



C A P Í T U L O 7

POLUIÇÃO DO SOLO

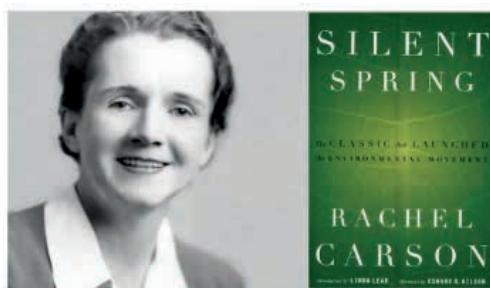
Beatriz Rodrigues Bagnolin Muniz

Natacha Madruga Farias

7.1 O DESPERTAR DA CONSCIÊNCIA AMBIENTAL E O DESENVOLVIMENTO DAS NORMATIVAS AMBIENTAIS

O ano de 1962 marcou o despertar da consciência ambiental com a publicação do livro *Primavera Silenciosa*, escrito por Rachel Carson (Figura 7.1). A obra iniciou uma profunda transformação na relação entre os seres humanos e o meio ambiente, sendo considerada um marco histórico no movimento ambientalista. A repercussão levou à proibição da produção doméstica do diclorodifeniltricloroetano (DDT) e fomentou a criação de políticas de controle ambiental (Carson, 2010; UNEP, 2020).

Figura 7.1 – Rachel Carson e obra intitulada *Primavera silenciosa*.



Fonte: American Chemical Society (2012).

O primeiro encontro internacional voltado exclusivamente às questões ambientais ocorreu em 1972, na Conferência das Nações Unidas em Estocolmo, que resultou na criação do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA). A partir desse evento, diversos acordos internacionais foram estabelecidos com foco na proteção dos oceanos, conservação da fauna e melhoria da qualidade do ar.

Em 1980, o PNUMA publicou a Estratégia de Conservação Mundial, documento fundamental que definiu o conceito de desenvolvimento sustentável e delineou a agenda global nessa área. Em 1982, instituiu-se o primeiro Programa de Montevidéu, estabelecendo prioridades para a legislação ambiental global. Já em 1987, o Protocolo de Montreal foi adotado por 197 países para controlar substâncias que destroem a camada de ozônio, sendo o único protocolo adotado de forma unânime até os dias atuais.

Em 1988, o PNUMA e a Organização Meteorológica Mundial criaram o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), que passou a fornecer subsídios científicos para a formulação de políticas climáticas. No final da década de 1980, mais precisamente em 1989, 183 países adotaram a Convenção da Basileia, que regulamenta o transporte e o descarte de resíduos perigosos.

A década de 1990 também foi marcada por avanços significativos. Em 1991, foi criado o Fundo Global para o Meio Ambiente (GEF), com o objetivo de financiar projetos ambientais. Em 1992, em um curto intervalo de três meses, ocorreram a Convenção sobre os Recursos Hídricos e a Cúpula da Terra, realizada no Rio de Janeiro. Nesta última, destacaram-se a criação da Agenda 21 e de outros importantes compromissos ambientais.

Em 1996, passou a vigorar a Convenção das Nações Unidas de Combate à Desertificação, sendo o único acordo internacional que vincula juridicamente o desenvolvimento sustentável à gestão da terra. Em 1998, a Convenção de Roterdã estabeleceu diretrizes para a regulamentação da importação de pesticidas e produtos químicos perigosos. Apenas em 1999, com o Pacto Global das Nações Unidas, os países-membros começaram a incentivar diretamente o setor privado na adoção de práticas sustentáveis e socialmente responsáveis.

Com o avanço tecnológico e o crescimento populacional, os acordos dos anos 2000 passaram a atender necessidades mais específicas. Destacam-se: o Protocolo de Cartagena sobre biossegurança (2000), a Convenção de Estocolmo sobre poluentes orgânicos persistentes (2001), e o programa UN-REDD (2008), voltado à redução do desmatamento, degradação florestal e emissões de gases do efeito estufa, com mecanismos de crédito de carbono.

Além dos protocolos, diversas conferências se tornaram marcos importantes, como a de Copenhague (2009), que estabeleceu a meta de limitar o aumento da temperatura global a 2°C, a RIO+20 (2012), com foco no desenvolvimento sustentável, e a Convenção de Minamata (2017), voltada ao controle e redução do uso e emissões de mercúrio.

No Brasil, a primeira legislação ambiental foi instituída em 1981 com a Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6.938/1981). Com o tempo, e diante da pressão de organizações ambientais e da sociedade civil, novas leis foram criadas para consolidar um sistema mais completo de proteção ambiental.

7.2 ACIDENTES AMBIENTAIS

Apesar dos avanços legais e institucionais, muitas normas ambientais só foram implementadas após uma série de desastres ambientais de grandes proporções. Entre os principais, destacam-se: a Doença de Minamata, a nuvem de dioxina em Seveso, o acidente na usina de Three Mile Island, o vazamento em Bhopal, a explosão de Chernobyl e o caso do Césio-137 em Goiânia (Gonçalves, 2017).

No ano de 1954 na cidade japonesa de Minamata localizada ao sul da Província de Kumamoto, alguns distúrbios e diminuição na população foram observados na fauna local. Dois anos depois, sintomas como convulsões e perda das funções motoras, se manifestaram na população local. Estudos revelaram que os danos neurológicos estavam ligados à contaminação por derramamento de efluentes com elementos-traço, em proeminência o mercúrio, pela Corporação Chisso que produzia fertilizantes e produtos petroquímicos. Por meio do derramamento, o metilmercúrio foi introduzido na cadeia alimentar, causando o envenenamento pela ingestão de animais contaminados.

Em 1976, uma explosão de um reator na fábrica química Icmesa, propriedade do grupo suíço Roche, localizada na cidade de Seveso, na Itália, acarretou a emissão de dioxina para a atmosfera que se manteve concentrada sobre a cidade. Tal episódio ficou conhecido como nuvem de dioxina. A deposição causou a contaminação de 1.800 hectares de terra. As primeiras consequências foram observadas na fauna que ia a óbito de forma gradativa. Seguidamente a população começou a apresentar alguns sintomas como, lesões cutâneas, náuseas e visão turva. Após a interdição da empresa, o solo contaminado foi lacrado em grandes estruturas de concreto e o restante do material armazenado em galões para tratamento.

O pior acidente nuclear dos Estados Unidos ocorreu na usina de *Three mile island* na Pensilvânia em 1979, o reator TMI-2 apresentou problemas mecânicos devido a um derretimento parcial do núcleo devido ao desligamento do circuito responsável pelo abastecimento de água destinada à refrigeração do gerador de vapor, sendo assim acionou-se o bombeamento de água por meio do circuito de resfriamento de emergência, porém, em decorrência de uma falha operacional, as válvulas que controlavam a passagem para o gerador de vapor ficaram bloqueadas por alguns instantes. Consequentemente, a água contaminada inundou o prédio de contenção, liberando gases com níveis elevados de radiação, xenônio e criptônio, para a atmosfera. A população foi retirada somente dois dias após o acidente, não sem a constatação de danos à saúde.

