

Remediação de áreas contaminadas: uma avaliação crítica da legislação brasileira

Remediation of contaminated sites: a critical analysis of Brazilian legislation

Renata Marques Ferreira^{1*} , Fábio Cunha Lofrano² , Dione Mari Morita³ 

RESUMO

Este trabalho teve por objetivo analisar, de forma crítica, a legislação brasileira que regulamenta o tema das áreas contaminadas. A legislação paulista também foi avaliada pelo fato de o Estado de São Paulo ter sido o pioneiro no enfrentamento do problema. A metodologia utilizada nesta pesquisa foi a bibliográfica de cunho qualitativo, com utilização de doutrina nacional e internacional, bem como sítios da internet. Concluiu-se que é urgente que se chegue a um consenso nacional sobre o conceito de solo; que as legislações nacional e paulista, ao adotarem critérios e metodologias de investigação próprios de países desenvolvidos, deixam de conformar a realidade e as especificidades brasileiras; que é essencial a participação da comunidade envolvida em todas as etapas do processo de remediação; que a tomada de decisão não deve ser realizada apenas com base nos valores orientadores, mas na realização de análises detalhadas de risco ecológico e à saúde humana no local contaminado.

Palavras-chave: áreas contaminadas; contaminação de solo; legislação; remediação.

ABSTRACT

This study aimed to critically examine the Brazilian legislation that regulates the theme of contaminated areas. The legislation of São Paulo State was also assessed because this state was the pioneer in facing the problem. This study's methodology involves a qualitative overview of the bibliography, using both international and national legal doctrine, as well as websites. It was concluded that a national consensus regarding the concept of soil is required; the Brazilian and São Paulo State legislations, by adopting rules and guidelines established in the developed countries, failed to disregard Brazilian reality and specificities; the participation of the community involved at all stages of the remediation process is essential; the decision-making should not be based solely on the generic quality soil standards, but also on the ecological and human health risk analyses at a specific contaminated site.

Keywords: contaminated sites; soil contamination; legislation; soil; remediation.

INTRODUÇÃO

O problema da contaminação do solo e das águas subterrâneas é atual, evidente e incontestável. Ele tem sido objeto de investigação nas três últimas décadas em diversos países industrializados, principalmente nos Estados Unidos e na Europa.

Dados do último inventário, realizado em 2016, na União Europeia (UE), mostraram que existiam 648.964 áreas registradas em que foram desenvolvidas atividades potencialmente contaminadoras do solo nos 28 países-membros (PÉREZ; EUGÊNIO, 2018). Os principais poluentes encontrados foram metais pesados e óleos minerais (ITPS, 2015). Do total de áreas, 67.839 estavam sob investigação, 78.193 não necessitavam de remediação e 63.089 já tinham sido remediadas. Os especialistas dos Centros de Referência de Solos dos países-membros da UE concluíram que não era possível determinar a área total contaminada

por classe de contaminante, a população exposta nem os danos ambientais decorrentes da contaminação nessas áreas, por causa da ausência de uniformidade na coleta dos dados e de procedimentos na gestão nos diferentes países (PÉREZ; EUGÊNIO, 2018).

A United States Government Accountability Office (USGAO, 2015), órgão de proteção ambiental norte-americano, estimou que, em 2013, 39 milhões de pessoas viviam a menos de 5 km das 1.158 áreas contaminadas da lista prioritária do Superfund. Desse contingente de pessoas, 9,1 milhões eram crianças e 4,9 milhões, idosos. De 1999 a 2013, a USEPA gastou aproximadamente 23 milhões de dólares para remediar áreas do Superfund. Os poluentes mais frequentemente encontrados foram os metais pesados, os solventes organoclorados, as bifenilas policloradas, os compostos aromáticos mononucleares e o bário (USGAO, 2015). Além dos gastos com o *Superfund*, desde 1995, 21 bilhões de

¹Faculdades Metropolitanas Unidas – São Paulo (SP), Brasil.

²Universidade Católica de Santos – Santos (SP), Brasil.

³Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – São Paulo (SP), Brasil.

*Autora correspondente: renferreira@uol.com.br

Recebido: 07/09/2016 – Aceito: 10/12/2018 – Reg. ABES: 168968

dólares foram usados para a descontaminação de 450 mil *brownfields* (instalações industriais ou comerciais abandonadas, ociosas e subutilizadas, cuja reabilitação é complicada devido à contaminação real ou percebida, mas que tem um potencial ativo para reuso). Esse investimento resultou em cerca de 109 mil postos de trabalho em todo o país. Um estudo recente mostrou que houve um aumento em torno de 5 a 15% nos valores dos imóveis residenciais localizados próximos a *brownfields* já remediados. A análise preliminar de 48 zonas industriais abandonadas demonstrou que uma receita fiscal adicional de cerca de 29 a 97 milhões de dólares foi gerada para os governos locais, em um único ano, após a remediação das áreas. Esse valor corresponde de duas a sete vezes mais do que os US\$ 12,4 milhões que a USEPA destinou para a remediação (USEPA, 2016).

No Brasil, os dados do Sistema de Informação de Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Solo Contaminado (SISSOLO), do Ministério da Saúde, revelaram que cerca de 34 milhões de pessoas se encontravam expostas ou potencialmente expostas a toda gama de malefícios gerados pelas áreas contaminadas em 2014, ano em que foi realizado o último levantamento (BRASIL, 2014b). O ministério não informou quais eram os contaminantes encontrados nessas áreas e apenas mostrou a origem da contaminação (Figura 1). Destaca-se a pequena porcentagem de áreas contaminadas por atividades agrícolas, ao contrário do que se esperava, dado que o Brasil é um dos principais consumidores de agrotóxicos do mundo (BOMBARDI, 2017).

O Ministério da Saúde mostrou, também, um dado preocupante: havia atuação do órgão ambiental somente em 33,8% das 11.840 áreas com populações expostas ou potencialmente expostas aos contaminantes (BRASIL, 2014b).

Especificamente no Estado de São Paulo, o levantamento das áreas contaminadas é realizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). De seu relatório, divulgado em 2018, consta um total de 6.110 áreas contaminadas, das quais 4.384 são resultantes das atividades em postos de combustíveis; 1.158, de atividades industriais; 317, de áreas comerciais; 197, da inadequada disposição de resíduos; e o restante, ou seja, 54 dos registros têm causas relacionadas a acidentes, fatos desconhecidos ou são decorrentes de atividades na agricultura (CETESB, 2018). Os contaminantes mais frequentemente encontrados nessas áreas foram: hidrocarbonetos aromáticos mono e polinucleares, combustíveis automotivos, metais e metaloides, hidrocarbonetos totais de petróleo e solventes halogenados. Embora o procedimento de gestão das áreas contaminadas seja padronizado no Estado de São Paulo, desde o primeiro relatório, a CETESB nunca divulgou a área territorial contaminada nem a população exposta.

Um dos grandes desafios no gerenciamento das áreas contaminadas ao redor do globo reside nos países menos desenvolvidos, onde a legislação ou não existe ou ainda é insuficiente para o enfrentamento eficaz do problema (COULON *et al.*, 2016; SAM; COULON; PRPICH,

2016). Além disso, os recursos econômicos também são muito escassos ou inexistentes, postergando as medidas necessárias à remediação da área para as próximas gerações e ocasionando a perda absoluta da higidez do recurso, tornando certas áreas irrecuperáveis e perdidas para sempre.

LEGISLAÇÃO SOBRE ÁREAS CONTAMINADAS NO BRASIL E NO ESTADO DE SÃO PAULO

No que se refere ao estudo da regulamentação relativa às áreas contaminadas no Brasil, observa-se evolução significativa, a despeito da ausência de alguns dispositivos legais que, segundo os autores, seriam fundamentais para que a proteção do solo fosse de fato efetiva e integral, responsabilizando-se o agente poluidor de forma eficaz.

