenagem externa e interna existente	0,1
		- Drenagem interna existente	0,3
		- Reuso do percolado no próprio sistema	0,5
		- Drenagem ausente	1
Tipo de resíduos	3	- Inerte*	0,1
		- Urbano	0,2
		- Industrial-não perigoso	0,5
		- Perigoso	1
Estado físico dos resíduos	3	- Solidificado com a matriz inerte	0,1
		- Sólido	0,2
		- Lodo com umidade menor que 70%	0,5
		- Lodo com umidade maior que 70%	1
Tipologia de estabilização	2	- Não biodegradável	0,1

		- Aeróbico - Aeróbico e anaeróbico - Anaeróbico	0,3 0,5 1
Sistema de monitoramento	2	- Poço de monitoramento e geomembrana - Geomembrana - Poço de monitoramento - Ausente	0,1 0,3 0,5 1
Compactação de resíduos	1	- Compactado com equipamento pneumático - Compactado com trator de esteira - Compactado manualmente - Sem compactação	0,1 0,2 0,5 1
Recobrimento final	1	- Solo compactado - Argila compactada - Solo não compactado - Ausente	0,1 0,2 0,5 1

Fonte: Adaptado de Novais; Cruz; Azevedo (2019)

ANÁLISE DOS RESULTADOS

Várias formas podem ser utilizadas para se detectar propriedades dielétricas de solos, poluentes e água e para isso basta apenas analisar os gráficos das partes reais e imaginárias da admitância para calcular a relação dielétrica e colocar em gráficos em função da frequência e concentração dos poluentes analisados que sugere que há taxa de variação constante da dieletricidade em relação a concentração de poluentes em amostras de areia contaminadas artificialmente e que a proporcionalidade é afetada quando a amostra é submetida a diferentes frequências.

Essa taxa não é constante quando a dieletricidade está relacionada a frequência (Dahim et al., 2020; Tarasov; Titov, 2013; Cole; Cole, 1941; Liu; Ma; Yang, 2015)

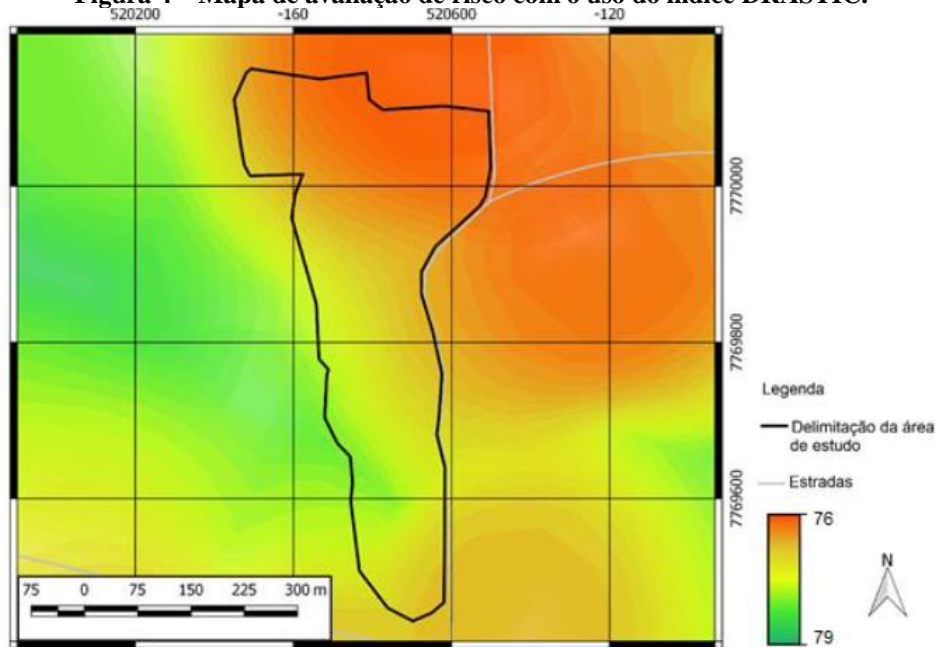
conforme se vê na figura 7. Para o fator de perda observamos o mesmo tipo de curva em função da frequência conforme a figura 8. A rigidez dielétrica é reduzida conforme se adiciona metais pesados, já que metais tem boa condutividade e contribuem para o aumento da condutividade de todo o composto (Dahim et al., 2020) formando tipos de "assinatura"(Schwartz, N; Furman, A., 2014) em solos contaminados para cada frequência e concentração. Sendo um bom método para se avaliar a poluição de solos e águas subterrâneas ou até mesmo sendo um bom método para avaliar a qualidade de águas como é proposto com (Hoon et al., 2020) com medição direta para determinar se a água é potável.