O maior desastre químico da história ocorreu em 1984, na cidade de Bhopal, na Índia, devido ao vazamento de aproximadamente 40 toneladas de gases letais, entre eles o metil isocianato (C_2H_3NO), na planta industrial da Union Carbide

Corporation, empresa fabricante de agrotóxicos. O vazamento teve origem no aumento descontrolado da pressão dentro de um tanque de armazenamento de isocianato de metila, mantido em estado líquido. O sistema de emergência, projetado para conduzir o composto a uma solução neutralizadora antes de sua liberação na atmosfera, não foi devidamente acionado. Apesar do aumento contínuo da pressão, os operadores evacuaram a instalação sem ativar as mangueiras de resfriamento do tanque. Como resultado, por meio de uma válvula defeituosa, o isocianato de metila foi liberado e transformado em estado gasoso, formando uma nuvem tóxica sobre a região. A exposição ao gás causou a morte imediata de mais de 2.000 pessoas, enquanto cerca de 50.000 sobreviventes sofreram graves lesões nos olhos e nos pulmões. A empresa responsável abandonou o local, que até hoje apresenta impactos ambientais e sociais significativos.

Em 1986, em Chernobyl, Ucrânia, acontecia o maior acidente nuclear da história, superando em dezenas de vezes os níveis de radiação das bombas de Hiroshima e Nagasaki. A explosão de um dos quatro reatores da usina da Central Nuclear de V. I. Lenin foi oriunda de uma sequência de falhas humanas, desativação do mecanismo de desligamento automático do reator e o desligamento de quatro das oito bombas de água que o refrigeravam, durante um teste para quantificar o tempo que as turbinas eram capazes de girar após uma queda repentina de energia. Imediatamente, 32 pessoas morreram e outros milhares perderam a vida nos anos seguintes. A nuvem nuclear atingiu a Europa e contaminou quilômetros de florestas.

O Brasil também foi cenário de um grave acidente radiológico em 1987, na cidade de Goiânia, Goiás. O incidente ocorreu quando dois catadores de materiais recicláveis recolheram um aparelho de radioterapia abandonado nas instalações desativadas do Instituto Goiano de Radioterapia. Levado a um ferro-velho para ser desmontado, o equipamento, composto por aço e chumbo, chamou a atenção dos trabalhadores, especialmente por conter uma cápsula com cloreto de césio-137 em forma de pó, que emitia um brilho azulado. Fascinado pelo brilho e acreditando tratar-se de algo valioso, um dos catadores compartilhou o material com familiares, amigos e vizinhos, sem ter consciência do risco radioativo. A manipulação e o deslocamento do césio-137 resultaram na contaminação de pessoas, da água, do solo e do ar, culminando na morte de pelo menos quatro pessoas e deixando dezenas com sequelas graves.

Ao relembrar alguns dos acidentes ambientais mais relevantes, comprehende-se que muitos deles poderiam ter sido evitados ou, ao menos, ter seus impactos significativamente minimizados, caso existissem diretrizes e normativas adequadas para regulamentar a instalação e a operação das atividades. Tais normas deveriam contemplar tanto os procedimentos em condições habituais quanto as medidas preventivas e corretivas em cenários excepcionais.

Porém, após essa percepção, o questionamento que fica é: "Como, após a criação de diversas diretrizes de controle ambiental, ainda ocorrem esses acidentes?" Pois bem, apesar da criação dos instrumentos legais que asseguram a qualidade ambiental e a saúde e o bem-estar da população, sendo o rigor embasado no grau de periculosidade de cada atividade exercida, a fiscalização ainda é falha. Essa fragilidade está diretamente relacionada à insuficiência de profissionais capacitados para atender à crescente demanda por análises de projetos e processos de licenciamento. Como consequência, a atuação fiscalizatória acaba sendo, muitas vezes, reativa, concentrando-se nos casos em que há denúncias formalizadas, em vez de exercer um controle preventivo e sistemático.

7.3 POLUIÇÃO E CONTAMINAÇÃO

O termo Poluição refere-se a uma contaminação com liberação de substâncias nocivas para o meio ambiente, causando danos à saúde e ao bem-estar da população e de todo ecossistema de entorno. A distinção entre poluição e contaminação é importante para entender os impactos ambientais e a presença de substâncias estranhas em um meio. Nem toda contaminação é poluição, pois a contaminação refere-se apenas à presença de substâncias não naturais ao ambiente, enquanto a poluição implica dano ou prejuízo ao meio ou à saúde (Schweitzer; Noblet, 2018; Franjic, 2021).

Diante desse contexto, surge a seguinte questão: como determinar se uma determinada área está contaminada? A resposta envolve a comparação dos resultados obtidos por meio do diagnóstico ambiental com os Valores de Referência de Qualidade do Solo (VRQ). Esses valores correspondem aos teores naturais de elementos presentes no solo, determinados com base em suas características geológicas, geomorfológicas e pedológicas (Suppi et al. 2021). Logo, mesmo se a quantificação de um determinado elemento-traço for elevada a contaminação só pode ser confirmada após conferência com o valor de referência definido pelo órgão competente do elemento em questão. Além do VRQ as legislações apresentam a referência para Valor de orientação (VO) e Valor de Prevenção (VP). Valor de Prevenção (VP) corresponde à concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais de acordo com o art. 3º da Resolução Conama 420, de 28 de dezembro de 2009. Já o valor de Investigação (VI) trata-se da concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado.

Para o estado de Santa Catarina, os valores orientadores de qualidade dos solos e águas subterrâneas são estabelecidos pela Portaria nº 45/2021 – IMA/SC, de 19 de março de 2021, conforme a Tabela 7.1.

Tabela 7.1 - Lista de valores orientadores para solos e para águas subterrâneas.

Substâncias	CAS n°	Solo (mg.kg ⁻¹ de peso seco) (1)					Água Subterrânea (µg.L ⁻¹)	
		Referência de qualidade	Prevenção	Investigação				
				Agrícola APMax	Residencial	Industrial		
Inorgânicos								
Bálio	7440-39-3	75,76	150	300	500	750	700*	
Cádmio	7440-43-9	0,11	1,3	3	8	20	5*	
Chumbo	7439-92-1	16,08	72	180	300	900	10*	
Cobalto	7440-48-4	22,58***	25	35	65	90	70	
Cobalto	7440-48-4	54,28****	25	35	65	90	70	
Cobre	7440-50-8	93,84***	60	200	400	600	2.000*	
Cobre	7440-50-8	146,92****	60	200	400	600	2.000*	
Cromo	7440-47-3	47,68	75	150	300	400	50*	
Níquel	7440-02-0	18,3	30	70	100	130	20	
Zinco	7440-66-6	55,6***	300	450	1.000	2.000	1.050**	
Zinco	7440-66-6	78,1****	300	450	1.000	2.000	1.050**	
Hidrocarbonetos aromáticos voláteis								
Benzeno	71-43-2	na	0,03	0,06	0,08	0,15	5*	
Estireno	100-42-5	na	0,2	15	35	80	20*	
Etilbenzeno	100-41-4	na	6,2	35	40	95	300**	
Tolueno	108-88-3	na	0,14	30	30	75	700**	
Xilenos	1330-20-7	na	0,13	25	30	70	500**	
Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos								
Antraceno	07/12/20	na	0,039	-	-	-	-	
Benzo(a) antraceno	56-55-3	na	0,025	9	20	65	1,75	
Benzo(k) fluoranteno	207-06-9	na	0,38	-	-	-	-	
Benzo(g,h,i) perileno	191-24-2	na	0,57	-	-	-	-	
Benzo(a) pireno	50-32-8	na	0,052	0,4	1,5	3,5	0,7*	
Criseno	218-01-9	na	8,1	-	-	-	-	
Dibenzo(a,h) antraceno	53-70-3	na	0,08	0,15	0,6	1,3	0,18	

