

CARLOS EDUARDO PACHECO LIMA

**PRODUÇÃO DE MAPAS DE VULNERABILIDADE DE SOLOS E AQÜÍFEROS
À CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS PARA O ESTADO DE MINAS
GERAIS**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa, como
parte das exigências do Programa de
Pós-Graduação em Solos e Nutrição de
Plantas, para obtenção do título de
Magister Scientiae.

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2007

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

L732p
2007

Lima, Carlos Eduardo Pacheco, 1980-

Produção de mapas de vulnerabilidade de solos e aquíferos
à contaminação por metais pesados para o estado de Minas
Gerais / Carlos Eduardo Pacheco Lima. – Viçosa, MG , 2007.
ix, 93f. : il. (algumas col.) ; 29cm.

Orientador: Maurício Paulo Ferreira Fontes.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f. 82-93.

1. Solos - Poluição. 2. Águas subterrâneas - Poluição.
3. Metais pesados. 4. Mapeamento do solo. 5. Poluição.
I. Universidade Federal de Viçosa. II. Título.

CDD 22.ed. 631.4

CARLOS EDUARDO PACHECO LIMA

**PRODUÇÃO DE MAPAS DE VULNERABILIDADE DE SOLOS E AQUÍFEROS
À CONTAMINAÇÃO POR METAIS PESADOS PARA O ESTADO DE MINAS
GERAIS**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa, como
parte das exigências do Programa de
Pós-Graduação em Solos e Nutrição de
Plantas, para obtenção do título de
Magister Scientiae.

APROVADA: 09 de março de 2007.

João Carlos Ker
(Co-orientador)

Elpídio Inácio Fernandes Filho
(Co-orientador)

Luís Eduardo Ferreira Fontes

Adolf Heinrich Horn

Maurício Paulo Ferreira Fontes
(Orientador)

AGRADECIMENTOS

Primeiramente à Deus pela vida concedida, com muita saúde, amor e paz.

À minha mãe Fátima que com seu esforço incomparável é, sem dúvida, a responsável por tudo de bom que tem acontecido na minha vida e pelo homem que hoje sou.

Ao meu pai Carlos Eduardo pelo apoio e compreensão apesar da pouca possibilidade de convivência.

À minha irmã e afilhada Hellen pelo amor concedido e todo o apoio nas horas difíceis.

À minha avó Iséia, pelo amor concedido desde a infância e pela compreensão por tantos momentos ausentes.

Aos meus familiares que demonstram alegria e orgulho por cada vitória por mim conseguida.

À Mariana, meu amor, que apesar de todos os momentos difíceis passados esteve incondicionalmente ao meu lado, na convivência dia após dia, nas dificuldades e nas felicidades, nas derrotas e nas vitórias.

Aos meus amigos Walcrislei, Guilherme, Heitor e Luciana que constituíram a minha verdadeira família nesses anos todos de Viçosa. Vocês são sem dúvida irmãos de coração que eu nunca esquecerei.

À todos os meus outros amigos que participaram de momentos inesquecíveis durante o período de convivência.

Ao meu orientador Maurício Fontes por todos os ensinamentos passados e pela amizade durante o trabalho conjunto durante esses quase quatro anos de convivência.

Aos professores João Ker, Raphael Bragança, Elpídio Filho e Cristine Muggler pelos ensinamentos e amizade durante a condução da tese.

À Universidade Federal de Viçosa e ao Programa Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas pela oportunidade de realizar curso, aumentando meu conhecimento e potencial profissional.

A todos os funcionários do Departamento de Solos pela amizade.

A todos os professores que passaram na minha vida acadêmica durante os anos de UFV, sem dúvida eles contribuíram não só para a minha formação profissional, mas também por parte do caráter adquirido.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro.

*À minha mãe Fátima,
minha irmã Hellen,
minha namorada Mariana e
minha avó Iséia
Dedico.*

SUMÁRIO

	Página
RESUMO.....	vi
ABSTRACT.....	viii
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	5
2.1. Problemas ambientais atuais e desenvolvimento sustentável.....	5
2.2. Degradação do solo.....	8
2.3. Conceituação de metais pesados e fontes desses elementos nos solos.....	9
2.4. Formas de metais pesados encontradas nos solos.....	14
2.5. Metais pesados como poluentes ambientais.....	15
2.6. Bombas Químicas de Tempo.....	18
2.7. Vulnerabilidade de solos a poluentes.....	25
2.8. Variáveis utilizadas no mapeamento de vulnerabilidade de solos.....	27
2.9. Produção de mapas de vulnerabilidade de solos	30
2.10. Solos do estado de Minas Gerais (Breve descrição).....	32
2.11. Importância e processos degradativos das águas subterrâneas.....	36
2.12. Determinação da vulnerabilidade dos aquíferos utilizando o índice DRASTIC.....	37
2.13. Breve introdução à hidrogeologia do estado de Minas Gerais.....	41
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	43
3.1. Banco de dados.....	43
3.2. Índice de vulnerabilidade dos solos do estado de Minas Gerais à contaminação por metais pesados e mapeamento.....	43
3.3. Mapeamento da vulnerabilidade dos principais sistemas aquíferos do estado de Minas Gerais à contaminação por metais pesados utilizando o índice DRASTIC modificado e mapa de vulnerabilidade dos solos à contaminação por esses elementos.....	47
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	60
4.1. Banco de dados.....	60

4.2. Mapeamento da vulnerabilidade dos solos do estado de Minas Gerais à contaminação por metais pesados.....	62
4.3. Mapeamento da vulnerabilidade dos principais sistemas aquíferos do estado de Minas Gerais à contaminação por metais pesados utilizando o índice DRASTIC modificado e mapa de vulnerabilidade dos solos à contaminação por esses elementos.....	68
5. CONCLUSÕES.....	80
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	82

RESUMO

LIMA, Carlos Eduardo Pacheco, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, março de 2007. **Produção de mapas de vulnerabilidade de solos e aquíferos à contaminação por metais pesados para o estado de Minas Gerais.** Orientador: Maurício Paulo Ferreira Fontes. Co-orientadores: João Carlos Ker, Elpídio Inácio Fernandes Filho e Raphael Bragança Alves Fernandes.