Quando plotamos o gráfico do fator dielétrico e fator de perda em função da

concentração, observamos linearidade para a relação dielétrica e fator de perda em função das concentrações de poluentes como se observa nas figuras 5 e 6. Na ausência de dados prontos ou de uma base de dados de solos e águas como da Embrapa ou de outros como de alguma prefeitura, é mais vantajoso

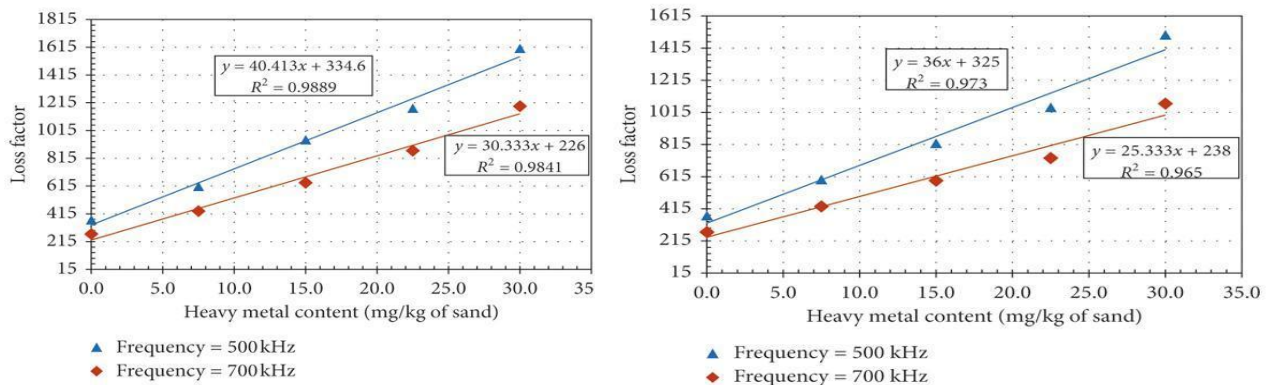
medir a dieletricidade. Porém, sempre é mais cômodo utilizar índices quando possível com a vantagem de classificar o nível de riscos para se avaliar qual é o melhor tempo para intervir e estimar um prazo para a decisão, controle e planejamento de riscos. Um exemplo é o mostrado na figura 4.

Figura 4 – Mapa de avaliação de risco com o uso do índice DRASTIC.



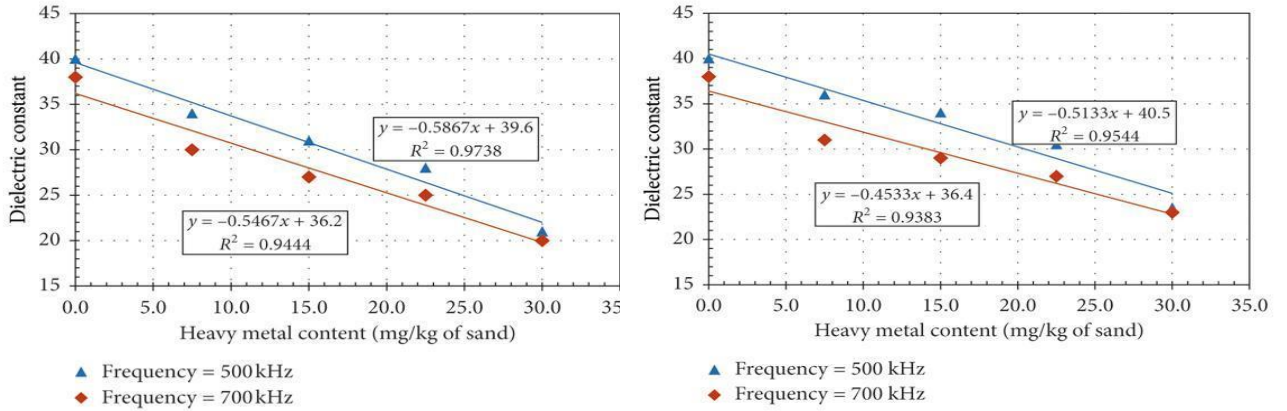
Fonte: (Novais; Cruz; Azevedo, 2019)