Substâncias	CAS nº	Solo (mg.kg ⁻¹ de peso seco) (1)					Água Subterrânea (µg.L ⁻¹)	
		Referência de qualidade	Investigação					
			Prevenção	Agrícola PMax	Residencial	Industrial		
Fenóis não clorados								
Cresóis	-	na	0,16	6	14	19	175	
Fenol	108-95-2	na	0,20	5	10	15	140	
Ésteres ftálicos								
Dietilexil ftalato (DEHP)	117-81-7	na	0,6	1,2	4	10	8	
Dimetil ftalato	131-11-3	na	0,25	0,5	1,6	3	14	
Di-n-butil ftalato	84-74-2	na	0,7	-	-	-	-	
Pesticidas organoclorados								
Aldrin	309-00-2	na	0,015	0,003	0,01	0,03	(d)*	
Dieldrin	60-57-1	na	0,043	0,2	0,6	1,3	(d)*	
Endrin	72-20-8	na	0,001	0,4	1,5	2,5	0,6*	
DDT	50-29-3	na	0,010	0,55	2	5	(c)*	
DDD	72-54-8	na	0,013	0,8	3	7	(c)*	
DDE	72-55-9	na	0,021	0,3	1	3	(c)*	
HCH beta	319-85-7	na	0,011	0,03	0,1	5	0,07	
HCH – gama (Lindano)	58-89-9	na	0,001	0,02	0,07	1,5	2*	
PCBs								
TOTAL	-	na	0,0003 (3)	0,01	0,03	0,12	3,5	

(1) – Para comparação com valores orientadores, utilizar as recomendações dos métodos 3050b (exceto para o elemento mercúrio) ou 3051 da USEPA-SW-846 ou outro procedimento equivalente, para digestão ácida de amostras de solos na determinação das substâncias inorgânicas por técnicas espectrométricas.

Na - não se aplica para substâncias orgânicas.

(a) somatória para triclorobenzenos = 20 µg.L⁻¹.

(b) somatória para 1,2 dicloroetenos; = 50 µg.L⁻¹.

(c) somatória para DDT-DDD-DDE = 2 µg.L⁻¹.

(d) somatória para Aldrin e Dieldrin = 0,03 µg.L⁻¹.

* Padrões de potabilidade de substâncias químicas que representam risco à saúde definidos na Portaria no 518/2004 do Ministério da Saúde (Tabela 3).** Valores calculados com base em risco à saúde humana, de acordo com o escopo desta Resolução. Diferem-se dos padrões de aceitação para consumo humano definidos na Portaria no 518/2004 do Ministério da Saúde (Tabela 5) e dos valores máximos permitidos para consumo humano definidos no Anexo I da Resolução CONAMA no 396/2008.

*** VRQ aplicável a solos com teores de argila inferiores a 590 g.kg⁻¹ (59%).

**** VRQ aplicável a solos com teores de argila iguais ou superiores a 590 g.kg⁻¹.

Fonte: Adaptado de: Anexo II da Resolução Conama 420 de 28 de dezembro de 2009.

7.4 FONTES DE CONTAMINAÇÃO

Antes de entrarmos mais especificamente na poluição do solo, é de suma importância termos ciência de que nenhum tipo de contaminação necessariamente ficará retida exclusivamente no solo, na água ou no ar, pois tais compartimentos encontram-se interligados.

A poluição atmosférica pode atingir o solo e a água por meio da dissolução de partículas em estado líquido ou gasoso em suspensão, como o dióxido de enxofre e óxidos de nitrogênio, por meio da dissolução com as partículas de água durante a precipitação, processo conhecido como chuva ácida (Prakash; Agrawal; Agrawal, 2022).

Processos de erosão, escoamento superficial e percolação deslocam contaminantes do solo para a água. A transferência através de processos erosivos ocorre devido à desagregação e sedimentação de detritos de solo contendo elementos contaminantes adsorvidos nas frações orgânicas e minerais para cotas mais baixas, atingindo ecossistemas léticos e lóticos. A deposição de rejeitos sob o solo sem a aplicação de técnicas de revestimento, como impermeabilização e cobertura, propiciará a infiltração e percolação de compostos contaminantes no perfil do solo, podendo atingir águas subterrâneas pela interação com o lençol freático (Pimental, 2007).

O deslocamento de compostos do solo para a atmosfera pode ocorrer por volatilização. Um exemplo clássico é a volatilização da amônia oriunda de um fenômeno denominado hidrólise enzimática, onde ocorre a formação de amônio pela enzima urease. Dependendo das condições edafoclimáticas, parte do amônio NH_4^+ é transformado em NH_3 volatilizando para a atmosfera (Sigurdarson; Svane; Karring, 2018; Yahya et al. 2021).

Sendo assim, as principais fontes de contaminação dos compartimentos ambientais, solo, água e ar, são as áreas de disposição de resíduos, mineração e beneficiamento de minérios, atividades industriais e atividades agropecuárias.

Uma das grandes preocupações da poluição proveniente de áreas de disposição de resíduos, como aterros sanitários, é o vazamento do chorume. O chorume é uma substância líquida que contém elevadas concentrações de compostos orgânicos e inorgânicos e elementos-traço (Kemerich et al. 2014).

A contaminação do solo devido ao processo de mineração para extração do ouro, caulim e carvão mineral está vinculada com a geração de rejeitos decorrentes dessa atividade, considerando que eles contribuem na elevação dos teores de elementos-traço no solo (Oliveira-Filho; Muniz, 2008).

A contaminação do solo proporcionada pelas atividades industriais certamente é a mais diversificada, tendo como base os inúmeros segmentos industriais, farmacêutico, metalúrgico, químico, dentre outros, que ao longo do seu processo produtivo geram gases, efluentes e resíduos, contendo contaminantes de orgânicos e inorgânicos que em algum momento, seja por dispersão de partículas ou devido a vazamentos, podem atingir o solo.

Os maiores impactos ambientais causados pelas agriculturas estão relacionados ao uso de defensivos agrícolas, sendo os herbicidas os mais utilizados, seguidos pelos inseticidas e fungicidas. Porém, apesar de os herbicidas serem mais utilizados, geralmente possuem toxicidade inferior quando comparados aos inseticidas (Barboza et al. 2018).