O estudo da vulnerabilidade de ambientes à contaminação por compostos químicos apresenta-se hoje como uma importante ferramenta para tomada de decisões referentes ao uso, ocupação e manejo dos solos e aquíferos. Em sistemas tropicais úmidos, onde o manto de intemperismo é profundo e bem desenvolvido, a reatividade do solo torna-se mais importante do que a permeabilidade dos mesmos quando se trata das principais classes taxonômicas de ocorrência. Dessa forma, está sendo proposto nesse trabalho que mapas de vulnerabilidade de solos sejam incorporados na análise do índice final de vulnerabilidade de aquíferos DRASTIC. Foram realizadas correções e melhoramentos no mapeamento da vulnerabilidade dos solos à contaminação por metais pesados para o estado de Minas Gerais e o mapeamento de vulnerabilidade de aquíferos à contaminação por esses elementos utilizando o método DRASTIC modificado por PISCOPO (2001). As principais modificações com relação ao mapa de vulnerabilidade dos solos foram: (1) aumento no número de perfis registrados de 178 para 329 e posterior utilização dos mesmos gerando maior confiabilidade nos resultados obtidos, (2) modificação da forma de definição do índice para solos pouco desenvolvidos como os NEOSSOLOS LITÓLICOS e (3) construção de um banco de dados único para os solos do estado de Minas Gerais. Os resultados mostram que solos férricos e perférricos apresentaram menor vulnerabilidade, o que indica que a fração oxídica foi a principal

responsável por esse fato. Essas manchas se concentram no sul do estado, triângulo mineiro e quadrilátero ferrífero. Já para vulnerabilidade de aquíferos, os resultados mostram que aquíferos porosos e cársticos como os sistemas Urucuia-Aerado (cretáceo e cenozóico), Bauru-Caiuá (paleozóico) e Bambuí (proterozóico) apresentaram maiores vulnerabilidades. No caso do sistema aquífero Bambuí os resultados mostram que áreas onde materiais pelíticos e metapelíticos são encontrados apresentaram menor vulnerabilidade enquanto que áreas cársticas apresentaram vulnerabilidade elevada. O sistema aquífero escudo oriental apresentou maiores vulnerabilidades a leste graças à grande recarga associada, à vulnerabilidade média dos solos à contaminação por metais pesados e ao meio geológico extremamente fraturado constituído de granitos e gnaisses do Arqueano. Os menores índices de vulnerabilidade nesse sistema aquífero foram encontrados para regiões com relevo muito acidentado, sobretudo áreas de Quartzito, nas serras do Espinhaço, Canastra e Saudade. Já o sistema aquífero Serra-Geral, de idade Paleozóica, apesar do extremo fraturamento, apresentou junto à grande proteção proporcionada pelos solos que o cobrem os menores índices de vulnerabilidade.

ABSTRACT

LIMA, Carlos Eduardo Pacheco, M.S., Universidade Federal de Viçosa, March, 2007. **Production of soils and aquifers vulnerability maps to heavy metals contamination for the State of Minas Gerais, Brazil.** Adviser: Maurício Paulo Ferreira Fontes. Co-Advisers: João Carlos Ker, Elpídio Inácio Fernandes Filho and Raphael Bragança Alves Fernandes.

The study of environmental vulnerability to chemicals nowadays is an important tool to make decisions referring to the use, occupation and management of soils and aquifers. In humid tropical systems where the weathered mantle is depth and well developed, the soil reactivity becomes more important than its permeability. In this way, it is being proposed in this work to consider soils vulnerability maps in analysis of final DRASTIC index of aquifer vulnerability. Corrections and improvements were accomplished in the soils vulnerability mapping to heavy metals contamination for the State of Minas Gerais and the aquifers vulnerability mapping were determined using DRASTIC modified by PISCOPO (2001). The mainly changes in the soil vulnerability map were: (1) increasing in registered profiles numbers of 178 for 329 and its latter utilization, generating larger results reliability, (2) changes in the less developed soils analysis methods, like the Leptosols (FAO classification) and (3) unique data base construction of Minas Gerais soils. The results show that soils with high amounts of Fe_2O_3 presented lowest vulnerabilities. It indicates that this soils oxide fraction were the main responsible for it. These soils concentrate in the south, centre and western of the state in regions called “Sul de Minas, Quadrilátero Ferrífero e Triângulo Mineiro”. However for aquifers vulnerability, the results show that porous and karts aquifers like

Urucuia-Aerado (Cretaceous and Cenozoic), Bauru-Cauiá (Paleozoic) and Bambuí (Proterozoic) systems presented higher vulnerability. In the case of Bambuí aquifer system the results show that areas formed by pelitic and metapelitic rocks possess the lowest vulnerability while areas formed by karts possess the highest vulnerability. The aquifer system “Escudo Oriental” presented in the east the larger vulnerability due to high recharge associated, the average soils vulnerability to heavy metals contamination and the extremely fractured aquifer media formed by Archean granites and gneisses. In this aquifer system, the smallest vulnerability index were observed in very uneven relief areas, especially Quartzites areas, in “Serra do Espinhaço”, “Serra da da Saudade” and “Serra da Canastra”. The aquifer system “Serra-Geral”, of the Paleozoic, despite of the extremely fractured basalts, presented the smallest vulnerability index of all state due to extreme soils protection.

1. INTRODUÇÃO

Compostos e elementos químicos são usados desde a idade da pedra, mas o uso desses compostos tem se expandido consideravelmente a partir da revolução industrial. Isso significa que os contaminantes derivados da indústria, agricultura e atividades domésticas foram se acumulando por um longo tempo em solos e sedimentos. Alguns contaminantes são acumulados em áreas localizadas (como depósitos de resíduos industriais e domésticos), mas outros se encontram difusamente distribuídos (como a deposição atmosférica) (SMIDT, 1991).

É sabido nos dias de hoje que muitos dos problemas ambientais atuais acontecem devido a um acúmulo de poluentes acima da carga crítica de solos e sedimentos (KLIJN, 1991). Outro aspecto importante a ser considerado é a redução da carga crítica devido a mudanças ambientais ocorridas durante longos períodos de tempo, ocasionando a liberação de poluentes anteriormente acumulados (SMIDT, 1991).

As conseqüências dessa liberação vão desde uma interferência nas funções naturais dos solos acarretando perdas de produtividade ou da capacidade de retenção de poluentes, até a contaminação da solução do solo e conseqüentemente a contaminação das águas subterrâneas e absorção pelas plantas via raiz, podendo assim ocasionar a entrada de compostos e elementos estranhos na cadeia alimentar, algumas vezes se acumulando nos níveis tróficos superiores pelos processos de biomagnificação e bioacumulação.