Figura 5: Gráficos dos fatores de perda Versus Concentração de metais pesados para sua respectiva frequência para o Pb e Zn.



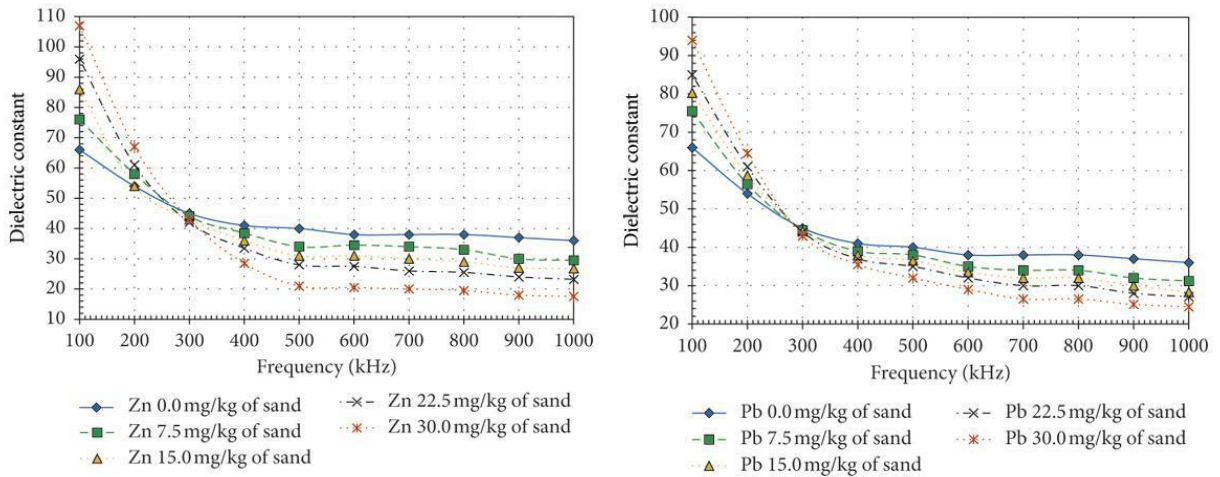
Fonte: Adaptado de Dahim et al. (2020)

Figura 6: Gráficos da constante dielétrica (relação dielétrica) Versus concentração de metais pesados para sua respectiva frequência para o Pb e Zn



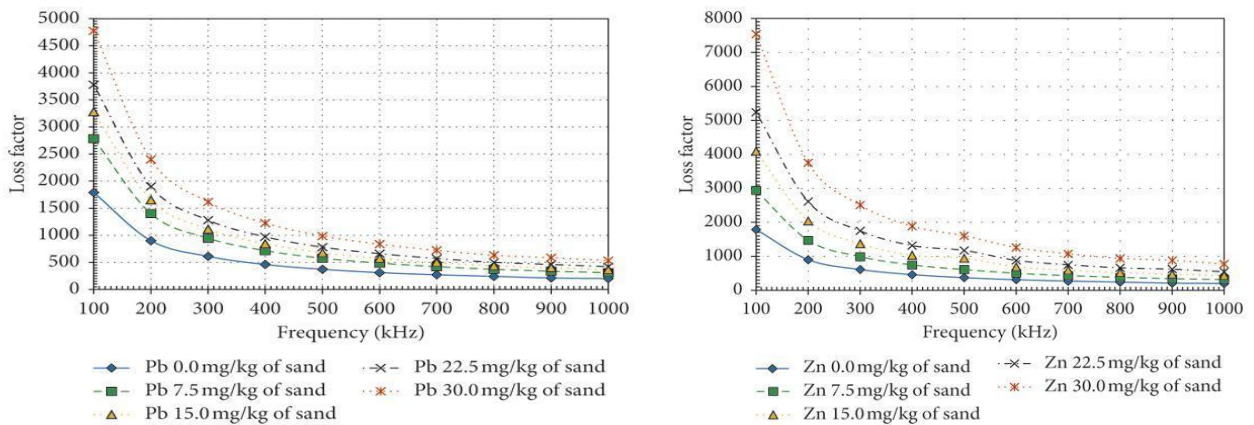
Fonte: Adaptado de Dahim et al. (2020).