7.5 COMPORTAMENTO DOS CONTAMINANTES NO SOLO

Os poluentes dividem-se em primários e secundários. Poluentes primários são as substâncias que, quando inseridas no ambiente, causam impactos sem sofrer qualquer tipo de alteração, ou seja, na forma que foram introduzidas. Por outro lado, os poluentes secundários consistem em substâncias que reagem formando outros produtos, os quais são mais impactantes ao ambiente do que a substância inserida inicialmente (Kumari, 2024).

Os poluentes também podem ser orgânicos, compostos principalmente de carbono, hidrogênio e oxigênio, ou inorgânicos, substâncias inanimadas ou inertes. Contrariamente aos compostos orgânicos, as moléculas de contaminantes inorgânicos normalmente não são degradadas, porém com a modificação de algumas propriedades, como exemplo a valência, por meio de processos como bioacumulação, oxidação, redução, complexação e fitorremediação é possível imobilizar, mobilizar ou transformar os contaminantes inorgânicos (Alguacil; Merino, 1998).

Dentre os poluentes orgânicos, encontram-se os hidrocarbonetos oriundos do petróleo, pesticidas e corantes. Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, conhecidos popularmente como HPAs fazem parte de uma família de compostos caracterizada por deter no mínimo dois anéis aromáticos condensados. Tanto os próprios HPAs quanto seus derivados nitrados e oxigenados são considerados agentes carcinogênicos e teratogênicos (Netto et al. 2000; Argumedo-Delira et al. 2009).

Os pesticidas podem ser divididos em sete classes: organoclorados, organofosforados, carbamatos, piretróides, aminas, anilinas e compostos heterocíclicos azotos, sendo as classes mais comuns os organoclorados e organofosforados. Pesticidas organoclorados são constituídos por moléculas de alto peso molecular, contendo halogênios e / ou anéis aromáticos condensados, logo, comumente são acumulados, se mantendo no ambiente por vários anos. Por possuírem uma baixa

persistência ambiental e elevada eficácia, os organofosforados são usados como substitutos dos organoclorados, são compostos que, além do fósforo, detêm ao menos um átomo de carbono (Flores et al. 2004; Barboza et al. 2018).

Os corantes sintéticos são substâncias orgânicas complexas constituídas por vários anéis aromáticos recalcitrantes, além disso, grande parte dos corantes ainda apresenta os grupos azo funcionais que lhes conferem elevada estabilidade, o que dificulta sua remoção (Reck; Paixão, 2016).

Já com relação aos poluentes inorgânicos, destacam-se os metais. O bário, cálcio, ferro, zinco, cobre, níquel, magnésio, arsênio, chumbo, cádmio, mercúrio, alumínio, titânio, estanho, cromo, cobalto, são os elementos traços mais comuns, caracterizam-se por possuírem elevada massa atômica e específica além de um elevado número atômico, sendo mais tóxicos em sua forma catiônica e associados a cadeias carbônicas, sendo extremamente persistentes no solo (Paye; Mello; Melo, 2012).

Quando compostos contaminantes são dispostos sobre o solo, inicia-se o processo de infiltração, ou seja, sua passagem da superfície para o subsolo. Já o deslocamento ao longo das diferentes camadas que compõem o perfil do solo denomina-se percolação.

A percolação de contaminantes é extremamente influenciada pela textura do solo, considerando sua relação direta com outras propriedades como a porosidade. Solos compostos predominantemente por partículas maiores, arenosos, são mais porosos do que solos com predomínio de partículas finas, argilosos, porém o tamanho dos poros é maior quando comparado a solos argilosos. Nesse contexto, a percolação de contaminantes ocorrerá de forma mais rápida ao longo do perfil, podendo facilmente atingir o lençol freático, tornando o processo de remediação mais dispendioso. Por isso, a implementação de aterros sanitários ocorre em locais de solos argilosos, pois além da segurança propiciada pela impermeabilização com mantas geotêxtil, em casos de vazamentos, a percolação se dará de forma mais lenta, possibilitando a tomada de medidas para a remediação, eliminando ou reduzindo impactos ambientais.

A fração argila é composta por diversos minerais, dentre eles argilominerais que podem ser 1:1 ou 2:1 (como já abordado nos capítulos anteriores). O tipo de argilominerais predominantes no solo também influencia na dinâmica dos compostos contaminantes, considerando que influem na sua disponibilidade nas diferentes fases, adsorvidos na fase sólida ou na solução do solo. Possuem cargas negativas nas camadas expostas, atraindo moléculas com cargas positivas, como, por exemplo, os metais. A elevada área superficial específica (ASE) dos argilominerais 2:1, lhes confere uma maior capacidade de troca catiônica (CTC) fazendo com que mantenham uma maior quantidade de contaminantes adsorvidos na fase sólida do

solo, evitando que permaneçam na solução do solo, estando sujeitos a lixiviação ou absorção pelos produtores autotróficos fotossintetizantes, inserindo-os no primeiro nível trófico da cadeia alimentar e posteriormente nos demais níveis. Ressalta-se que a adsorção na fase sólida não se refere exclusivamente aos contaminantes ligados aos sólidos inorgânicos, como os minerais de argila, óxidos e hidróxidos, mas também a sólidos orgânicos.

Percebe-se que a disponibilidade das cargas elétricas é imprescindível para a adsorção de contaminantes no solo, sendo o pH e a matéria orgânica os fatores mais relevantes na disponibilidade dos sítios de ligação. A elevação do pH faz com que os íons H^+ se dissociem dos grupos funcionais presentes nas superfícies externas dos componentes sólidos juntamente com as cargas liberadas devido a precipitação do alumínio. Essa técnica é muito utilizada em solos das regiões tropicais devido ao elevado grau de intemperismo que favorece a dominância de argilominerais como a caulinita. Já o aumento das cargas elétricas negativas pela incorporação de matéria orgânica no solo acontece pelo elevado número de radicais carboxílicos e hidroxílicos que dispõem de valores muito variados para as constantes de dissociação, gerando dessa forma cargas elétricas em uma ampla faixa de pH (Ernani, 2016).

A adsorção pode ser do tipo específica, onde os íons ou moléculas se ligam diretamente aos grupos funcionais existentes nas superfícies sólidas sem considerar a atração oriunda por cargas opostas, sendo esse tipo de ligação muito comum em íons metálicos, como cobre e zinco, em função dos íons metálicos/metais de transição serem capazes de fazer uma segunda valência e ficarem ligados na matéria orgânica de forma bidentada, aumentando a força de ligação, ligação covalente (Hadlich; Ucha, 2013). Por esse fato, muitos resíduos orgânicos, comumente denominados como biocarvão ou biochar, vêm sendo estudados para remediação de áreas contaminadas, sendo oriundos de resíduos tanto vegetais como animais, sendo normalmente associados a mais um mecanismo como microrganismos ou bagaços visando potencializar o processo de remediação. Por outro lado, a adsorção não específica caracteriza-se por mecanismos de ligação eletrostática, sendo assim a ligação dos íons ou moléculas, nesse caso sempre hidratados, se dará apenas em superfícies externas com carga oposta (Linhares et al. 2009).