Um exemplo claro dessa concepção é o caso do processo de acidificação. A acidificação pode ser mencionada como um importante agente de liberação em relação a cátions tais como ferro e alumínio (KLIJN, 1991 e NILSSON, 1991). Essas substâncias estão presentes nos solos em enormes quantidades. O alumínio, por

exemplo, é um dos cátions dominantes na geosfera ocorrendo globalmente. Sua liberação, entretanto, é ativada apenas em solos em que a razão de acidificação excede a razão do intemperismo, fato esse que pode ser extrapolado para os metais pesados. Sendo assim, a acidificação também é fator importante na liberação de metais pesados para outros compartimentos ambientais (KLIJN, 1991).

No caso específico dos metais pesados, eles estão presentes naturalmente em solos e sedimentos em teores traços. Porém, em alguns locais podem acontecer teores notavelmente elevados desses elementos, seja por um processo de acúmulo no material de origem, ou por uma fonte antropogênica qualquer. Geralmente, as atividades humanas são as principais fontes desses contaminantes em solos. Porém, a chegada desses elementos em solos e sedimentos é acompanhada da retenção dos mesmos, graças às características desses compartimentos ambientais que funcionam como verdadeiros filtros na limpeza da água que percola pelo perfil.

Os solos e sedimentos funcionam como uma barreira protetora para os outros compartimentos ambientais graças à presença de minerais e matéria orgânica capazes de adsorver os diferentes compostos ou elementos químicos de modo a diminuir a disponibilidade dos mesmos. Além disso, graças à presença de uma larga gama de organismos vivos, ao tempo de retenção de substâncias químicas no solo e, algumas vezes a compostos químicos liberados pelas raízes das plantas e a decomposição da matéria orgânica depositada no solo, esse compartimento apresenta potencial de degradação para alguns poluentes, funcionando assim como uma espécie de “reator natural” capaz de, muitas vezes, diminuir o potencial danoso dos químicos nele depositados.

O lançamento de poluentes químicos pode ser pontual, como na disposição de resíduos agrícolas, urbanos ou industriais. Outra forma de lançamento é a difusa, como a partir das chaminés de grandes indústrias ou escapamento de veículos automotores. Esse lançamento também pode ser classificado como “mais abrangente” quando se trata da poluição causada pela aplicação de corretivos de solo, fertilizantes ou outros condicionadores de solo. A entrada de substâncias químicas no solo pode ser classificada como: (1) deliberada como é o caso da atividade agrícola, já incluídos a aplicação de biossólidos provenientes de estações de tratamento de esgotos (ETE), esterco, fertilizantes, defensivos, corretivos e irrigação ou (2) acidental, que pode acontecer pela emissão atmosférica de resíduos industriais e urbanos, atividades de mineração e outras fontes.

Na poluição de caráter pontual tem-se uma pequena área atingida, porém concentrações mais elevadas do poluente podem ser encontradas. Esse fato implica em maior possibilidade da capacidade de retenção do solo ser alcançada mais rapidamente, aumentando assim o risco de contaminação de outros compartimentos ambientais como a biota e as águas subterrâneas. Já a poluição de caráter “mais abrangente” e/ou a difusa apresenta como principal característica, a possibilidade de alcance de uma grande área, algumas vezes maiores do que um estado ou países, mas com concentrações menos elevadas. O risco de contaminação ou poluição do solo por fontes de poluição atmosférica, por exemplo, está ligado ao fato de que elementos químicos como metais pesados podem ser liberados junto ao material particulado e após viajar por um determinado raio e tempo de alcance, podem ser depositados no solo constituindo assim a chamada Deposição Atmosférica.

As interações de compostos ou elementos químicos com o ambiente são bastante complexas e individualizadas. Dessa forma, cada composto ou elemento químico apresenta relações diferenciadas com as várias frações do solo. Em geral essas interações são governadas por reações como adsorção, dessorção, complexação, troca com a fase sólida, dissolução, precipitação e oxiredução (ALLOWAY, 1990; STEVENSON & COLE, 1999; FONTES, 2003 e MEURER, 2004).

Por esses motivos assumia-se até poucas décadas atrás que os solos eram capazes de assimilar quantidades ilimitadas de resíduos, principalmente os orgânicos como dejetos humanos e animais. Entretanto, recentes pesquisas vêm mostrando que esse quadro não é verdadeiro e assume aspectos mais drásticos quando o poluente em questão é de difícil degradabilidade. Esse é o caso dos metais pesados e outros xenobióticos.

As substâncias e elementos de baixa degradabilidade apresentam afinidade por alguns minerais existentes no solo como os óxidos de ferro, manganês e alumínio e os argilominerais silicatados como a caulinita, além da matéria orgânica. Dessa forma, podem ficar retidos durante anos, décadas, séculos ou até milênios sem que danos maiores ocorram.

Porém, os solos e sedimentos apresentam uma capacidade máxima de retenção, que por sua vez é sensível às modificações ambientais, como os problemas de degradação exemplificados pela acidificação, erosão e salinização dos solos, modificações climáticas ou hidrológicas e outras modificações que alterem o potencial redox dos solos.

As águas subterrâneas têm sido constantemente utilizadas para fins de abastecimento público. Estima-se que mais de 50% de toda a água consumida no Brasil venham dessas fontes (PEDROSA & CAETANO, 2002). Não obstante não tem sido observado por parte da sociedade a aplicação frequente e com a necessidade esperada de técnicas de proteção das áreas de recarga dos aquíferos.

O estudo da vulnerabilidade dos solos e de aquíferos à contaminação por compostos químicos apresentam-se hoje, portanto, como importantes ferramentas para a tomada de decisões referentes ao uso, ocupação e manejo dos solos e áreas de recarga dos aquíferos. Também podem ser utilizados como auxiliares na avaliação de impactos ambientais e parte essencial para a análises de riscos dos usos dos recursos dos solos e das águas, sejam elas superficiais ou subterrâneas e de diagnósticos ambientais.

O objetivo desse trabalho foi produzir mapas de vulnerabilidade dos solos e aquíferos à contaminação por metais pesados. Para tal foram utilizadas para o mapeamento da vulnerabilidade dos solos um índice proposto por LIMA & DE MORAES (2004) que se baseia em outros já realizados pelo mundo. Já para o mapeamento da vulnerabilidade dos aquíferos foi utilizado o índice DRASTIC modificado (ALLER et al, 1987 e PISCOPO, 2001) acrescido do mapa de vulnerabilidade dos solos como variável.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Problemas ambientais atuais e desenvolvimento sustentável

A pressão exercida pelo homem sobre os ecossistemas têm aumentado desde a segunda revolução industrial refletindo na necessidade de desenvolvimento de novas técnicas de conservação, prevenção e mitigação ambientais. Essas técnicas visam reduzir os níveis de degradação ambiental recentemente observados como a contaminação das coleções d'água e dos solos, a poluição atmosférica e a substituição indiscriminada da cobertura vegetal nativa, com a conseqüente redução dos habitats silvestres, entre outras formas de agressão ao meio ambiente.