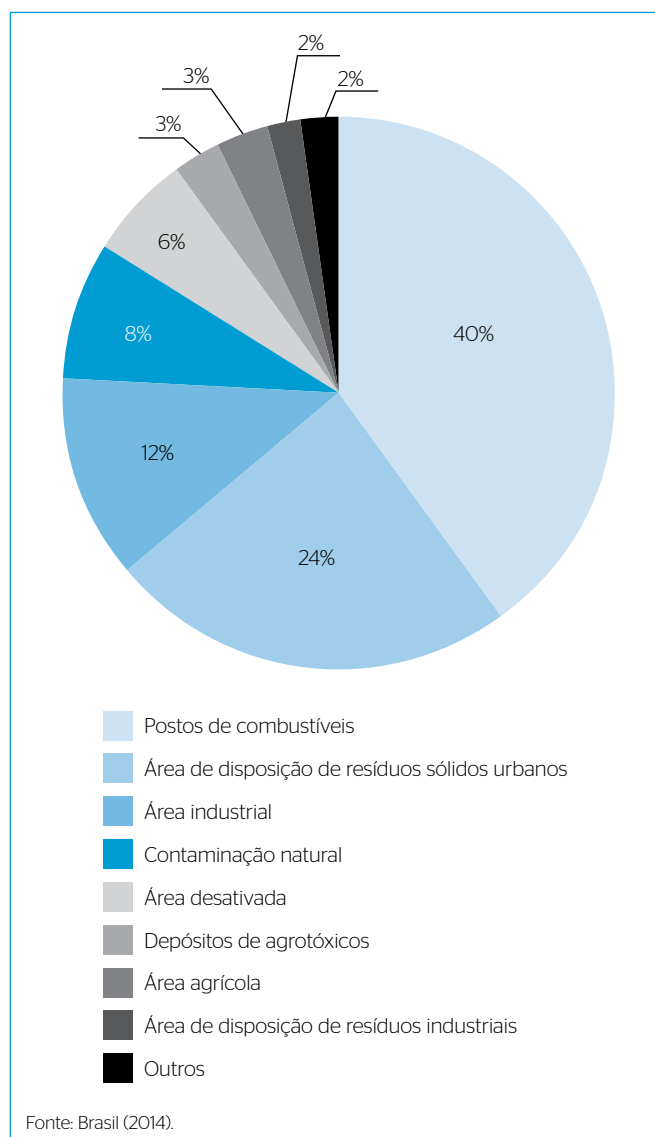


Figura 1 - Distribuição das áreas com populações expostas ou potencialmente expostas, por origem da contaminação, no Brasil.

Para conformação do sistema protetivo do solo no Brasil, em âmbito federal, importa destacar:

- A Lei nº 6.938, de 1981 (BRASIL, 1981), instituidora da Política Nacional do Meio Ambiente, recepcionada pela Constituição Federal (CF) de 1988;
- A Resolução CONAMA nº 420, de 2009 (BRASIL, 2009), alterada, no ano de 2013, por meio da Resolução CONAMA nº 460 (BRASIL, 2013). Ambas dispõem sobre critérios e valores orientadores da qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estipulam diretrizes para o gerenciamento das áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas;
- Instrução Normativa nº 6, de 2014 (BRASIL, 2014a), que regulamenta o Relatório Anual de Atividades Potencialmente Poluidoras e Utilizadoras de Recursos Ambientais (RAPP).

No plano do Estado de São Paulo, destacam-se, de forma sucinta:

- Já no fim do século 19, a primeira legislação sanitária paulista, Decreto nº 233, de 1894 (SÃO PAULO, 1894), que passa a classificar as indústrias em incômodas, perigosas ou insalubres, e a estabelecer restrições espaciais a atividades produtivas, afastando-as mais ou menos das áreas habitadas (seria a gênese do zoneamento industrial em São Paulo);
- Criação da CETESB, em 14 de julho de 1968, por meio do Decreto nº 50.079 (SÃO PAULO, 1968), para gerenciar os problemas relacionados à área ambiental, que passaram a se avolumar;
- Década de 1970: surgimento de várias leis ambientais paulistas ligadas, genericamente, ao tema da poluição do solo, entre elas a Lei nº 997/76 (SÃO PAULO, 1976b) e seu Decreto nº 8.468/76 (SÃO PAULO, 1976a), que dispõem sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente no Estado de São Paulo, e a Lei nº 1.817/78 (SÃO PAULO, 1978), que estabeleceu os objetivos e as diretrizes para o desenvolvimento industrial metropolitano e disciplinou o zoneamento industrial; a localização; a classificação e o licenciamento de estabelecimentos industriais na Região Metropolitana da Grande São Paulo, restringindo-se atividades industriais perigosas em áreas densamente urbanizadas;
- Década de 1990: a CETESB inovou ao firmar um primeiro termo de cooperação técnica com o governo alemão, visando adquirir competência específica para avaliar e gerenciar as áreas contaminadas; a cooperação gerou, além de outros importantes produtos, um Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas, com a indicação de conceitos, informações e metodologias voltadas à remediação dessas áreas. Ainda na década de 1990, a Lei nº 10.083/98 (SÃO PAULO, 1998b) estabeleceu o Código Sanitário Paulista, que analisou, entre outras questões, a correlação direta entre fatores ambientais e riscos à saúde, como, por exemplo, os relacionados à organização territorial, às atividades produtivas e de consumo, às fontes de poluição e às substâncias perigosas e tóxicas;

- Promulgação da Lei nº 9.472, em 1996 (SÃO PAULO, 1996), posteriormente alterada pela Lei nº 9.999, de 1998 (SÃO PAULO, 1998a), disciplinando o uso das áreas industriais no Estado de São Paulo;
- Lei nº 9.509, de 1997 (SÃO PAULO, 1997), que dispôs sobre a Política Estadual de Meio Ambiente;
- Resolução Conjunta SS/SMA-01, de 6 de junho de 2002 (SÃO PAULO, 2002a), que definiu procedimentos para ação conjunta das Secretarias de Estado da Saúde e Meio Ambiente no tocante às áreas contaminadas por substâncias perigosas;
- Promulgação da Lei nº 13.577, de 2009 (SÃO PAULO, 2009), que tratou especificamente da proteção da qualidade do solo e do gerenciamento das áreas contaminadas. A regulamentação da lei só veio em 2013, com o Decreto 59.263 (SÃO PAULO, 2013), que dispôs sobre as diretrizes e os procedimentos determinados na norma primária;
- Resolução SMA nº 10, de 8 de fevereiro de 2017 (SÃO PAULO, 2017a), que dispôs sobre a definição das atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas;
- Resolução SMA nº 11, de 8 de fevereiro de 2017 (SÃO PAULO, 2017b), que dispôs sobre a definição de regiões prioritárias para a identificação de áreas contaminadas.

No plano do município de São Paulo, merecem destaque:

- Lei nº 13.430, de 2002 (SÃO PAULO, 2002c), que estabeleceu o Plano Diretor Estratégico do Município de São Paulo, abordando as áreas contaminadas ou suspeitas de contaminação e identificando-as como de interesse ambiental, autorizando seu uso após investigação e análise de risco.
- Decreto nº 42.319, de 2002 (SÃO PAULO, 2002b), que regulamentou a Lei nº 13.430/02 e dispôs sobre diretrizes e procedimentos relativos ao gerenciamento de áreas contaminadas no município de São Paulo;
- Lei Municipal nº 13.564, de 2003 (SÃO PAULO, 2003), dispondo sobre a aprovação do parcelamento de solo, edificação ou instalação de equipamentos em terrenos contaminados ou suspeitos de contaminação por materiais nocivos ao meio ambiente e à saúde pública;
- Lei Municipal nº 13.885, de 2004 (SÃO PAULO, 2004), que estabeleceu os Planos Regionais Estratégicos das Subprefeituras e exigiu, entre outras questões, a investigação e a avaliação de riscos específicos para a revitalização de áreas suspeitas de contaminação e contaminadas no município.