7.6 REMEDIAÇÃO DE POLUENTES NO SOLO

A remediação de solos contaminados pode ser realizada por meio de métodos químicos, físicos e biológicos. Atualmente, a utilização de organismos se destaca em função do seu custo e benefício, tendo em vista o elevado custo, baixa eficiência e geração de subprodutos, os quais necessitam de tratamento adicional, oriundos da aplicação dos métodos químicos e físicos (Andreazza et al. 2019).

7.6.1 biorremediação

A utilização de microrganismos, como fungos, bactérias, fungos, algas ou suas enzimas, veem se demonstrando como uma alternativa viável para a remediação e mitigação de áreas contaminadas com moléculas orgânicas recalcitrantes e elementos-traço, considerando que a atividade microbiana mineraliza completamente ou transforma os contaminantes em uma forma menos tóxica e ambientalmente aceitável ou armazenam, fixando, impedindo a sua mobilidade.

Os compostos orgânicos de degradação complexa, hidrofóbicos e bioacumulativos são denominados como recalcitrantes ou persistentes, possuem elevada estabilidade química, fotoquímica e uma taxa de biodegradação extremamente lenta. A classe dos orgânicos recalcitrantes é constituída por uma ampla variedade de compostos orgânicos halogenados, agroquímicos, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, dioxinas e furanos e os estrogênios ambientais (UNESP). A procedência dessas moléculas pode ser natural, sintetizadas pelo metabolismo biológico, ou sintéticas por meio de tecnologias industriais, sendo estas denominadas como xenobióticas (Gaylarde; Bellinaso; Manfio, 2005).

Pode ser realizada *ex situ* através das técnicas *landfarming*, biopilhas e tratamento em biorreatores, ou *in situ* com a inserção de nutrientes para potencializar a atividade dos microrganismos, bioestimulação, assim como a inserção de microrganismos estranhos, alóctones (Francisco; Queiroz, 2018).

Dentre as técnicas *ex situ* tem-se o método *landfarming* o qual baseia-se na retirada do solo contaminado e posterior disposição em camadas sobre um leito de solo devidamente impermeabilizado por mantas sintéticas, sendo a massa de solo contaminado e solo subjacente revolvidos periodicamente com auxílio de grade de disco, monitorando a umidade dessa mistura, promovendo uma proliferação natural de microrganismos responsáveis por sua estabilização por meio da digestão aeróbia. As dificuldades para a implementação do *lanfarming* estão relacionadas a questões de espaço, controle de condições ideais para o desenvolvimento da população de microrganismos, aumentando o tempo de degradação nos casos de compostos recalcitrantes (Maila; Cloete, 2004).

A metodologia de biopilhas, biocélulas, biomontes ou pilhas de compostagem fundamenta-se em reunir o solo contaminado em pilhas, estimulando a atividade microbiana aeróbia, inclusive aquela já presente no solo contaminado, pela adição de nutrientes, oxigênio e surfactantes, ou ainda pode ser bioampliada com a inoculação de consórcios microbianos enriquecidos, tornando o sistema de biopilha confiável para redução das moléculas contaminantes pela biodegradação oriunda da respiração microbiana (Bisognin et al. 2018). O método possui desvantagens similares ao método *landfarms*, porém demanda de uma área menor para a implementação.

Os biorreatores dividem-se em dois tipos reatores de fase sólida, reatores horizontais, e reatores de fase semi-sólida, reatores verticais, também denominados como reatores de lama. O mais indicado para a remediação de solos contaminados sem remoção prévia das frações finas são os reatores de fase sólida, enquanto os biorreatores de fase semi-sólida são mais apropriados para solos com predominância das frações finas em suspensão pós lavagem, respectivamente (Eibl; Eibl, 2007).

Quando comparados às técnicas anteriores, *landfarming* e biopilhas, os biorreatores se sobressaem devido ao controle de emissões atmosféricas, águas residuais, condições operacionais (pH, temperatura, teor de umidade, aeração), homogeneização adequada, monitoramento da degradação das moléculas poluentes mais preciso, facilidade da injeção de aditivos (microrganismos, nutrientes), maior segurança na preservação da qualidade ambiental por não haver contato direto do conteúdo do reator com o ambiente ao longo do processo de tratamento e área requerida para a implementação do sistema é reduzida (Rizzo et al. 2007).

Como técnicas de biorremediação *in situ* a atenuação natural refere-se a um processo passivo de remediação onde as condições naturais do meio, mecanismos físicos, químicos e biológicos (por meio da adaptação dos microrganismos nativos ao contaminante) têm potencial de reduzir ou imobilizar as moléculas contaminantes, sendo necessário a realização de monitoramento em âmbito temporal e espacial juntamente com os indicadores geoquímicos (Lacerda; Navoni; Amaral, 2019).

O método de bioestimulação fundamenta-se na adequação do ambiente contaminado por meio da introdução de nutrientes como fertilizantes orgânicos e inorgânicos, corretivos de acidez, entre outros, na área contaminada, com o intuito de potencializar o crescimento da população de microrganismos, acelerando a degradação das moléculas poluentes (Deon et al. 2012).

A bioaumentação é um método fundamentado na inoculação de microrganismos com alto potencial de degradação. Muito indicado em áreas mais fragilizadas, onde, em função dos elevados teores e complexidade das moléculas contaminantes, tem-se uma baixa taxa de degradação em virtude do número reduzido ou até mesmo a ausência de microrganismos com capacidade de degradação de moléculas específicas, como por exemplo xenobióticos (Jacques et al. 2007).

7.6.2 Fitorremediação

A fitorremediação caracteriza-se pela utilização de diversas espécies vegetais e dos microrganismos a eles associados como ferramenta de contenção, isolamento, redução e remoção dos teores de contaminantes do solo, assegurando a saúde humana e o mantimento dos ecossistemas (Mello, 2020). A fitorremediação é oriunda basicamente de três mecanismos: absorção, volatilização e degradação. O mecanismo

de absorção está presente durante a captação dos nutrientes presentes na solução do solo. Os contaminantes presentes na solução do solo podem ser absorvidos pelas plantas, sendo posteriormente acumulados nas raízes ou translocados para a parte aérea, dependendo das características do elemento e da espécie vegetal. A volatilização do contaminante é proveniente da associação da espécie à população microbiana. Já a degradação ocorre devido à associação de microrganismos às raízes, os quais degradam o contaminante na rizosfera e/ ou pela secreção de enzimas pela planta que são capazes de catalisar as reações químicas de degradação do contaminante em subprodutos com menor ou sem potencial tóxico (Lacerda et al. 2021).

O baixo custo para implementação do método é uma das suas principais vantagens, além de promover uma baixa geração de degradação e desestabilização da área a ser tratada. Porém, alguns fatores ambientais, como o clima e tipo de solo, a concentração e a profundidade dos contaminantes, podem limitar o tratamento (Vasconcellos; Pagliuso; Sotomaior, 2012).