A mudança da postura do homem com a natureza tem início a partir da década de 60. Desde então a preocupação de promover a mudança de comportamento no relacionamento entre o homem e a natureza começa a ser observado. O principal objetivo passa a ser o alcance do equilíbrio entre os interesses econômicos e conservacionistas levando a melhorias na qualidade de vida da população, dando origem aos processos que em conjunto futuramente seriam denominados de desenvolvimento sustentável. O desenvolvimento sustentável pode ser entendido como um modelo que visa atender às necessidades do presente sem comprometer a possibilidade de gerações futuras atenderem suas próprias necessidades (KRAEMER, 2004 e EMBRAPA, 2005).

KRAEMER (2004) argumenta que a nova consciência ambiental, surgida no bojo das transformações culturais que ocorreram nas décadas de 60 e 70, ganhou dimensão e situou o meio ambiente como um dos princípios fundamentais do homem moderno. Essa dimensão foi tamanha que a partir dos anos 80, os gastos com proteção

ambiental começaram a ser vistos pelas instituições não primordialmente como custos, mas sim como investimentos no futuro e, paradoxalmente como vantagem competitiva.

Torna-se necessário então que as instituições, às quais são responsáveis pela implantação e controle das diversas atividades humanas, passem a ver o mundo de forma integrada e não como partes dissociadas (TACHIZAWA, 2002). Dessa forma, os efeitos das ações provocadas pelas interferências humanas no ambiente também assumem importante papel no mundo moderno. Assim, é necessário que tais instituições passem a adotar medidas que potencializem os impactos positivos e mitiguem ou eliminem os impactos negativos das atividades humanas.

A opinião de DONAIRE (1999) é concordante com KRAEMER (2004) entendendo que o desenvolvimento sustentável, além do desenvolvimento social e equilíbrio ecológico, deve ainda ser acrescido de um enfoque especial no desenvolvimento econômico como vertente principal. Ele entende que havendo um espírito de responsabilidade comum, os modelos produtivos são levados a sentidos harmoniosos, o que os torna não mais destrutivos, mas sim construtivos como ferramenta de manutenção da qualidade de vida das gerações atuais e futuras. Dessa forma, pode-se perceber que o modelo de desenvolvimento atualmente proposto não condena o desenvolvimento econômico, muito pelo contrário, atribui a ele um importante papel social e ambiental.

O modelo de desenvolvimento atualmente proposto entende que além da imposição legal como meio de alcance de melhorias ambientais existe ainda hoje os aspectos éticos, ecológicos e econômicos a ele relacionado. Pode-se entender os aspectos éticos como uma medida do grau de responsabilidade do agente impactante. Já os aspectos ecológicos permite a escolha de melhores alternativas para minimizar as influências negativas das diversas atividades humanas. Já os aspectos econômicos envolve tanto as vantagens competitivas de uma política ambiental responsável, como a obtenção de certificados ambientais ou mesmo os menores custos das ações preventivas em relação às ações corretivas. Nesse ponto, as técnicas preventivas, como os estudos de vulnerabilidade ambiental vêm ganhando força como ferramentas que permitem planejamentos ambientais mais adequados.

PEREIRA NETO (1999) destaca que o modelo de desenvolvimento industrial (pode-se incluir nesse ítem o desenvolvimento agroindustrial) implantado após a revolução industrial no século XIX, tanto promove a extração dos recursos naturais, como tem emitido, nos últimos anos, produtos de alta sofisticação, cuja composição

dificulta sua degradação natural. Muitos destes ao reagirem com substâncias ácidas ou fogo, liberam compostos tóxicos que podem até mesmo ser letais para os seres vivos, além de causarem uma lenta e contínua destruição do ambiente. Fato esse corroborado por BIDONE e POVINELLI (1999) que citam a evolução da população e a forte industrialização ocorrida no século passado como determinantes do crescimento vertiginoso da geração de resíduos das mais diversas naturezas, biodegradáveis, não biodegradáveis, recalcitrantes ou xenobióticos, que determinaram um processo contínuo de deterioração ambiental com sérias implicações na qualidade de vida do homem.

AMARAL SOBRINHO (1993) entende que os resíduos, de modo geral, resultam das mais diversas atividades humanas, podendo apresentar-se nas formas sólida, semi-sólida, líquida ou gasosa. Em função de suas características específicas, eles podem apresentar periculosidade efetiva ou potencial à saúde humana, ou gerar impactos ao meio físico, biótico e sócio-econômico, exigindo, portanto, cuidados especiais quanto ao manuseio, acondicionamento, coleta, transporte e destino final. Em acréscimo a esses autores, pode-se argumentar que, acompanhado de ferramentas de gestão ambiental eficientes, tal desenvolvimento industrial pode ser perfeitamente encarado como um fato positivo e não apenas como agente de degradação ambiental.

Por tudo exposto acima as questões que envolvem o tratamento e a disposição final de resíduos e outros poluentes têm se tornado cada vez mais importantes para o homem moderno. A necessidade de conciliação do desenvolvimento com a sustentabilidade ambiental tem feito com que as diversas questões referentes a esses assuntos sejam exploradas e desenvolvidas continuamente. A vulnerabilidade dos solos se enquadra bem em tais cenários. O contato íntimo dos resíduos ou qualquer outra forma de contato de poluentes provenientes das mais diversas atividades humanas com os solos e as conseqüências da ocorrência não planejada desses fatos tornam essa questão de vital importância para o desenvolvimento sustentável local, regional ou até mesmo global. O estudo da vulnerabilidade dos solos aparece então como uma ferramenta de planejamento e diagnóstico ambiental importante desse compartimento ambiental.

2.2. Degradação do solo

Para OLDEMAN *et al.* (1991) a degradação do solo pode ser entendida como “um processo que descreve um fenômeno humano induzido em que leva a uma menor capacidade atual e/ou futura do solo suportar a vida humana”. Já para VAN LYNDEN (2000) esse conceito é bastante vasto e requer futuros refinamentos. Para BLUM (1988) a degradação do solo pode ser entendida como a deterioração da qualidade do solo, ou em outras palavras, a perda parcial ou completa de uma ou mais funções do solo. Segundo VAN LYNDEN (2000) essas funções podem ser separadas em dois grupos, sendo eles: (1) funções ecológicas e (2) funções mais relacionadas às atividades humanas.