ANÁLISE CRÍTICA DA LEGISLAÇÃO BRASILEIRA

Quanto à competência legislativa e administrativa

Observa-se que a produção normativa relacionada ao gerenciamento das áreas contaminadas no Brasil deu um grande salto (como se percebe

pela breve abordagem pontuada anteriormente), dando origem a um verdadeiro cipoal legislativo complexo, por vezes desconexo, e em vários aspectos insuficiente e ultrapassado para que as questões relacionadas pudessem, enfim, se não solucionadas de uma vez por todas, ser ao menos minimizadas de forma eficiente e expedita.

A análise das normas jurídicas nacionais indicou, como é próprio do modelo federativo brasileiro, a tentativa de elaboração de um sistema de cooperação integrado entre os diversos entes da federação para o enfrentamento do tema das áreas contaminadas.

Esse problema real tem sua origem na própria CF de 1988, que, na tentativa salutar de aumentar a abrangência da proteção ambiental no país, acabou concedendo competência legislativa e administrativa para o cuidado e a proteção do ambiente a todos os entes da federação, copiando o modelo alemão de outorga de competências no plano horizontal e vertical aos entes que fazem parte do pacto federativo (HESSE, 1998).

Ocorre que aqui no Brasil, diferentemente de qualquer outra federação no mundo, tem-se quatro entes que participam de forma igualitária do pacto: União, Estados federados (26), Distrito Federal (1) e municípios (5.507).

Com este modelo de repartição de competência, onde todos os entes podem legislar (competência legislativa) e administrar (competência material) TODOS os temas ambientais, e com esse número enorme de participantes do pacto, há uma dificuldade concreta em se estabelecer legislações lineares, apesar da técnica normativa utilizada para tentar estipular um campo de atuação próprio para cada ente. A técnica adotada é a da “predominância do interesse”. Assim, temas de relevante interesse nacional ficam à cargo da União; de predominante interesse regional, com os Estados, e de predominante interesse local, com os municípios. O Distrito Federal detém a faculdade de atuar nos temas de predominante interesse regional e local que lhe sejam afetos.

Nos diversos temas, observa-se que as legislações ambientais acabam indo além do constitucionalmente possível, dispondo um ente da federação sobre tema que não lhe é facultado, ferindo/invadindo, assim, a competência do outro ente. Dessa forma, o tema acaba sendo “judicializado” para que o impasse normativo seja enfim solucionado, o que indica que os problemas de interpretação relacionados às perguntas: “quem pode legislar sobre o tema?” e “até que ponto se pode sobre ele legislar?” acabam se arrastando por anos a fio, gerando insegurança no sistema e dificultando concretamente a aplicação da legislação pelos técnicos e aplicadores que dela necessitam em seu dia a dia.

Quanto à definição de solo

Com relação às legislações mencionadas, nota-se que o primeiro e fundamental passo para que a remediação das áreas contaminadas ocorra de maneira eficiente é a conceituação formal dos diferentes termos técnicos e científicos. Nesse aspecto, a despeito da proliferação de inúmeros

sistemas de classificação de solos por todo o mundo, inexistente uma definição de aceitação universal do que seja “solo” (VERDADE, 1972).

O estudo do solo interessa a inúmeras áreas: ciências agrárias, geologia, ciências ambientais e engenharia (ESPINDOLA, 2008). A dificuldade que decorre dessa pluralidade é a de que o conhecimento sobre um determinado assunto é altamente condicionado pela terminologia empregada; pior, a recíproca também é verdadeira.

Inúmeros autores perseguiram conceitos e documentaram suas próprias percepções do que seja “solo” (DOKUCHAEV, 1967; TERZAGHI; PECK, 1948; BIDWELL; HOLE, 1965; LEPSCH, 1972; EMBRAPA, 2006; PHILLIPS, 2009). Avaliando todas as definições, notam-se semelhanças e diferenças, das mais brandas às mais radicais, como, por exemplo a de Terzaghi e Peck (1948), considerado o pai da geotecnia: “agregado natural de grânulos minerais que podem ser separados por agitação em água”, e a de Dokuchaev (1967), fundador da pedologia: “produto da interação extremamente complexa dos efeitos do clima local, dos organismos animais e vegetais, da composição e estrutura das rochas de origem, da topografia e do tempo”.

Conforme Bockheim *et al.* (2005) e Marcos (1980), o estudo sistemático do solo pode ser enquadrado em três enfoques distintos: o edafológico, o geológico e o pedológico. Posto que estudam objetos distintos, não se trata de visões excludentes. Em todo o caso, não se pode deixar de notar que o surgimento ou o predomínio de alguma dessas visões está, sim, condicionado ao período histórico e à natureza prática da aplicação ansiada. Em suma, ao se fazer ciência, um experimentador (seja ele um homínido recém-chegado ao neolítico, seja um cientista profissional) invariavelmente tomará por referência algum complexo de valores para nortear o seu juízo sobre suas descobertas. Todavia, a distinção entre os ditos enfoques se mostra útil para o avanço da discussão.

É fundamental que, em uma dada abordagem, haja alguma espécie de consenso (mesmo que implícito) a respeito do que seja “solo”. Tão importante quanto é o pesquisador ou cientista de uma determinada área estar minimamente a par dos demais enfoques e das divergências existentes entre todos eles. Além do mais, a divisão do objeto estudado sob apenas essas três perspectivas se mostra insuficiente para abarcar toda a gama e complexidade de usos que se dá ao solo. Assim, julga-se necessário estabelecer duas novas ênfases: a geotécnica e a ambiental. Sem essa adição, torna-se extremamente difícil remediar áreas contaminadas, cujas origens diferem de país para país, mas, estruturalmente, estão associadas à descontrolada e desordenada ocupação humana, às diversas fontes de poluição e também à disposição inadequada dos diferentes tipos de resíduos.

Quanto aos valores orientadores

A Resolução Conama nº 420/09 (BRASIL, 2009), alterada pela Resolução Conama nº 460/13 (BRASIL, 2013), apresenta três anexos distintos.

Um primeiro, que estipula procedimentos para o estabelecimento de valores de referência da qualidade do solo; um segundo, que apresenta uma lista de valores orientadores para o solo e para as águas subterrâneas; e, por fim, um terceiro, indicando um fluxograma com as etapas para o gerenciamento das áreas contaminadas, em atenção à determinação constante no próprio art. 21 da Resolução (incisos de I a IV).

No Estado de São Paulo, o tema está atualmente disciplinado pela Lei nº 13.577 de 2009 (SÃO PAULO, 2009), regulamentada pelo Decreto no 59.263 de 2013 (SÃO PAULO, 2013), que deveria ter como parâmetro e baliza a Resolução CONAMA no 420 (BRASIL, 2009), do mesmo ano. Entretanto, ela foi promulgada antes da resolução federal e essa se baseou na lei estadual. Ressalte-se que o sistema normativo brasileiro se conforma geometricamente como uma pirâmide, sendo que a CF se encontra no topo. Na sequência, em razão do modelo federativo escolhido (art. 1º e 18 da CF/88), situam-se: as normas federais; as estaduais e as municipais, elaboradas pelos respectivos poderes legislativos e, regulamentadas pelos respectivos poderes executivos por meio de decretos. É possível ainda que haja delegação de funções administrativas dos entes da federação (U, E, DF e M) aos órgãos de sua administração direta. Esses podem, dessa forma, editar Portarias, Resoluções e outros atos administrativos, desde que sejam compatíveis com as regras constitucionais e legais que lhes sejam hierarquicamente superiores.

A legislação do Estado de São Paulo (Lei nº 13.577/09 — SÃO PAULO, 2009) determina que o gerenciamento das áreas contaminadas seja realizado a partir de três diferentes níveis de tolerância à contaminação:

- Valor de intervenção: para os casos de riscos à saúde humana (art. 3, inciso XXII);
- Valor de prevenção: para os casos de risco à qualidade do solo e da água subterrânea (art. 3, inciso XXIII);
- Valor de referência de qualidade: indica o “solo limpo ou a qualidade natural da água subterrânea” (art. 3, inciso XXIV).