7.6.3 Processos físicos de remediação

Dentre os principais métodos para a remediação de solos contaminados fundamentados em princípios físicos, encontram-se a extração de vapor do solo (*Soil Vapor Extraction*) e extração multifásica (*Multi Phase Extraction*) (Queiroz, 2023).

O método de extração de vapor do solo (*Soil Vapor Extraction*) baseia-se na aplicação de vácuo em pontos estratégicos do solo através de poços de extração para induzir um fluxo controlado de ar que passa pelo solo, carregando os vapores dos compostos orgânicos voláteis, removendo dessa forma os contaminantes presentes nas camadas mais superficiais do solo. Ressalta-se que os gases extraídos são devidamente tratados por filtração, absorção, adsorção por carvão ativado, condensação e incineração para posteriormente serem lançados para a atmosfera (Andrade; Augusto; Jardim, 2010). Nesse caso, se torna mais eficiente em solos de textura arenosa em função da predominância de poros maiores.

O método de extração multifásica é aplicado com o auxílio de uma bomba de vácuo que gera uma pressão negativa, forçando o ar presente no meio poroso a se deslocar para os poços de extração. Com a geração desse fluxo, ocorre um aumento da dessorção dos contaminantes adsorvidos nas partículas de solo, direcionando os compostos voláteis para a superfície. Assim como no método anterior, o vapor extraído também é tratado antes de ser lançado para a atmosfera.

7.6.4 Processos químicos de remediação

Os métodos de remediação fundamentados em princípios químicos utilizam reações químicas para eliminar, transformar ou imobilizar poluentes no solo. São geralmente aplicados in situ, porém o processo deve ser conduzido de forma cautelosa devido ao risco de contaminação do lençol freático. Como exemplo, podemos citar a redução química, oxidação química e barreiras reativas.

A oxidação química é realizada através da injeção de produtos químicos reativos no solo contaminado, gerando reações químicas que promovem a oxidação dos mesmos. Em áreas com grau elevado de contaminação, a oxidação química pode ser utilizada como pré-tratamento, propiciando condições mais adequadas para a implementação de outros métodos, como por exemplo, tratamentos biológicos (Andrade; Augusto; Jardim, 2010).

Já a redução química é realizada pela associação de uma fonte de carbono com ferro zero valente, favorecendo a formação de um ambiente extremamente redutor, ocasionando a aceleração da degradação dos contaminantes (Zhao et al. 2020).

As barreiras reativas são fundamentadas pelo princípio de separação por meio da criação de uma zona de reação química gerada artificialmente que filtra os contaminantes que atravessam a barreira, sendo assim, a barreira deve estar posicionada à jusante da pluma de contaminação. Evidencia-se que a quebra e a degradação dos contaminantes não ocorrem exclusivamente por processos químicos, mas também físicos e biológicos. Uma grande vantagem da aplicação desse método é a operação passiva com elevada durabilidade, requerendo pouca manutenção (Budania; Dangayach, 2023; Sakr et al. 2023).

TESTE SEU CONHECIMENTO ☺

1) Qual das seguintes ações foi direta consequência da publicação da obra Primavera Silenciosa, de Rachel Carson, nos anos 1960?

- a) A adoção do Protocolo de Montreal
- b) A regulamentação da produção e uso do pesticida DDT
- c) A criação da Cúpula da Terra no Rio de Janeiro
- d) A formação do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas

2) O Protocolo de Cartagena, assinado em 2000, foi estabelecido principalmente para:

- a) Limitar as emissões de gases de efeito estufa e proteger a biodiversidade

- b) Regular a utilização e transporte de organismos geneticamente modificados (OGMs)
- c) Controlar a emissão de substâncias nocivas para a camada de ozônio
- d) Reduzir o desmatamento e a degradação florestal
- 3) A Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) tem como objetivo principal:
- a) Limitar a importação de produtos químicos perigosos em países subdesenvolvidos
- b) Proibir e eliminar o uso de compostos químicos com características bioacumulativas e toxicológicas
- c) Promover a pesquisa e desenvolvimento de tecnologias alternativas aos elementos-traço
- d) Reduzir o consumo de combustíveis fósseis em países industrializados
- 4) Em relação ao Protocolo de Montreal, qual a principal razão para o uso de hidrofluorocarbonos (HFCs) como substitutos temporários dos clorofluorocarbonos (CFCs)?
- a) Possuem menor potencial de aquecimento global (GWP) do que os CFCs
- b) Não contêm átomos de cloro que destroem a camada de ozônio
- c) São mais eficazes em dispositivos de refrigeração e têm custo reduzido
- d) Possuem menor tempo de degradação na atmosfera, reduzindo a poluição
- 5) Entre os seguintes métodos de remediação, qual é mais indicado para a remoção de hidrocarbonetos voláteis presentes nas camadas superficiais do solo?
- a) Extração multifásica
- b) Bioaumentação
- c) Extração de vapor do solo (Soil Vapor Extraction)
- d) Biopilhas
- 6) Qual é a principal função dos biofilmes microbianos na biorremediação de metais pesados?
- a) Aumentar a solubilidade dos metais no solo, facilitando sua mobilização

- b) Adsorver e imobilizar os elementos-traço, prevenindo sua migração
- c) Promover reações de oxidação-redução que alteram o estado de oxidação dos metais
- d) Degradar compostos orgânicos associados aos metais para facilitar sua remoção
- 7) No contexto da adsorção de contaminantes no solo, qual dos seguintes fatores influencia diretamente a capacidade de retenção de elementos traço no solo?
- a) Teor de matéria orgânica e pH do solo
- b) Presença de organismos biodegradadores e umidade do solo
- c) Aeração do solo e percolação da água no perfil do solo
- d) Temperatura do solo e capacidade de campo
- 8) Dentre as opções abaixo, qual é uma característica dos organoclorados que contribui para sua alta persistência no ambiente?
- a) Baixa pressão de vapor e alta volatilidade
- b) Alta solubilidade em água e baixa bioacumulação
- c) Presença de ligações covalentes fortes com átomos de cloro
- d) Alta reatividade com radicais livres e baixa toxicidade
- 9) Em um processo de fitorremediação, qual é a principal função da rizosfera para a absorção e degradação de contaminantes?
- a) Promover a volatilização dos contaminantes para a atmosfera
- b) Facilitar a troca catiônica para absorção de nutrientes e contaminantes
- c) Estabilizar os contaminantes no solo através de compostos orgânicos
- d) Ampliar a atividade enzimática e microbiana para degradação dos poluentes
- 10) Qual foi a motivação central para o desenvolvimento do Protocolo de Quioto, e qual é seu impacto esperado nos países signatários?
- a) Controlar a poluição transfronteiriça e reduzir as emissões de poluentes atmosféricos

- b) Regular o uso de substâncias químicas perigosas e incentivar práticas sustentáveis no setor industrial
- c) Estabelecer metas de redução de gases de efeito estufa para mitigar mudanças climáticas
- d) Proteger a biodiversidade e criar zonas de conservação ambiental

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALGUACIL, F. J.; MERINO, Y.. Biotratamiento de contaminantes de origen inorgánico. **Revista de Metalurgia**, [S.L.], v. 34, n. 5, p. 428-436, 30 out. 1998. Editorial CSIC. <http://dx.doi.org/10.3989/revmetalm.1998.v34.i5.810>.