Funções ecológicas do solo segundo VAN LYNDEN (2000)

1 – Produção de biomassa: solo como agente supridor de nutrientes, ar e água, meio de suporte para raízes, produtor de matéria vegetal e energia renovável, depósito de materiais em decomposição e características naturais (exemplo: florestas representam um importante habitat para muitas espécies).

2 – Funções de filtragem, tamponamento (proteção), armazenamento e transformação: por exemplo, como tampão e armazenador da água da chuva, além de proteção contra contaminantes (tamponamento, filtragem e retenção).

3 – Habitat biológico e reserva genética: flora e fauna no solo nem sempre são tão aparentes e espetaculares como a vida no topo dele (superfície), mas elas são também certamente ricas e indispensáveis para as “espécies superficiais”.

Funções mais relacionadas às atividades humanas segundo VAN LYNDEN (2000)

1 – Meio físico: as funções do solo como base espacial para estruturas técnicas e industriais e atividades sócio-econômicas: edificações, rodovias e estradas de ferro, campos esportivos, áreas de recreação, depósitos de lixo, etc.

2 – Fonte de materiais naturais: água, cascalho, areia e minerais.

3 – Herança geogênica e cultural: solos formam parte da paisagem e então possuem importantes informações geológicas e geomorfológicas. Eles também preservam informações históricas na forma de materiais arqueológicos e paleontológicos.

PENKOV (1991), VAN LYNDEN (2000) e FEAM (2003) referindo-se à degradação do solo mostram que esse fenômeno pode-se dar devido à presença de uma larga gama de atividades humanas. A atividade industrial, mineradora e agropecuária (irrigação e inundação com águas poluídas, tratamento de solos com fertilizantes artificiais e agrotóxicos), transporte (via deposição do material particulado originado da queima de combustíveis fósseis), queimadas, impermeabilização (asfaltamento, aplicação de cimento, etc), movimentos de terra (escavações e aterros), lançamento de resíduos sólidos (lixo), disposição de esgotos no solo (fossas negras) e disposição de biossólidos constituem algumas das mais importantes fontes de degradação segundo esses mesmos autores. Essas atividades constituem fontes de degradação, mas nem todas constituem fontes de poluição e/ou contaminação dos solos, que é o principal enfoque desse trabalho. Em especial os parágrafos abaixo tratarão de assuntos pertinentes à poluição e/ou contaminação e vulnerabilidade dos solos por metais pesados, objeto de estudo dessa produção.

2.3. Conceituação de metais pesados e fontes desses elementos nos solos

Os metais são constituintes naturais das rochas e dos solos e, nessas condições, trazem menores riscos ao meio ambiente. Os elementos que possuem densidade superior a 6 g/cm^3 ou raio atômico maior que 20 são considerados metais pesados mesmo sendo classificados como ametais ou semi-metais, como As e Se (ALLOWAY, 1990 e MEURER, 2004).

Esse termo é de definição ambígua, que, porém, vem sendo intensamente utilizado na literatura científica para se referir a um grupo de elementos que estão normalmente associados à poluição, contaminação e toxicidade, e inclui também alguns micronutrientes essenciais aos seres vivos como Cu, Zn, Mn, Co, Mo e Se e outros não essenciais como Pb, Cd, Hg, As, Ti e U. No caso desses últimos elementos talvez o termo metais tóxicos seria melhor aplicado (ALLOWAY, 1990; AMARAL SOBRINHO, 1993 e STEVENSON & COLE, 1999).

Segundo STEVENSON e COLE (1999) existem metais traços essenciais para plantas como ferro (Fe), zinco (Zn), manganês (Mn), cobre (Cu), boro (B), molibdênio (Mo) e níquel (Ni). Já o cobalto (Co), crômio (Cr), selênio (Se) e estanho (Sn), não são requeridos pelas plantas, mas são essenciais para animais. Enquanto que alguns outros como arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb), não são requeridos nem

por plantas, nem por animais, porém foram estudados extensivamente por serem potencialmente perigosos para plantas, animais e microrganismos.

A ocorrência natural de metais pesados em solos depende, principalmente, do material de origem sobre o qual o solo se formou, dos processos de formação, da composição e proporção dos componentes de sua fase sólida. A relação do solo com o material de origem é bastante evidenciada quando o primeiro é formado “in situ” sobre a rocha, tornando-se menos expressiva nos solos originados sobre materiais previamente intemperizados. Solos com origem em rochas básicas, naturalmente mais ricas em metais, apresentam maiores teores naturais desses elementos, quando comparados com aqueles formados sobre granitos, gnaisses, arenitos e siltitos (TILLER, 1989).

STEVENSON & COLE (1999) destacam que o ferro é o principal metal pesado associado às rochas ígneas, uma vez que ele é o maior constituinte dos minerais ferromagnesianos. Os sulfetos presentes nas rochas ígneas são fontes importantes e originais de zinco, cobre e molibidênio, enquanto zinco, manganês e cobre também ocorrem em minerais ferromagnesianos, onde eles substituem o ferro e o magnésio na estrutura do mineral. Já o boro é encontrado largamente na turmalina, que é um borossilicato.

Ainda segundo STEVENSON & COLE (1999), ferro, zinco, manganês e cobre são, sobretudo, mais abundantes no basalto, enquanto que boro e molibidênio são mais concentrados nos granitos. Rochas sedimentares também podem conter metais pesados, uma vez que elas são compostas por sedimentos provenientes de várias fontes, e, portanto, podem conter todos os metais encontrados nas rochas ígneas, embora não necessariamente nas mesmas proporções. De modo geral rochas compostas por sedimentos finos apresentam-se enriquecidas com zinco, cobre, cobalto, boro e molibidênio. Já xistos com elevados teores de matéria orgânica são geralmente enriquecidos com cobre e molibidênio.

De modo geral, solos muito intemperizados apresentam teores menos elevados de metais pesados do que solos menos desenvolvidos (STEVENSON & COLE, 1999). Da mesma maneira, solos originados de rochas ácidas ou sedimentares são menos ricas em metais pesados que as máficas (TILLER, 1989).