As legislações brasileira e paulista, a exemplo dos países subdesenvolvidos e em desenvolvimento, como a África do Sul (ÁFRICA DO SUL, 2010), usaram como parâmetro para a elaboração de suas normas e diretrizes referentes à poluição do solo as estabelecidas por países desenvolvidos, tais como a Holanda.

Comparando a legislação holandesa e a atual brasileira sobre áreas contaminadas, nota-se que as duas estabelecem valores orientadores. Entretanto, a Holanda, na década de 1980 (VAN HARDEVELD, 1995; RIJKSWATERSTAAT, 2014), realizou, de modo aprofundado, extensivo e abrangente, uma quantidade suficiente de análises do solo e da água subterrânea, o que permitiu estabelecer os poluentes de interesse. Além disso, segundo Swartjes *et al.* (2012), a legislação holandesa passou do princípio da multifuncionalidade do solo na década de 1980

para o enfoque da reabilitação para o uso atual e futuro, em 1998, e, finalmente, para a abordagem da sustentabilidade, em 2003. Nas palavras dos autores, hoje, “a legislação segue o princípio: simples quando possível e complexo quando necessário” (SWARTJES *et al.*, 2012, p. 2, tradução nossa).

O Brasil e a maioria dos seus Estados e municípios não elaboraram, até o momento, nem o inventário de áreas nas quais atividades potencialmente contaminadoras do solo foram desenvolvidas, a exemplo do que foi e está sendo feito nos países da UE (PÉREZ; EUGENIO, 2018).

Deve-se destacar também que a Holanda é um país com quase 34 mil km² de área terrestre (o Estado de São Paulo tem pouco menos de 250 mil km²), com características sociais e geográficas bastante homogêneas (HOLANDA, 2020). Outro fato a ser destacado é a política holandesa de manejo e uso do solo, que estabelece que esse recurso só deve ser empregado no sentido da melhora de sua qualidade. Desse modo, o solo de uma zona residencial não pode ser transferido para uma de zona industrial, enquanto o contrário é permitido — desde que haja, evidentemente, um processo adequado de remediação. Na UE, entende-se remediação como a redução da exposição de seres humanos ou do meio ambiente a substâncias perigosas, considerando o uso presente e futuro da área (PÉREZ; EUGENIO, 2018).

Por sua vez, os Estados Unidos da América, por ser um país com dimensões continentais, com grande heterogeneidade social e geográfica e grande autonomia legislativa de cada Estado, têm um modo totalmente distinto de lidar com suas áreas contaminadas. Diferentemente de entender qualidade do solo e da água subterrânea como um *checklist* de teores/concentrações admissíveis para diversas substâncias químicas, no âmbito da *Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act* (CERCLA), principal legislação no que diz respeito à poluição do solo, essa avaliação é feita caso a caso, considerando as especificidades de cada problema e suas peculiaridades econômicas, sociais, geográficas, ambientais etc. Mais do que isso: os próprios critérios do que representa risco aceitável ou não, o uso futuro do terreno e as técnicas de remediação a serem empregadas estão sujeitos ao escrutínio público e local (ESTADOS UNIDOS, 1987). Afinal, sendo o solo bem ambiental relevante e fundamental para a presente e as futuras gerações, suporte da continuidade da vida na Terra, tudo o que sobre ele recai é de fato interesse direto de todos os habitantes do planeta, principalmente da população do entorno das áreas referenciadas e diretamente impactadas.

Valores de intervenção para um conjunto que abrange em torno de 110 substâncias químicas também foram estabelecidos pela USEPA. Suas funções, no entanto, são “identificar e definir áreas, contaminantes e condições em um determinado local que não requeiram atenção federal” (USEPA, 1996).

É necessário que se lembre, a todo momento, de que a ciência jurídica é eminentemente uma área envolta em aspectos culturais, que variam

de país para país, e este relevante fato deve ser levado em consideração quando do estudo das diferentes legislações. A título de exemplo, a Tabela 1 mostra os valores de intervenção para metais e metalóides, considerando o uso residencial, constantes nas legislações do Brasil, do Estado de São Paulo e de algumas nações.

Observa-se que os valores de intervenção para determinado contaminante apresentam uma enorme faixa de variação. Enquanto a Noruega estipula 25 mg.kg⁻¹ de material seco para o crômio (Cr) em áreas residenciais, os Estados Unidos admitem 100.000 mg.kg⁻¹ — uma cifra quatro mil vezes mais permissível. Por outro lado, a Suíça sequer estabeleceu valor para esse contaminante. Tais discrepâncias se devem às diferenças:

- Na avaliação considerada (risco à saúde humana ou ecológico; qualidade da água subterrânea ou superficial);
- Na escolha dos modelos matemáticos de avaliação de risco;
- Nos níveis basais, que dependem dos hábitos da população;
- No risco aceitável;
- Nas rotas de exposição consideradas;
- Nos parâmetros de entrada dos modelos;
- Nos fatores de segurança adotados.

O Brasil é desprovido de uma política eficiente de uso e manejo do solo e, portanto, o ordenamento jurídico de qualquer país não deve ser extrapolado integralmente para as condições brasileiras. Contando com sete biomas distintos e variedade de tipos de solos, além de todas as discrepâncias econômicas, sociais e culturais de sua população, é ingenuidade pensar que uma única lista de contaminantes brasileira possa

constituir uma sólida garantia de saúde pública e do meio ambiente, ou, ainda, que reflita os desejos e anseios mais profundos de uma população tão plural que, em seu texto constitucional, optou pelo desenvolvimento sustentável. Essa mesma conclusão foi obtida por Pérez e Eugenio (2018), ao avaliarem a evolução dos programas de proteção e recuperação do solo da UE. Eles escreveram:

A abordagem que combina os valores orientadores com a avaliação de risco à saúde humana e ecológico, realizada no local onde ocorreu a contaminação, é atualmente, a melhor prática para tratar o problema de contaminação do solo europeu. Devido à existência de uma grande variedade de tipos de solo na UE, usos da terra, profundidades da água subterrânea e características locais, o uso de valores orientadores sozinho não deve ser apropriado para enfrentar o problema de uma maneira eficiente e economicamente viável (PÉREZ; EUGENIO, 2018, p. 6, tradução nossa).

Outra questão a ser considerada em relação às listagens de contaminantes é que ela pode se tornar obsoleta rapidamente, devido ao forte ritmo de formulação de novos produtos químicos, como também à ocorrência de subprodutos de biodegradação, sendo que estes podem ser tão ou mais tóxicos do que os poluentes originais. É o caso relatado por Ferreira e Morita (2012), que, ao estudarem a aplicação de uma técnica de biorremediação *ex-situ* em uma área contaminada por uma indústria produtora de dietil hexil ftalato (DEHP) e diisododecil ftalato (DIDP), constataram que o solo apresentava significativos teores de outros poluentes, tais como o diisooamil ftalato (produto), o dioctil adipato (produto) e o 2-etil hexanol (subproduto da biodegradação ocorrida ao longo do tempo no solo contaminado), para os quais não há valores orientadores na Resolução CONAMA nº 420/2009 (BRASIL, 2009). Ressalta-se, também, que há múltiplos contaminantes no solo, cujo efeito combinado na saúde humana ou no meio ambiente não é igual à somatória dos efeitos individuais. Por outro lado, nem todo contaminante está biodisponível e, portanto, nem sempre causará toxicidade à biota ou ao homem.

Estudos recentes (WALL; NIELSEN; SIX, 2015; FLANDROY *et al.*, 2018) têm demonstrado que a biodiversidade do solo tem grande influência sobre a saúde do homem, especialmente no que diz respeito às doenças alérgicas e ao sistema imunológico.

Nesse contexto, têm sido desenvolvidos:

- Novas metodologias de avaliação de risco ecológico e à saúde humana, envolvendo misturas de poluentes (BOPP *et al.*, 2018);
- Critérios de qualidade do solo baseados na biodisponibilidade dos contaminantes (NAIDU *et al.*, 2015; LI *et al.*, 2018).