AMERICAN CHEMICAL SOCIETY. *The legacy of Rachel Carson's Silent Spring*. Washington, D.C.: American Chemical Society, 2012. 20 p. (National Historic Chemical Landmark).

ANDRADE, Juliano de Almeida; AUGUSTO, Fabio; JARDIM, Isabel Cristina Sales Fontes. Biorremediação de solos contaminados por petróleo e seus derivados. **Ecléctica Química**, [S.L.], v. 35, n. 3, p. 17-43, set. 2010. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-46702010000300002>.

ANDREAZZA, Robson; CAMARGO, Flávio Anastácio de Oliveira; ANTONIOLLI, Zaida Inês; QUADRO, Maurízio Silveira; BARCELOS, Amauri Antunes. Biorremediação de áreas contaminadas com cobre. **Revista de Ciências Agrárias**, [S.L.], v. 36, n. 2, p. 127-133, 3 jan. 2019. Revista de Ciências Agrárias. <http://dx.doi.org/10.19084/RCA.16290>.

ARGUMEDO-DELIRA, Rosalba *et al.* EL GÉNERO FÚNGICO *Trichoderma* Y SU RELACIÓN CON CONTAMINANTES ORGÁNICOS E INORGÁNICOS. **Revista Internacional de Contaminación Ambiental**, Si, v. 4, n. 25, p. 257-269, fev. 2009.

BARBOZA, Henrique Talita G.; NASCIMENTO, Xênia P. R. do; SILVA, Otniel F.; SOARES, Antonio G.; DACOSTA, João B. N.. Organophosphorus Compounds and their Role in Agriculture. **Revista Virtual de Química**, [S.L.], v. 10, n. 1, p. 172-193, 2018. Sociedade Brasileira de Química (SBQ). <http://dx.doi.org/10.21577/1984-6835.20180015>.

BISOGNIN, Ramiro Pereira; LÓPEZ, Diosnel Antonio Rodriguez; MULLER, Maria Viviane Gomes; RIEGER, Alexandre. Análise do potencial microbiano de uma biopilha na biorremediação de solos contaminados por hidrocarbonetos de petróleo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S.L.], v. 23, n. 3, p. 517-526, jun. 2018. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522018152421>.

BRASIL. Constituição (2009). Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília, DOU, 30 dez. 2009.

BUDANIA, Ravindra; DANGAYACH, Sanyam. A comprehensive review on permeable reactive barrier for the remediation of groundwater contamination. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 332, p. 117343, abr. 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117343>.

CARSON, Rachel. **Primavera Silenciosa**. São Paulo: Gaia, 2010. Tradução de: Claudia Sant'Anna Martins.

DEON, Maite Carla; DEROSSI, Andreia; MAGRO, Clinei dal; REINEHR, Christian Oliveira; COLLA, Luciane Maria. Biorremediação de solos contaminados com resíduos oleosos através de bioaumentação e atenuação natural. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, [S.L.], v. 33, n. 1, p. 73-82, 26 abr. 2012. Universidade Estadual de Londrina. <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0375.2012v33n1p73>.

EIBL, Regine; EIBL, Dieter. Design of bioreactors suitable for plant cell and tissue cultures. **Phytochemistry Reviews**, [S.L.], v. 7, n. 3, p. 593-598, 22 dez. 2007. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11101-007-9083-z>.

FRANCISCO, Wellington Camilo; QUEIROZ, Tânia Márcia de. BIORREMEDIAÇÃO. Nucleus, [S.L.], v. 15, n. 1, p. 249-256, 30 abr. 2018. Fundacao Educational de Ituverava. <http://dx.doi.org/10.3738/1982.2278.1700>.

FRANJIC, Sinisa. The Consequences Of Environmental Pollution Can Be Fatal. **Advance In Environmental Waste Management & Recycling**, [S.L.], v. 4, n. 1, p. 47-51, 8 mar. 2021. Opast Group LLC. <http://dx.doi.org/10.33140/aewmr.04.01.07>.

FLORES, Araceli Verônica; RIBEIRO, Joselito Nardy; NEVES, Antonio Augusto; QUEIROZ, Eliana Lopes Ribeiro de. Organoclorados: um problema de saúde pública. **Ambiente & Sociedade**, [S.L.], v. 7, n. 2, p. 111-124, dez. 2004. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1414-753x2004000200007>.

GAYLARDE, Christine Claire; BELLINASO, Maria de Lourdes; MANFIO, Gilson Paulo. Biorremediação: aspectos biológicos e técnicos da biorremediação de xenobióticos. **Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento**, Si, v. 1, n. 34, p. 36-43, jun. 2005.

GONÇALVES, Darly Prado. **Principais desastres ambientais no Brasil e no mundo**. 2017. Jornal da Unicamp. Disponível em: <https://www.unicamp.br/unicamp/ju/noticias/2017/12/01/principais-desastres-ambientais-no-brasil-e-no-mundo>. Acesso em: 13 nov. 2023.

HADLICH, G. M.; UCHA, J. M.. Extração EDTA e fracionamento sequencial de cobre e de zinco em solos adubados com dejetos de suínos e fertilizantes minerais. **Cadernos de Geociências**, v. 10, p. 45-52, 2013.

JACQUES, Rodrigo Josemar Seminoti; BENTO, Fátima Menezes; ANTONIOLLI, Zaida Inês; CAMARGO, Flávio Anastácio de Oliveira. Biorremediação de solos contaminados com hidrocarbonetos aromáticos policíclicos. **Ciência Rural**, [S.L.], v. 37, n. 4, p. 1192-1201, ago. 2007. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0103-84782007000400049>.

KEMERICH, Pedro Daniel da Cunha; FLORES, Carlos Eduardo Balestrin; BORBA, Willian Fernando de; GERHARDT, Ademir Eloí; FLORES, Bruno Acosta; RODRIGUES, Alexandre Couto; BARROS, Guilherme. Indicativo de contaminação ambiental por metais pesados em aterro sanitário. **Revista Monografias Ambientais**, [S.L.], v. 13, n. 4, p. 3744-3755, 26 nov. 2014. Universidad Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/2236130814441>.

KUMARI, Sangita. Environmental Chemistry: a study on air pollution. **Procedure International Journal Of Science And Technology**, [S.L.], v. 1, n. 5, p. 1-2, 2024. Institute of Science and Technology Development. <http://dx.doi.org/10.62796/pijst.2024v1i502>.

LACERDA, Eliseu Melo Carvalho; SANTANA, Willian Lázaro Alves Muniz de; CARDOSO FILHO, Milton Santos; SANTOS, Naiara Cristina Pereira dos; MOREIRA, Ícaro Thiago Andrade. Processos enzimáticos na biorremediação e fitorremediação de petróleo em sedimentos de manguezal: uma revisão. **Research, Society And Development**, [S.L.], v. 10, n. 11, p. 1-15, 8set. 2021. Research, Society and Development. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i11.19944>.