ALLOWAY (1990) discorre sobre o aumento dos teores naturais de metais pesados em várias áreas próximas de complexos industriais, urbanos e, também, nas áreas rurais de agricultura altamente tecnificada. É constatado em tais áreas aumento nos teores de Zn, Pb, Ni, Cd, Cu, Hg, As, entre outros. PENKOV (1991) também

afirmou que as principais fontes de contaminação por metais pesados são indústrias, transportes e agricultura (irrigação e inundação com águas poluídas, tratamento de solos com pesticidas, herbicidas, corretivos e fertilizantes contendo metais pesados), deposição atmosférica, entre outras. A atividade mineradora também pode ser considerada como um importante mecanismo de disponibilização destes elementos. Isto acontece uma vez que estes metais, outrora numa situação estável, acabam expostos a fatores externos muitas vezes suficientes para torná-los biodisponíveis.

NILSSON (1991) afirma que os metais pesados são acumulados em solos aráveis como um resultado de entrada a partir de deposição atmosférica, fertilizantes e aplicação de esterco. As concentrações geralmente são baixas, mas, tomando-se uma perspectiva a longo prazo as concentrações críticas podem ser excedidas. Esse mesmo autor também cita a possibilidade de contaminação de solos e aquíferos por meio de aterros industriais e sanitários. Ele descreve sobre a possibilidade de resíduos de velhas minas lixiviarem metais pesados graças ao processo drenagem ácida. Já aterros sanitários podem conter metais pesados que podem ser lixiviados graças à acidificação provocada pela decomposição da matéria orgânica combinado com a existência de materiais metálicos aterrados.

MEURER (2004) também cita o desenvolvimento, com seu conseqüente aumento na produção de resíduos, que serão dispostos no solo, além da aplicação cada vez maior de insumos químicos na agricultura como fontes potenciais de metais pesados.

A entrada dos metais pesados nos solos pode ocorrer pela chamada entrada deliberada, que se dá pela atividade agrícola, incluindo aí a aplicação de lodos de esgoto e compostos de lixo urbano, esterco, fertilizantes, defensivos, corretivos e irrigação; ou pela entrada acidental, que acontece pela emissão atmosférica de resíduos industriais e urbanos, atividades de mineração e outras fontes. O impacto dessas fontes poluidoras, no que diz respeito ao potencial de acúmulo de metais pesados na cadeia alimentar animal e humana, tende a aumentar com o aparecimento de outros problemas de degradação ambiental, como a acidificação do solo, a erosão, a salinização e possíveis modificações climáticas que alterem o potencial redox dos solos.

Para STEVENSON e COLE (1999) quando se trata da questão ambiental, os elementos traços podem ser categorizados como:

- 1 – Aqueles derivados do material de origem do solo, mas que existem em tais concentrações anormalmente elevadas, ou estão prontamente disponíveis, que constituem uma ameaça para a saúde das plantas e animais;
- 2 – Aqueles introduzidos no solo como poluentes tóxicos.

Embora os elementos traços sejam muitas vezes tratados individualmente, a poluição do solo por cada um é freqüentemente acompanhada pela adição de outros, sendo típicas a ocorrência de Cd, Cu, Ni e Pb em aerossóis originados de operações de minas e fundições e elevados teores de vários metais (comumente Cd, Cu, Zn, Cr e Pb) em solos enriquecidos com biossólidos provenientes das estações de tratamento de esgotos de cidades industrializadas. Evidências desses fatos foram obtidas pela acumulação de elementos traços (Cd, Cu, Pb, Ni, Zn, etc) na superfície de uma floresta (horizonte orgânico superficial) de solos florestais da Nova Inglaterra, aparentemente derivados de deposição de poluentes atmosféricos. Esse fato chama atenção para uma questão importante, estudar o efeito da competição entre elementos para o caso de contaminação múltipla do ambiente. Isso tem interferência clara no estudo da vulnerabilidade dos solos, podendo um solo ser mais vulnerável à contaminação de determinado metal em detrimento de outro.

Refletindo-se agora a respeito da disposição de resíduos diretamente no solo, pode-se concluir que o contato direto de sua massa, através dos métodos de disposição final, permite antever a existência de um potencial de contaminação desse compartimento ambiental. Esse potencial é maior quando a massa de resíduos é disposta de forma inadequada ou quando em sua composição estão presentes substâncias nocivas ao ambiente ou à saúde dos seres vivos. Além disso, a disposição inadequada também representa riscos de emissão de gases tóxicos ou contaminação de corpos d'água em função da degradação desses resíduos, que geram ácidos orgânicos na fase da acidogênese e que, quando lixiviados pela massa de resíduos, podem solubilizar elementos tais como metais pesados presentes carreando-os para o solo ou para as água (subterrâneas ou superficiais) (PEREIRA NETO, 1996 e BIDONE e POVINELLI, 1999).

FEAM (2003) afirma que os fertilizantes alcançando os alimentos ou a água podem acarretar danos à saúde humana: os nitratos combinam-se com a hemoglobina do sangue, causando a metamoglobinemia; os nitratos, reagindo com as aminas, produzem

as nitrosaminas, que são cancerígenas, as impurezas químicas (metais pesados, por exemplo) podem causar intoxicações, câncer, e outros danos ao homem. O risco de contaminação dos alimentos e águas também pode existir via aplicação de agrotóxicos (pesticidas e herbicidas) que podem conter em sua composição substâncias prejudiciais a saúde dos seres vivos como princípio ativo ou somente como impurezas (RAMALHO *et al.*, 2000).

RAMALHO *et al.* (2000) e SILVA (2002) comentaram a respeito dos efeitos e da possibilidade de incorporação de metais pesados via uso de incrementos agrícolas em solos típicos do Brasil. O primeiro discutiu acerca da contaminação de áreas agrícolas (olericultura) na microbacia de Caetés - RJ por metais pesados. Esses metais podem estar presentes devido a contínuas aplicações de corretivos agrícolas, agrotóxicos ou fertilizantes. Já o segundo mostrou resultados da incorporação de escória de aciaria, rica em metais pesados, como corretivo da acidez e fonte de Ca^{2+} e Mg^{2+} em dois latossolos do estado do Espírito Santo. Em ambos os casos os limites nos solos e nas águas não ultrapassaram os recomendados pelas normas internacionais, porém se observou um incremento nos teores de metais pesados no solo.

MARTINS *et al.* (2003) e NASCIMENTO *et al.* (2004) entendem a disposição final dos bio sólidos provenientes das estações de tratamento de esgotos na agricultura como a alternativa de menor custo e também a que permite o seu melhor reaproveitamento. Essa utilização dos bio sólidos em solos agrícolas é suportada pelo teor de umidade, pelo elevado conteúdo de matéria orgânica e pelas concentrações de N, P e K, macronutrientes importantes para as diversas culturas agrícolas. Todavia, os teores de metais pesados, de compostos orgânicos e de patógenos devem ser constantemente monitorados, pois podem ser fortes fatores limitantes dessa alternativa de disposição dos bio sólidos.