Figura 7: Gráficos da constante dielétrica (relação dielétrica) Versus Frequência de metais pesados para o Pb e Zn.



Fonte: Adaptado de Dahim et al. (2020).

Figura 8: Gráficos do fator de perda Versus frequência de metais pesados para o Pb e Zn.



Fonte: Adaptado de Dahim et al. (2020).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Todos os métodos aqui discutidos têm suas vantagens e estão à disposição para a avaliação de riscos de resíduos sólidos urbanos e contaminação de águas. Dadas as informações do artigo, chegamos ao nosso objetivo que foi apresentar as bases de contaminação de água subterrânea e solo por sistemas de disposição de resíduos sólidos urbanos.

Os resultados foram atingidos através de pesquisas realizadas em artigos, revistas e sites conceituados, onde foi demonstrado nas referências utilizadas. Considerando que a aplicação da modelagem de poluentes em solos, vêm a ser uma grande diversificação para solucionar situações de infraestrutura nas cidades e áreas agrícolas, buscando assim a qualidade de vida da população de modo geral.

REFERÊNCIAS

ALLER, L. et al. **Drastic: A standardized system to evaluate ground water pollution potential using hydrogeologic settings.** v. 1, 1987.

ANICETO, K. P. C.; HORBE, A. M. C. **Solos urbanos formados pelo acúmulo de resíduos em Manaus, Amazonas, Brasil.** 2015.

CARLOS, J. et al. **Vulnerabilidade natural e perigo à contaminação de zona de recarga**

do aquífero Guarani / Vulnerability and danger to contamination of recharge zone of the Guarani Aquifer, Brazil. *Águas Subterrâneas*, v. 28, p. 31–46, jan. 2014.

CHOWDHURY, SHAKHAWAT. **Exposure assessment for trihalomethanes in municipal drinking water and risk reduction strategy.** *The Science of the Total Environment*, v. 463-464, p. 922–930, jul. 2013.

DAHIM, M. et al. **Using a dielectric capacitive cell to determine the dielectric properties of pure sand artificially contaminated with Pb, Cd, Fe and Zn.** *Hindawi Applied and Environmental Soil Science*, v. 2020, 2020.

GHOSH, S. P.; MAITI, S. K. **Assessment of heavy metal contamination in roadside deposition soil along a busy traffic road: A case study.** In: AIP PUBLISHING LLC. *AIP Conference Proceedings*. [S.l.], v. 2091, n. 1, p. 020022, 2019.

HILL, R. M.; DISSADO, L. A. **Debye and non-Debye relaxation.** *Physics C. Solid State Physics*, v. 18, p. 3829–3836, 1985.

HOON, W. F. et al. **Dielectric properties measurement and pH analysis for drinking water.** In: IOP PUBLISHING. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*. [S.l.], v. 864, n. 1, p. 012162, 2020.

KOZHEVNIKOV, N.; ANTONOV, E. **On the equivalence of the conductivity and resistivity equations by interpretation of induced polarization data.** *Geophysical Prospecting*, 2021.

KUMAR YADAV, K. et al. **Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: A review on application**

and future prospects. *Ecological Engineering*, v. 120, p. 274–298, 2018. ISSN 0925-8574.

LASKAR, N. et al. **Carbon emission intensity and firm performance: An empirical investigation in Indian context.** *Journal of Statistics and Management Systems*, v. 25, p. 1073–1081, set. 2022.

LEVY, D. et al. **Distribution and partitioning of trace metals in contaminated soils near Leadville, Colorado.** *Journal of Environmental Quality*, v. 21, abr. 1992.