Quanto aos bens a proteger

Apesar de as legislações brasileira e paulista trabalharem com um conceito de múltiplas funções do solo, nota-se que, na prática, os

Tabela 1 - Valores de intervenção para contaminação de solos por metais pesados em áreas residenciais.

	mg/kg de material seco							
	As	Cd	Pb	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
Brasil	55	8	300	400	300	36	100	1.000
Estado de São Paulo	55	14	240	2.100	300	0,9	480	7.000
Alemanha	50	20	400	NA	400	20	140	NA
Bélgica	110	6	700	400	300	15	470	1.000
Canadá	12	10	140	63	64	6,6	50	200
EUA	22	37	400	3.100	100.000	23	1.600	23.000
França	37	20	400	190	130	7	140	9.000
Noruega	2	3	60	100	25	1	50	100
Países Baixos	55	12	530	190	380	10	210	720
Suécia	15	0,4	80	100	120	1	35	350
Suíça	NA	20	1.000	1.000	NA	NA	NA	2.000

NA: Não se aplica.

Fonte: Provoost, Cornelis e Swartjes (2006); Brasil (2009) e CETESB (2016).

mecanismos criados para proteger o meio subterrâneo revelam-se direcionados de forma única e quase que exclusiva aos efeitos deletérios à saúde humana. Assim, a própria Lei nº 13.577/09 (SÃO PAULO, 2009) indica que apenas no caso de risco à saúde humana (valores de intervenção) haverá a necessidade de interrupção das atividades (art. 11); na hipótese de riscos ao meio ambiente (valores de prevenção), seria necessário apenas o monitoramento dos impactos verificados (art. 10).

Essa visão mostra-se bastante restrita e inadequada para a proteção ambiental, conforme as razões expostas nos seguintes parágrafos.

Avalia-se que 60% dos serviços naturais ofertados pelos ecossistemas tenham sido degradados ou estejam sob utilização insustentável (MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Rockström *et al.* (2009a; 2009b) e Steffen *et al.* (2015) buscaram definir, baseados nos processos biofísicos que regulam a estabilidade dos sistemas da Terra, limites que não devem (ou não deveriam) ser ultrapassados, a fim de se preservar a resiliência do planeta. Seus resultados indicaram que a integridade da biosfera e os ciclos biogeoquímicos do nitrogênio e do fósforo estão sob alto risco. Esses dois limites dependem intimamente da qualidade do solo.

A contaminação do meio ambiente subterrâneo não se restringe aos solos. Ela pode migrar para camadas mais profundas, atingindo os aquíferos. Dessa forma, não bastando o potencial de ocasionar

graves incidentes, a poluição dessas reservas hídricas subterrâneas pode comprometer severamente a produção de alimentos ou mesmo o abastecimento público. De acordo com Shiklomanov (1993, p. 13, tradução nossa), “estimativas confiáveis dos recursos hídricos [...] são críticas ao claro entendimento do ciclo natural da água e dos efeitos que as atividades humanas podem exercer”. Um balanço hídrico da Terra (OKI; KANAE, 2006) computando não só o armazenamento, mas também todo o ciclo hidrológico “natural” e “antrópico”, é mostrado na Figura 2. Esse estudo permitiu concluir que mais de 30% das reservas de água doce mundiais são subterrâneas — e que, somente na zona vadosa, o solo mantém retido um volume de água oito vezes maior do que o que circula em todos os rios do planeta. Isso é preocupante, pois a zona vadosa media uma série de processos biogeoquímicos e não pode ser desprezada.

A organização espacial imposta pela urbanização e pela industrialização (isto é, pela adoção da cidade como o foco da sociedade e da civilização) implica a subordinação das áreas limítrofes e periurbanas — especialmente as rurais — às cidades (FIXEL, 2012). Nesses locais, ocorrem a contaminação e/ou a degradação de extensas áreas de produção mineral, agrícola e industrial. Outro fator importante nesses locais é a demanda por áreas para o recebimento dos resíduos sólidos urbanos. Nas cidades, por sua vez, há ainda o

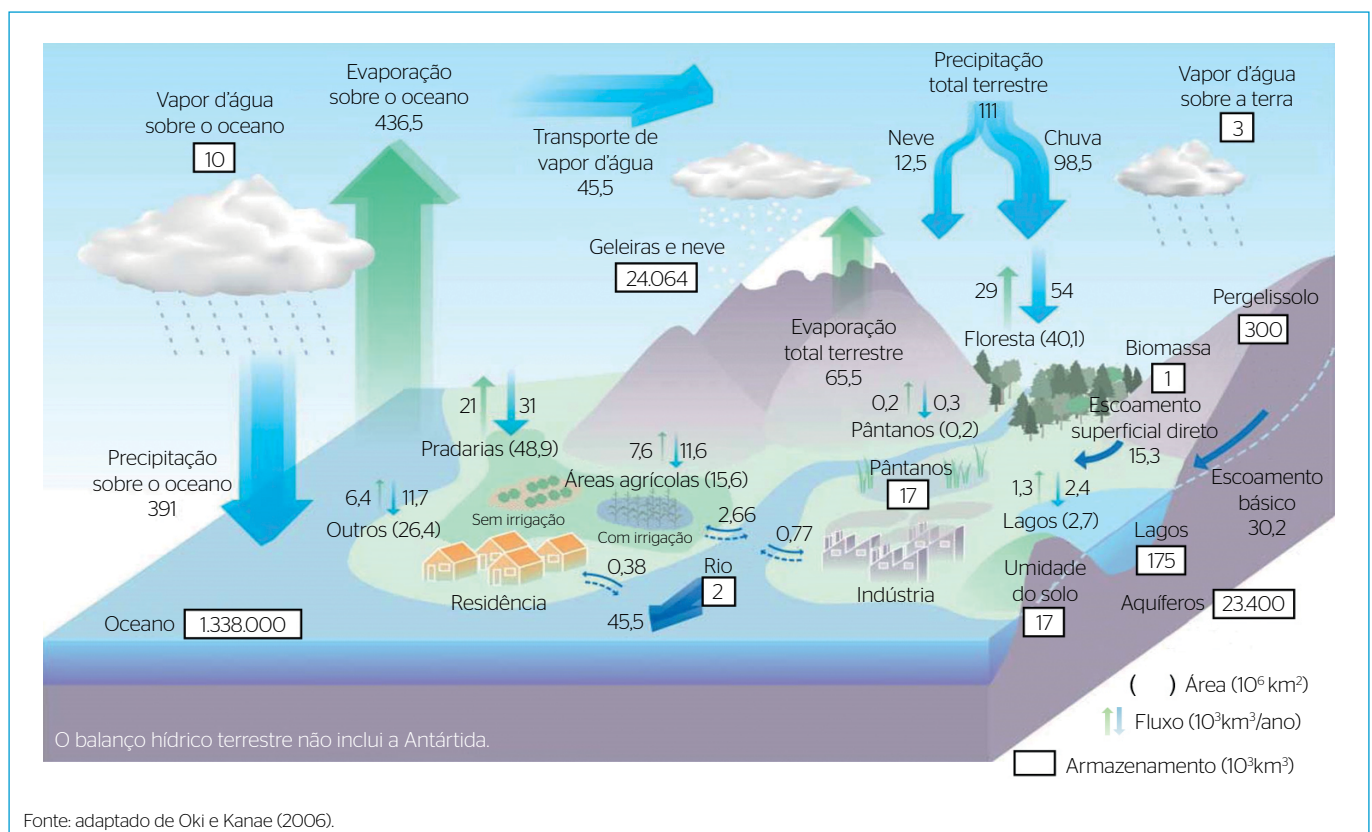


Figura 2 - Balanço hídrico terrestre.

fenômeno dos *brownfields*. Estes são terrenos contaminados e subsequentemente abandonados por indústrias que, procurando fugir dos altos custos imobiliários e das pressões sociais nas grandes cidades, acabam por se instalar em terrenos virgens e mais baratos (denominados *greenfields*) em municípios menores e que, muitas vezes, oferecem vantagens logísticas e fiscais.