LACERDA, Feliphe; NAVONI, Julio Alejandro; AMARAL, Viviane Souza do. **BIORREMEDIÇÃO: educação em saúde e alternativas à poluição ambiental**. Natal: Ifrn, 2019. 80 p.

LINHARES, Lucília Alves; EGREJA FILHO, Fernando Barbosa; OLIVEIRA, Cristiane Valéria de; BELLIS, Vito Modesto de. Adsorção de cádmio e chumbo em solos tropicais altamente intemperizados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [S.L.], v. 44, n. 3, p. 291-299, mar. 2009. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-204x2009000300011>.

MAILA, Mphekgo P.; CLOETE, Thomas E.. Bioremediation of petroleum hydrocarbons through landfarming: are simplicity and cost-effectiveness the only advantages?. **Reviews In Environmental Science And Bio/Technology**, [S.L.], v. 3, n. 4, p. 349-360, dez. 2004. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11157-004-6653-z>.

MELLO, Antônio José Plácido de. **Fitorremediação em solos contaminados com herbicidas**. Curitiba: Appris, 2020. 75 p.

NETTO, Annibal D. Pereira; MOREIRA, Josino C.; DIAS, Ana Elisa X. O.; ARBILLA, Graciela; FERREIRA, Luiz Filipe V.; OLIVEIRA, Anabela S.; BAREK, Jiri. Avaliação da contaminação humana por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e seus derivados nitrados (NHPAs): uma revisão metodológica. **Química Nova**, [S.L.], v. 23, n. 6, p. 765-773, dez. 2000. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-4042200000600010>.

OLIVEIRA-FILHO, Eduardo Cyrino; MUNIZ, Daphne Heloisa de Freitas. Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente. **Universitas: Ciências da Saúde**, [S.L.], v. 4, n. 1, p. 83-100, 29 abr. 2008. Centro de Ensino Unificado de Brasília. <http://dx.doi.org/10.5102/ucs.v4i1.24>.

ERNANI, Paulo Roberto. Química do Solo e Disponibilidade de Nutrientes. 2. ed. Lages: O Autor, 2016. 256 p.

PAYE, Henrique de Sá; MELLO, Jaime Wilson Vargas de; MELO, Stefeson Bezerra de. Métodos de análise multivariada no estabelecimento de valores de referência de qualidade para elementos-traço em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [S.L.], v. 36, n. 3, p. 1031-1042, jun. 2012. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-06832012000300033>.

PIMENTEL, Marcia. Soil Erosion. **Food, Energy, And Society, Third Edition**, [S.L.], p. 201-219, 4 out. 2007. CRC Press. <http://dx.doi.org/10.1201/9781420046687.ch15>.

PRAKASH, Jigyasa; AGRAWAL, Shashi Bhushan; AGRAWAL, Madhoolika. Global Trends of Acidity in Rainfall and Its Impact on Plants and Soil. **Journal Of Soil Science And Plant Nutrition**, [S.L.], v. 23, n. 1, p. 398-419, 17 nov. 2022. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s42729-022-01051-z>.

QUEIROZ, Taciana da Costa. Métodos eficientes para remediação de Dinitrotoluenos (DNT) em solos e corpos hídricos. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, [S.L.], v. 11, n. 2, p. 164-179, 10 jun. 2023. Zenodo. <http://dx.doi.org/10.5281/ZENODO.8023723>.

RECK, Isabela Maria; PAIXÃO, Rebecca Manesco. IMPACTOS AMBIENTAIS DOS CORANTES AZO E TRATAMENTOS DE REMOÇÃO: UMA REVISÃO. **Revista Uningá Review**, Si, v. 28, n. 2, p. 61-66, out. 2016.

RIZZO, Andréa C. de Lima *et al.* **Série de tecnologia ambiental**: biorremediação de solos contaminados por petróleos: ênfase no uso de biorreatores. Rio de Janeiro: Cetem, 2007. 76 p.

SAKR, Marwa; AGAMAWI, Hadel El; Klammler, Harald; MOHAMED, Mohamed M.. A review on the use of permeable reactive barriers as an effective technique for groundwater remediation. **Groundwater For Sustainable Development**, [S.L.], v. 21, p. 100914, maio 2023. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gsd.2023.100914>.

SCHWEITZER, Linda; NOBLET, James. Water Contamination and Pollution. **Green Chemistry**, [S.L.], p. 261-290, 2018. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-809270-5.00011-x>.

SIGURDARSON, Jens Jakob; SVANE, Simon; KARRING, Henrik. The molecular processes of urea hydrolysis in relation to ammonia emissions from agriculture. **Reviews In Environmental Science And Bio/Technology**, [S.L.], v. 17, n. 2, p. 241-258, 17 abr. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11157-018-9466-1>.

SUPPLI, Ilana; CAMPOS, Mari; MIQUELLUTI, David; MACHADO, Matheus. Teores de vanádio, molibdênio e antimônio em solos de diferentes litologias em Santa Catarina. **Química Nova**, [S.L.], 2021. Sociedade Brasileira de Química (SBQ). <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170768>.

UNEP. **Marcos ambientais**: linha do tempo dos 75 anos da onu. Linha do tempo dos 75 anos da ONU. 2020. Disponível em: <https://www.unep.org/pt-br/news-and-stories/story/environmental-moments-un75-timeline>. Acesso em: 14 nov. 2023.

UNESP. **Poluentes Orgânicos Recalcitrantes ou Persistentes**. Acervo digital da UNESP. Disponível em: https://acervodigital.unesp.br/bitstream/123456789/39958/17/qui_m4d8_tm03_box4.pdf. Acesso em: 07 fev. 2014.

VASCONCELLOS, Maria Cristina; PAGLIUSO, Débora; SOTOMAIOR, Vanessa Santos. Fitorremediação: Uma proposta de descontaminação do solo. **Estudos de Biologia: Ambiente e Diversidade**, v. 83, p. 261-267, 2012.

YAHYA, Mukhtar Nuhu; GÖKÇEKUŞ, Hüseyin; ORHON, Derin; KESKINLER, Bülent; KARAGUNDUZ, Ahmet; OMWENE, Philip Isaac. A Study on the Hydrolysis of Urea Contained in Wastewater and Continuous Recovery of Ammonia by an Enzymatic Membrane Reactor. **Processes**, [S.L.], v. 9, n. 10, p. 1703, 23 set. 2021. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/pr9101703>.

ZHAO, Mingyue; ZHANG, Changai; YANG, Xianni; LIU, Li; WANG, Xiaozhi; YIN, Weiqin; LI, Yuncong C.; WANG, Shengsen; FU, Weizhang. Preparation of highly-conductive pyrogenic carbon-supported zero-valent iron for enhanced Cr() reduction. **Journal Of Hazardous Materials**, [S.L.], v. 396, p. 122712, set. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122712>.