PEREIRA NETO (1996), BIDONE & POVINELLI (1999) e MEURER (2004) também citam a utilização agrícola de compostos orgânicos provenientes do tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos como uma alternativa de reaproveitamento de nutrientes importantes para os seres vivos como, por exemplo, o carbono e o nitrogênio. Porém, o composto de lixo urbano domiciliar pode apresentar metais pesados, principalmente cádmio, cobre, chumbo e zinco.

O problema associado à contaminação dos solos por metais pesados se deve a existências de formas biodisponíveis desses elementos para os seres vivos. Os metais encontrados nesse ambiente podem se encontrar nas seguintes formas: (1) solúveis, (2)

trocáveis, (3) adsorvidos especificamente, (4) ligados a materiais orgânicos insolúveis e (5) precipitados. Os metais encontrados nas formas solúveis e trocáveis são aqueles que apresentam maior biodisponibilidade, sendo, portanto, as formas mais preocupantes. Na forma solúvel, o metal está na forma iônica e é facilmente absorvido pelas plantas ou lixiviado. Já na forma trocável, o metal ligado eletrostaticamente em sítios de adsorção carregados negativamente na matéria orgânica ou nas argilas, pode ser facilmente trocado por íons presentes na solução do solo, sendo então biodisponibilizados (MEURER, 2004).

2.4. Formas de metais pesados encontradas nos solos

ALLOWAY (1990), STEVENSON & COLE (1999) e MEURER (2004) mostram que os metais pesados podem ser encontrados nos solos nas seguintes formas:

1 – Solúveis em água

Os cátions presentes nessa forma podem estar livres ou como complexos orgânicos ou inorgânicos solúveis em água.

2 – Adsorvidos em sítios de troca da fração argila

Os cátions estão adsorvidos eletrostaticamente, ou seja, apenas por efeito de carga. Nesse caso as cargas negativas da fração argila atraem as cargas positivas dos cátions mantendo-os adsorvidos. É uma reação reversível e estequiométrica. É reversível, pois os cátions podem ser trocados por outros de valência maior ou que mantém uma maior força iônica em solução. É uma reação estequiométrica, pois cátions monovalentes neutralizam uma só carga negativa do complexo de troca, cátions divalentes duas cargas negativas e assim por diante.

3 – Adsorvidos especificamente

Nesse caso alguns metais pesados são retidos por minerais de argila, principalmente os óxidos de ferro, alumínio e manganês. A adsorção específica constitui a formação de grupos funcionais de superfície, complexos muito estáveis do tipo “inner-sphere”. Não existe, portanto, grupos funcionais aquosos interpostos entre a superfície dos óxidos e o metal em questão e a ligação formada tende à covalência.

4 – Adsorvidos ou complexados pela matéria orgânica

Inclui-se então os metais adsorvidos e complexados nos resíduos de plantas, húmus e organismos vivos (biomassa do solo). Os metais podem ser adsorvidos eletrostaticamente graças às cargas negativas existentes na matéria orgânica e à sua elevada superfície específica ou formar complexos com grupos funcionais carboxílicos, fenólicos ou alcoólicos.

5 – Precipitados como minerais insolúveis, incluindo os oclusos por óxidos

Metais pesados podem se precipitar como minerais insolúveis (exemplo carbonatos) ou serem co-precipitados com a fração oxídica dos solos em condições ambientais específicas.

6 – Substituindo isomorficamente o Fe e Al nas posições octaédricas das argilas silicatadas.

2.5. Metais pesados como poluentes ambientais

Quase todos os metais presentes no ambiente são biogeoquimicamente ciclados desde a formação do planeta e, por isso, são de ocorrência natural. No entanto, muitas das opções para descarte de resíduos utilizadas nos dias de hoje, são apresentadas como fontes alternativas de nutrientes às plantas. No entanto, essa alternativa de disposição de lodos de tratamento de esgoto industrial e urbano, compostos de lixo e diferentes tipos de resíduos industriais, têm sido acompanhadas pela preocupação com a disseminação de elementos metálicos indesejáveis, em concentrações que podem comprometer a qualidade dos ecossistemas (HARRISON, 1997).

É necessário que se distinga a priori contaminante e poluente. Para tal usar-se-á uma definição clássica para os estudos de metais pesados que é fornecida por ALLOWAY (1990). Para tal autor contaminante é um elemento ou composto que ocorre em concentrações mais elevadas do que as naturais, enquanto que poluente é definido como aquele elemento ou composto cuja concentração encontrada é suficiente para provocar danos aos componentes bióticos.

O problema central associado à contaminação dos solos por metais pesados se deve a existências de formas biodisponíveis desses elementos. Os metais encontrados

nas formas solúveis e trocáveis são aqueles que apresentam maior biodisponibilidade, sendo, portanto, as formas mais preocupantes. Na forma solúvel, o metal está na forma iônica ou forma complexos orgânicos solúveis e é facilmente absorvido pelas plantas ou é lixiviado. A lixiviação ocorre quando a carga crítica do solo é superada ou reduzida devido à mudanças ambientais, não tendo, portanto capacidade de reter mais contaminante. Já na forma trocável, o metal ligado eletrostaticamente em sítios de adsorção carregados negativamente na matéria orgânica ou em minerais, pode ser facilmente trocado por íons presentes na solução do solo, sendo então biodisponibilizados (MEURER, 2004 e ALLOWAY, 1990). STEVENSON e COLE (1999), afirmam que as concentrações desses elementos como íons livres na solução, ou como complexos quelatos-metálicos solúveis, são influenciados pelas reações químicas tais como fixação em superfícies de argilas e óxidos metálicos, complexação com substâncias húmicas, formação de minerais solúveis e modificação do potencial redox (Eh) e pH do solo, mudando a disponibilidade do elemento.

Os metais pesados são elementos não biodegradáveis e apresentam, geralmente, mais de um estado de oxidação. Esses diferentes estados de oxidação são que determinam sua mobilidade, biodisponibilidade e toxicidade. Esses processos são controlados pelos fenômenos de adsorção e dessorção das fases líquida e sólida dos solos, troca entre as fases líquidas e sólidas, reações de oxiredução e dissolução. Os fenômenos anteriormente citados são controlados principalmente pelo pH, potencial redox, força iônica, íons competidores e pelos constituintes do solo (orgânicos e minerais) como já citado anteriormente. Já os mecanismos que atuam na inativação dos metais pesados são: reação do solo, complexação de superfície, adsorção de cátions metálicos por óxidos de ferro, alumínio e manganês, complexação de cátions metálicos pela matéria orgânica e precipitação (ALLOWAY, 1990; MEURER, 2004).