Em cidades da América Latina e dos demais países subdesenvolvidos ou em desenvolvimento, os processos de industrialização, urbanização e de metropolização ocorreram de maneira desenfreada, induzindo mudanças em um ritmo que não pôde ser acompanhado pelas políticas públicas e de planejamento urbano (FIXEL, 2012). Disso resulta um conjunto de problemas: modificação na utilização do solo, transformação da paisagem, deterioração do ambiente urbano e completa desorganização social das cidades — com desdobramentos na carência de habitação, de emprego e de saneamento nas áreas periféricas, ora ocupadas pelas indústrias (SILVA, 1995). A pressão habitacional urbana induz o processo de reabilitação de diversas áreas contaminadas, em particular os *brownfields*. Todavia, muitos desses locais são habitados por populações carentes que, conhecendo ou não os riscos aos quais estão expostas, aceitam ali viver por se tratar de zonas mais centrais e providas de infraestrutura urbana, serviços e empregos. A valorização imobiliária dessas áreas, em virtude da descontaminação, faz com que as populações carentes tenham de deixar suas moradias e passem a residir em regiões mais periféricas. A remediação do terreno não é um problema — muito pelo contrário. A questão que aqui se coloca é: por que tais projetos de descontaminação não são empreendidos para as pessoas já residentes (e que vivem em situação de risco), em vez de seguirem interesses externos? Ao cumprir meramente com os desígnios de uma agenda de especulação imobiliária, muitos desses projetos, apesar de reduzirem problemas ambientais, agravam, dessa sorte, questões sociais, como o fenômeno da “gentrificação” (TZOUMIS; DRIEHORST, 2016). “Gentrificação” é o termo usado para designar as experiências de renovação das áreas centrais, induzindo a valorização imobiliária à custa da expulsão dos moradores originais, que passam a ocupar áreas periféricas (SMITH, 1979).

Essas desigualdades acometem não só os pobres, mas quaisquer minorias (de raça, gênero ou classe social) que carecem de poder e capacidade de participação política. Segundo Hamilton (1995), esse fenômeno, denominado de racismo ambiental, foi detectado na década de 1980 e está vinculado aos seguintes motivos:

- Discriminação pura e simples por parte dos poluidores e dos ocupantes de cargos públicos;
- Ligação entre níveis de renda e de educação com a “disposição a pagar” (em inglês, *willingness to pay*) pela qualidade do meio ambiente;
- Propensão de uma determinada comunidade a se engajar coletivamente em ações de oposição a possíveis poluidores de seu entorno.

Vê-se, portanto, que as consequências dos processos que operam sobre o “mundo físico” têm enormes repercussões no tecido social de um povo. Nas palavras de Santos (1987, p. 123):

Há desigualdades sociais que são, em primeiro lugar, desigualdades territoriais, porque derivam do lugar onde cada qual se encontra. Seu tratamento não pode ser alheio às realidades territoriais. O cidadão é o indivíduo num lugar. A República somente será realmente democrática quando considerar todos os cidadãos como iguais, independentemente do lugar onde estejam.

Ao considerar apenas os aspectos relativos à saúde humana e o custo da remediação das áreas contaminadas, cria-se, como a doutrina vem chamando, uma noção de “*tolerância ao impacto ambiental*”, ideia que viola por completo a estrutura constitucional de proteção ao meio ambiente apresentada pela CF de 1988 (FIORILLO, 2015). Não é, de forma alguma, a intenção da Carta de 88 privilegiar os aspectos socioeconômicos em detrimento da preservação ambiental. Sabe-se, ademais, que, em sua maioria, os riscos ocasionados por condutas humanas fundadas na prevalência dos aspectos unicamente econômicos do ambiente levam-no ao esvaziamento da função de manutenção do equilíbrio ecológico, voltando-se à ideia mundialmente rechaçada de “desenvolvimento a qualquer custo”.

A fixação desses valores/índices pela legislação de forma tão aberta e permissiva trará certamente prejuízos irreparáveis ao solo e, consequentemente, a esta e às futuras gerações, que receberão por herança um recurso pobre em nutrientes, matéria orgânica e minerais, sem capacidade de abrigar a continuidade da vida que ali se sustentava e da qual o homem necessita e necessitará sempre.

Admitir-se a legalidade e a constitucionalidade dos *valores orientadores*, da forma como disposto na lei, é fazer tábua rasa da proteção ao meio ambiente da forma como pretendida pela Constituição; é ignorar a aplicação do princípio da prevenção — que determina a não ocorrência dos danos ambientais, uma vez que estes, em sua maioria, são irreversíveis, e do princípio do desenvolvimento sustentável da forma em que estabelecido já na ECO 72 e incorporado ao ordenamento brasileiro no sentido de haver equilíbrio entre a preservação da vida e as questões econômicas, e estas últimas não podem se sobrepor à primeira e, por fim, admitir-se a inversão do princípio do poluidor pagador. A legislação, da forma como atualmente se apresenta, confere, sim, uma *autorização para poluir*, ao contrário do que a CF e a legislação infraconstitucional (Lei nº 6.938/81, art. 14 §1º — BRASIL, 1981) determinam.

Essa preocupante abertura permite que um solo com todas as suas funções comprometidas em razão de contaminação, mas que não apresente riscos à saúde humana, venha a ser considerado de boa qualidade e tenha sua utilização autorizada sem que a remediação tenha ocorrido.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Lidar com o problema das áreas contaminadas requer, prioritariamente, chegar a um consenso sobre o conceito de solo e os bens a proteger.

A legislação nacional deveria apenas fornecer as diretrizes para a remediação e a proteção do meio subterrâneo, sem definir os valores orientadores, pois o Brasil sequer tem um inventário das áreas sobre as quais foram desenvolvidas atividades potencialmente poluidoras do meio subterrâneo.

Dada a ausência de tal levantamento, da grande extensão territorial, dos diferentes tipos de solo, dos diversos biomas, da heterogeneidade dos usos e ocupação do solo e das enormes diferenças sociais, culturais e econômicas da população no Brasil, cada Estado ou cada município deveria realizar uma abrangente investigação do solo e da água subterrânea, a fim de definir os poluentes de interesse. Destaque deve ser dado aos agrotóxicos, uma vez que o país é um dos maiores consumidores do mundo. A partir daí, poderiam ser determinados os valores orientadores, que seriam usados somente para priorizar áreas.

O país precisa avançar no sentido de realizar não apenas a análise de risco à saúde humana no local contaminado, mas também a análise de risco ecológico, incorporando modelos que avaliem os efeitos de múltiplos poluentes e a biodisponibilidade destes.

Entende-se, ainda, a necessidade de criação de um programa mais amplo de mapeamento e acompanhamento de todas as etapas do processo de remediação, sempre com participação ativa de todos os agentes envolvidos e interessados no tema.

Para maior celeridade, a remediação das áreas deve se efetivar a partir da elaboração de um projeto de engenharia que contemple uma avaliação técnica, econômica, ambiental (ou em termos da sustentabilidade) das alternativas para remediação do solo e da água subterrânea contaminados.

Ainda, seria necessária uma revisitação das políticas públicas relacionadas aos *brownfields* e da destinação e formação dos valores do Fundo Estadual para Prevenção e Remediação de Áreas Contaminadas — FEPRAC (criado por determinação da Lei nº 13.577/09 — SÃO PAULO, 2009), além, novamente, da fundamental participação da sociedade nas questões que envolvem o destino desses valores.