LIU, H.; MA, H.; YANG, J. **Study of Cole-Cole complex resistivity for chrome-contaminated soil.** *Nature Environment and Pollution Technology*, v. 15, n. 3, p. 987–990, 2015.

MARTINS, C. A. da et al. **A dinâmica de metais-traço no solo.** *Revista Brasileira de Agrociência*, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, v. 17, n. 3, p. 383–391, 2011.

MAXWELL, J. C. **A dynamical theory of the electromagnetic field.** *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, v. 155, p. 459–512, 1865.

MUKHERJEE, A. et al. **Global groundwater: Source, scarcity, sustainability, security, and solutions.** [S.l.: s.n.], 2020. ISBN 9780128181737.

NOVAIS, T. M. F.; CRUZ, M. C. C.; AZEVEDO, M. de A. **Modelagem de vulnerabilidade e do risco de contaminação de águas subterrâneas em locais de disposição de resíduos sólidos urbanos.** *Revista Brasileira de Águas Subterrâneas*, 2019.

PEIXOTO, F. S.; SILVEIRA, R. N. M. C. **Bacia hidrográfica: tendências e**

perspectivas da aplicabilidade no meio urbano. *Revista Brasileira de Geografia Física*.

PELTON, W. et al. **Mineral discrimination and removal of inductive coupling with multifrequency IP.** v. 43, 1978.

PIAZ, J.; FERREIRA, G. **Gestão dos resíduos sólidos domiciliares urbanos: O caso do município de Marau-RS.** *Revista de Gestão Social e Ambiental*, DOI: 10.5773/rgsa.v5i1.248.

SCHIRMER, M.; LESCHIK, S.; MUSOLFF, A. **Current research in urban hydrogeology – a review.** *Advances in Water Resources*, v. 51, p. 280–291, 2013. ISSN 0309-1708. 35th Year Anniversary Issue.

SCHWARTZ, N.; FURMAN, A. **Spectral induced polarization signature of soil contaminated by organic pollutant: experiment and modelling.** *Journal of Geophysical Research*, v. 117, 2012.

SCHWARTZ, N.; FURMAN, A. **On the spectral induced polarization signature of soil organic matter.** *Geophysical Journal International*, 2014.

COLE, K.; COLE, R. **Dispersion and absorption in dielectrics I. Alternating current characteristics.** *The Journal of Chemical Physics*, v. 1, n. 1, 1941.

SOBHANARDAKANI, S. **Ecological and human health risk assessment of heavy metal content of atmospheric dry deposition, a case study: Kermanshah, Iran.** *Biological Trace Element Research*, Springer, v. 187, n. 2, p. 602–610, 2019.

SURESH, K.; NAGESH, M. **Experimental studies on effect of water and soil quality on crop yield.** *Aquatic Procedia*, Elsevier, v. 4, p. 1235–1242, 2015.

TARASOV, A.; TITOV, K. **On the use of the Cole-Cole equations in spectral induced polarization.** *Geophysical Journal International*, 2013.

VARNIER, C. et al. **Nitrato nas águas subterrâneas: desafios frente ao panorama atual.** São Paulo: SIMA/IG, v. 99, 2019.

WANG, M.; ZHANG, H. **Accumulation of heavy metals in roadside soil in urban area and the related impacting factors.** *International Journal of Environmental Research and Public Health*, MDPI, v. 15, n. 6, p. 1064, 2018.

XING, M. et al. **Relationship of nitrate isotopic character to population density in the Loess Plateau of northwest China.**

Applied Geochemistry, v. 35, p. 110–119, 08 2013.

YADAV, K. K. et al. **Bioremediation of heavy metals from contaminated sites using potential species: a review.** *Indian Journal of Environmental Protection*, v. 37, n. 1, p. 65, 2017.

YANG, S. et al. **Status assessment and probabilistic health risk modeling of metals accumulation in agricultural soils across China: A synthesis.** *Environment International*, Elsevier, v. 128, p. 165–174, 2019.

ZEID, S. et al. **Water quality index of shallow groundwater and assessment for different usages in El-Obour City, Egypt.** *Journal of Materials and Environmental Science*, v. 9, p. 1957–1968, 05 2018.