REFERÊNCIAS

- ÁFRICA DO SUL. (2010) South Africa Government. Department of Environmental Affairs. *Framework for the management of contaminated land*. Disponível em: <<https://www.environment.gov.za/projectsprogrammes/wfl/>>. Acesso em: 23 maio 2015.
- BIDWELL, O.W.; HOLE, F.D. (1965) Man as a factor of soil formation. *Soil Science*, v. 99, n. 1, p. 65-72.
- BOCKHEIM, J.G.; GENNADIYEV, A.N.; HAMMER, R.D.; TANDARICH, J.P. (2005) Historical development of key concepts in pedology. *Geoderma*, v. 124, n. 1-2, p. 23-36. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.004>
- BOMBARDI, L.M. (2017) *Geografia do uso de agrotóxicos no Brasil e conexões com a União Europeia*. São Paulo: FFLCH-USP.
- BOPP, S.K.; BAROUKI, R.; BRACK, W.; COSTA, S.D.; DORNE, J.-L.C.M.; DRAKVIK, P.E.; FAUST, M.; KARJALAINEN, T.K.; KEPHALOPOULOS, S.; VAN KLAVEREN, J.; KOLOSSA-GEHRIN, M.; KORTENKAMP, A.; LEBRET, E.; LETTIERI, T.; NØRAGER, S.; RÜEGG, J.; TARAZONA, J.V.; TRIER, X.; VAN DE WATER, B.; VAN GILS, J.; BERGMAN, Å. (2018) Current EU research activities on combined exposure to multiple chemicals. *Environment International*, v. 120, p. 544-562. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.07.037>
- BRASIL. (1981) Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. *Diário Oficial da União*, Brasília, Seção 1, p. 16509.
- _____. (2009) Resolução CONAMA nº 420, de 28 de dezembro de 2009. *Diário Oficial da União*, Brasília, n. 249, p. 81-84.
- _____. (2013) Resolução CONAMA nº 460, de 30 de dezembro de 2013. *Diário Oficial da União*, Brasília, p. 153.
- BRASIL. (2014a) *Instrução Normativa nº 6, de 24 de março de 2014*. Regulamenta o Relatório Anual de Atividades Potencialmente Poluidoras e Utilizadoras de Recursos Ambientais - RAPP. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/phocadownload/relatorios/atividades_poluidoras/ibama-in_06_2014_24-03-2014-rapp.pdf>. Acesso em: 4 set. 2018.
- _____. (2014b) Ministério da Saúde. Vigilância em Saúde. Vigisolo. *Dados e Acompanhamento das Populações*. Brasília: Ministério da Saúde. Disponível em: <<http://portalms.saude.gov.br/vigilancia-em-saude/vigilancia-ambiental/vigipeq/vigisolo/dados-e-acompanhamento-das-populacoes>>. Acesso em: 18 jul. 2016.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). (2018) Decisão de Diretoria nº 256/2016/E, de 22 de novembro de 2016. Dispõe sobre a aprovação dos “Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo - 2016” e dá outras providências. *Diário Oficial*, São Paulo, Seção I, v. 126, n. 219, p. 55-56.
- _____. (2018) *Texto explicativo*. Relação de áreas contaminadas e reabilitadas no Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB.
- COULON, F.; JONES, K.; LI, H.; HU, Q.; GAO, J.; LI, F.; CHEN, M.; ZHU, Y-G; LIU, R.; LIU, M.; CANNING, K.; HARRIES, N.; BARDOS, P.; NATHANAIL, P.; SWEENEY, R.; MIDDLETON, D.; CHARNLEY, M.; RANDALL, J.; RICHELL, M.; HOWARD, T.; MARTIN, I.; SPOONER, S.; WEEKS, J.; CAVE, M.; YU, F.; ZHANG, F.; JIANG, Y.; LONGHURST, P.; PRPICH, G.; BEWLEY, R.; ABRA, J.; POLLARD, S. (2016) China's soil and groundwater management challenges: lessons from the UK's experience and opportunities for China. *Environmental International*, v. 91, p. 196-200. <http://doi.org/10.1016/j.envint.2016.02.023>

- DOKUCHAEV, V.V. (1967) *Russian chernozem*. Tradução de N. Kaner. Jerusalém: Israel Program for Scientific Translations. 491 p. (Selected works of V.V. Dokuchaev, v. 1).
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). (2006) Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro). *Sistema brasileiro de classificação de solos*. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa. 306 p.
- ESPINDOLA, C.R. (2008) *Retrospectiva crítica sobre a pedologia: um repasse bibliográfico*. Campinas: Editora da Unicamp. 397 p.
- ESTADOS UNIDOS. (1987) *The Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act of 1980 (Superfund) (P.L. 96-510) as amended by The Superfund Amendments and Reauthorization Act of 1986 (P.L. 99-499), 1986*. Washington, D.C.: US Government Printing Office.
- FERREIRA, I.D.; MORITA, D.M. (2012) Ex-situ bioremediation of Brazilian soil contaminated with plasticizers process wastes. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, v. 29, n. 1, p. 77-86. <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-66322012000100009>
- FIORILLO, C.A.P. (2015) *Curso de direito ambiental brasileiro*. 14. ed. São Paulo: Saraiva.
- FIXEL, A.T.V. (2012) *Áreas contaminadas no contexto urbano e jurídico-ambiental brasileiro*. 189f. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- FLANDROY, L.; POUTAHIDIS, T.; BERG, G.; CLARKE, G.; DAO, M.-C.; DECAESTECKER, E.; FURMAN, E.; HAAHTELA, T.; MASSART, S.; PLOVIER, H.; SANZ, Y.; ROOK, G. (2018) The impact of human activities and lifestyles on the interlinked microbiota and health of humans and of ecosystems. *Science of The Total Environment*, v. 627, p. 1018-1038. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.288>
- HAMILTON, J.T. (1995) Testing for environmental racism - prejudice, profits, political-power. *Journal of Policy Analysis and Management*, v. 14, n. 1, p. 107-132. <https://doi.org/10.2307/3325435>
- HESSE, K. (1998) *Elementos de direito constitucional da República Federal da Alemanha*. Trad. Luís Afonso Heck. Porto Alegre: Sérgio Antonio Fabris.
- HOLANDA. (2014). Ministry of Infrastructure and the Environment. *Into Dutch Soils*. Rijswijk: Kijkwaterstaat. Disponível em: <https://rwsenvironment.eu/subjects/soil/publications/>. Acesso em: 23 jul. 2016.
- _____. (2020) Statistics Netherlands (CBS); Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL); National Institute for Public Health and the Environment (RIVM); Wageningen University and Research. *Land use in the Netherlands, 2015 (indicator 0061, version 11, 8 January 2020)*. The Hague: CBS; PBL; RIVM; Wageningen University and Research. Disponível em: <https://www.clo.nl/en/indicators/en0061-land-use-in-the-netherlands>. Acesso em: 08 jan. 2020.
- INTERGOVERNMENTAL TECHNICAL PANEL OF SOILS (ITPS). (2015) *Status of the world's soil resources*. Roma: FAO. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i5199e.pdf>. Acesso em: 10 fev. 2016.
- LEPSCH, I.F. (1972) Perfil do solo. In: MONIZ, A.C. (coord.). *Elementos de pedologia*. São Paulo: Polígono. p. 335-339.
- LI, G.; SUN, G.-X.; REN, Y.; LUO, X.-S.; ZHU, Y.-G. (2018) Urban soil and human health: a review. *European Journal of Soil Science*, v. 69, n. 1, p. 196-215. <https://doi.org/10.1111/ejss.12518>
- MARCOS, Z.Z. (1980) *Ensaio sobre epistemologia pedológica*. Campinas: Fundação Cargill. 119 p.
- MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. (2005) *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Washington, D.C.: Island Press. 137 p.
- NAIDU, R.; CHANNEY, R.; MCCONNELL, S.; JOHNSTON, N.; SEMPLE, K.T.; MCGRATH, S.; DRIES, V.; NATHANAIL, P.; HARMSEN, J.; PRUSZINSKI, A.; MACMILLAN, J.; PALANISAMI, T. (2015) Towards bioavailability-based soil criteria: past, present and future perspectives. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 22, n. 12, p. 8779-8785. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1617-x>
- OKI, T.; KANAE, S. (2006) Global hydrological cycles and world water resources. *Science*, v. 313, n. 5790, p. 1068-1072. <https://doi.org/10.1126/science.1128845>
- PÉREZ, A.P.; EUGENIO, N.R. (2018) *Status of local soil contamination in Europe: revision of the indicator "Progress in the management contaminated sites in Europe*. Luxemburgo: Publications Office of the European Union.
- PHILLIPS, J.D. (2009) Soils as extended composite phenotypes. *Geoderma*, v. 149, n. 1-2, p. 143-151. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.11.028>
- PROVOOST, J.; CORNELIS, C.; SWARTJES, F. (2006) Comparison of Soil Clean-up Standards for Trace Elements Between Countries: Why do they differ? *Journal of Soil and Sediments*, v. 6, n. 3, 173-181. <https://doi.org/10.1065/jss2006.07.169>
- ROCKSTRÖM, J.; STEFFEN, W.; NOONE, K.; PERSSON, A.; CHAPIN, F.S.; LAMBIN, E.F.; LENTON, T.M.; SCHEFFER, M.; FOLKE, C.; SCHELLNHUBER, H.J.; NYKVIST, B.; WIT, C.A.; HUGHES, T.; VAN DER LEEUW, S.; RODHE, H.; SÖRLIN, S.; SNYDER, P.K.; COSTANZA, R.; SVEDIN, U.; FALKENMARK, M.; KARLBERG, L.; CORELL, R.W.; FABRY, V.J.; HANSEN, J.; WALKER, B.; LIVERMAN, D.; RICHARDSON, K.; CRUTZEN, P.; FOLEY, J.A. (2009a) A safe operating space for humanity. *Nature*, v. 461, p. 472-475. <https://doi.org/10.1038/461472a>
- _____. (2009b) Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*, v. 14, n. 2, p. 32.
- SAM, K.; COULON, F.; PRPICH, G. (2016) Working towards an integrated land contamination management framework for Nigeria. *Science of the Total Environment*, v. 571, p. 916-925. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.075>
- SANTOS, M. (1987) *O espaço do cidadão*. São Paulo: Nobel. 142 p.
- SÃO PAULO (ESTADO). (1894) Decreto nº 233, de 2 de março de 1894. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, São Paulo, p. 9605.

- SÃO PAULO (ESTADO). (1968) Decreto nº 50.079, de 24 de julho de 1968. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, São Paulo, p. 5.
- _____. (1976a) Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, São Paulo, p. 4.
- _____. (1976b) Lei nº 997, de 31 de maio de 1976. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, São Paulo, p. 1.
- _____. (1978) Lei nº 1.817, de 27 de outubro de 1978. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, Suplemento, São Paulo, p. 1.
- _____. (1996) Lei nº 9.472, de 30 de dezembro de 1996. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, São Paulo, p. 1.
- _____. (1997) Lei nº 9.509, de 20 de março de 1997. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, São Paulo, p. 1.
- _____. (1998a) Lei nº 9.999, de 9 de junho de 1998. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, São Paulo, p. 1.
- _____. (1998b) Lei nº 10.083, de 23 de setembro de 1998. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, São Paulo, p. 1.
- _____. (2002a) Resolução Conjunta SS/SMA nº 1, de 6 de junho de 2002. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, São Paulo, Seção I, p. 21.
- _____. (2009) Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, São Paulo, p. 1.
- _____. (2013) Decreto nº 59.263, de 5 de junho de 2013. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, São Paulo, p. 3.
- _____. (2017a) Resolução SMA nº 10, de 8 de fevereiro de 2017. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, São Paulo, Seção I, p. 43.
- _____. (2017b) Resolução SMA nº 11, de 8 de fevereiro de 2017. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, São Paulo, Seção I, p. 43/47.
- SÃO PAULO (MUNICÍPIO). (2002b) Decreto nº 42.319, de 21 de agosto de 2002. *Diário Oficial do Município de São Paulo*, São Paulo, nº 158, p. 1.
- _____. (2002c) Lei nº 13.430, de 13 de setembro de 2002. *Diário Oficial do Município de São Paulo*, São Paulo, nº 175, p. 1.
- _____. (2003) Lei nº 13.564, de 24 de abril de 2003. *Diário Oficial do Município de São Paulo*, São Paulo, nº 77, p. 1.
- _____. (2004) *Lei nº 13.885, de 24 de agosto de 2004*. Estabelece normas complementares ao Plano Diretor Estratégico, institui os Planos Regionais Estratégicos das Subprefeituras, dispõe sobre o parcelamento, disciplina e ordena o Uso e Ocupação do Solo do Município de São Paulo. Disponível em: <<http://www.capital.sp.gov.br/cidadao/rua-e-bairro/legislacao/zonamento-e-uso-do-solo>>. Acesso em: 18 jul. 2010.
- SHIKLOMANOV, I.A. (1993) World fresh water resources. In: GLEICK, P.H. (org.). *Water in crisis: a guide to the world's fresh water resources*. Nova York: Oxford University Press. p. 13-24.
- SILVA, J.A. (1995) *Direito urbanístico brasileiro*. 2. ed. São Paulo: Malheiros.
- SMITH, N. (1979). Toward a theory of gentrification a back to the city movement by capital, not people. *Journal of the American Planning Association*, v. 45, p. 538-548 <https://doi.org/10.1080/01944367908977002>
- STEFFEN, W.; RICHARDSON, K.; Rockström, J.; Cornell, S.; Fetzer, I.; Bennett, E.; Biggs, R.; Carpenter, S.; de Vries, W.; de Wit, C.; Folke, C.; Gerten, D.; Heinke, J.; Mace, G.; Persson, L.; Ramanathan, V.; Reyers, B.; Sörlin, S. (2015) Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, v. 347, n. 6223, p. 1-16. <http://doi.org/10.1126/science.1259855>
- SWARTJES, F.A.; RUTGERS, M.; LIJZEN, J.P.A.; JANSSEN, P.J.C.M.; OTTE, P.F.; WINTERSEN, A.; BRAND, E.; POSTHUMA, L. (2012) State of the art of contaminated site management in the Netherlands: policy framework and risk assessment tools. *Science of the Total Environment*, v. 427-428, p. 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.078>
- TERZAGHI, K.; PECK, R.B. (1948) *Soil mechanics in engineering practice*. Nova York: John Wiley & Sons. 566 p.
- TZOUNIS, K.; DRIEHORST, C. (2016) Evaluating sustainable land revitalization programs and policies in the United States. *European Journal of Sustainable Development*, v. 5, n. 4, p. 383-394. <https://doi.org/10.14207/ejsd.2016.v5n4p383>
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). (1996) *Soil Screening Guidance: User's Guide*. Washington, D.C.: USEPA. Publication nº. 9355.4-23.
- _____. (2016) New Releases. *EPA Announces \$ 10.7 Million in Supplemental Funds to Clean up Contaminated Brownfield Sites in Economically Disadvantaged Communities Across the Country*. Washington, D.C.: USEPA. Disponível em: <<https://archive.epa.gov/epa/newsreleases/epa-announces-107-million-supplemental-funds-clean-contaminated-brownfield-sites.html>>. Acesso em: 27 ago. 2016.
- UNITED STATES GOVERNMENT ACCOUNTABILITY OFFICE (USGAO). (2015) *Trends in Federal Funding and Cleanup of EPA's Nonfederal National Priorities List Sites*. Washington, D.C.: US Government Printing Office. Disponível em: <<https://www.gao.gov/assets/680/672734.pdf>>. Acesso em: 22 abr. 2016.
- VAN HARDEVELD, W.; MOET, D.; SMITS, A.; VROOMEN, L.H.M.; VAN OUDHEUSDEN, K.; YIMMERMANS, F.; DENNEMAN, C.A.J.; GRAVESTEIJN, L.J.J.; KRIJNEN, K.; ROBBERSE, J.G.; VAN ROSSENBERG, M.C. (1995) Soil and sustainability: Dutch policy. In: VAN DEN BRINK, W.J.; BOSMAN, R.; ARENDT, F. (orgs.). *Contaminated Soil '95*. Holanda: Springer. v. 2. p. 1605-1618.
- VERDADE, F.C. (1972) O conceito de solo e evolução da pedologia. In: MONIZ, A.C. (Coord.). *Elementos de pedologia*. São Paulo: Polígono. p. 3-8.
- WALL, D.H.; NIELSEN, U.N.; SIX, J. (2015) Soil biodiversity and human health. *Nature*, v. 528, p. 69-76. <https://doi.org/10.1038/nature15744>