De modo geral, o tempo de residência de alguns metais pesados em solos é citado por BRIDGES (1991) como sendo entre 75 e 380 anos para o Cd, 500 a 1000 anos para o Hg e os mais fortemente adsorvidos são As, Cu, Pb, Se e Zn que têm tempo de residência de 1000 a 3000 anos.

A retenção dos metais pesados e, conseqüentemente, a vulnerabilidade à essa contaminação, em solos, se deve, principalmente, às propriedades ligadas a esses fenômenos, citando-se entre as principais a capacidade de troca catiônica (CTC), área superficial específica (ASE), teores de óxidos (de ferro, alumínio e manganês), pH, teor de matéria orgânica, teor de argila, profundidade dos solos, tipologia das argilas, entre

outros (BLUM & WENZEL, 1991; DESAULES, 1991; KLIJN, 1991; SEQUI *et al.*, 1991, ALLOWAY, 1995; MATOS *et al.*, 1996, FONTES *et al.* (2000), GOMES *et al.*, 2001, MATOS *et al.*, 2000, MEURER, 2004). Logicamente cada um desses fatores apresenta uma importância significativa e diferenciada dependente da situação em estudo. Nesse sentido é possível que seja estabelecido um índice de vulnerabilidade baseado nas observações anteriormente citadas.

STOLBOVOY (1991) estabeleceu uma relação entre a mobilidade de elementos traços biogeoquimicamente ativos com a variação do pH. Os resultados são mostrados na tabela 1.

Quadro 1 – Mobilidade dos elementos traços biogeoquimicamente ativos

Associação geoquímica de solos	Mobilidade dos elementos		
	Praticamente imóveis	Moderadamente móveis	Facilmente móveis
Ácido (pH <5,5)	Mo ⁴⁺	Pb ^{2+ e 4+} , Cr ^{3+ e 6+} , Ni ^{2+ e 3+} , As ^{+3 e +5} , Se ⁺³ , Co ^{+3 e +5}	Sr, Ba, Cu, Zn, Cd, Hg
Neutro e fracamente ácido (pH: 5,5-7,5)	Pb	Sr, Ba, Cu, Cd, Cr ^{3+ e 6+} , Ni ^{2+ e 3+} , Co ^{2+ e 3+} , Mo ⁴⁺	Zn, V ⁵⁺ , As ⁵⁺
Alcalino e fortemente alcalino (pH: 7,5-9,5)	Pb, Ba, Co	Zn, Ag, Sr, Cu, Cd	Mo ⁶⁺ , V ⁵⁺ , As ⁵⁺

Fonte: STOLBOVOY (1991)

Metais pesados podem interagir de maneira diferente com os organismos, levando os seres vivos a disfunções mais simples ou também ocasionar graves danos que podem levar à morte. (FIGUEIREDO, 2001) cita que simplificarmente, as disfunções orgânicas, que podem levar à morte, consistem em alterações enzimáticas. As enzimas apresentam um importante papel na manutenção da vida, uma vez que são elas que controlam a velocidade das reações metabólicas no corpo humano. As enzimas, na presença de metais pesados, não agem normalmente graças à afinidade dos radicais SH (sulfidrilas), que ocorrem comumente nas enzimas, pelos metais.

Populações são expostas aos poluentes de várias maneiras. Por meio do consumo de alimentos, de água, por via inalatória, dérmica, etc. Muitas vezes, as concentrações dos poluentes são magnificadas nos vegetais e animais, constituindo a chamada biomagnificação (bioconcentração ou bioacumulação). Isso acontece, por exemplo, com o mercúrio, que apresenta concentrações em certos peixes, que alimentam populações muitas vezes maiores do que na água (FIGUEIREDO, 2001).

2.6. Bombas Químicas de Tempo

Quando os solos recebem cargas de contaminantes, seus diversos componentes atuam no sentido de diminuir a mobilidade dessas substâncias. Isso caracteriza as barreiras geoquímicas de GLAZOVSKAYA (1990). Porém, os metais outrora acumulados, se incorporados continuamente atingirão a carga crítica do solo em questão. Carga crítica pode ser definida como sendo a quantidade máxima de um certo contaminante que um ecossistema pode suportar sem graves danos às suas funções ecológicas (NILLSSON & GREENFELT, 1988).

A liberação dos poluentes nos solos e sedimentos pode ocorrer quando: (1) teores de contaminantes superam a carga crítica do solo (overloading) ou (2) a carga crítica do solo é reduzida devido a mudanças nas condições ambientais, modificando a capacidade de retenção de químicos individuais. Possíveis fatores de modificação são mudanças climáticas, acidificação, erosão, mudanças no uso da terra, entre outras (SMIDT, 1991). Uma vez liberados, os químicos podem atingir os suprimentos de água superficiais e subterrâneas ou serem absorvidos pelos vegetais via solução do solo. Pode-se antever então a possibilidade de entrada dessas substâncias na cadeia alimentar causando risco a toda biota.

Geralmente as mudanças ambientais causadoras da liberação dos químicos são lentas, e os fatos acima descritos, então, caracterizam as chamadas liberações retardadas ou, normalmente denominadas, Bombas Químicas de Tempo (BATJES & BRIDGES, 1993).

Bombas Químicas de Tempo foram definidas por STIGLIANI (1991) sendo “*o conceito que se refere a uma cadeia de eventos, resultando na ocorrência de efeitos danosos retardados e repentinos devido à mobilização de compostos ou elementos químicos estocados em solos e sedimentos em resposta a lentas alterações no ambiente*”.

SMIDT (1991) define as Bombas Químicas de Tempo como sendo agentes xenobióticos acumulando-se no meio ambiente sem causar dano ao mesmo, até certo momento a partir do qual surgem, de forma inesperada, danos apreciáveis e, muitas vezes, irreversíveis. É um dano crônico, por requerer um intervalo apreciável de tempo entre a exposição e o dano, e agudo uma vez que o dano ocorre inesperadamente e intensamente.

Esses conceitos permitem o entendimento do acúmulo de algumas substâncias químicas danosas ao ambiente em solos e sedimentos como uma bomba relógio. Logicamente o termo Bombas Químicas de Tempo é utilizado apenas como uma metáfora, representando uma analogia entre as Bombas Químicas de Tempo e as bombas relógios convencionais (KLIJN, 1991).

Esta comparação se torna possível, uma vez que em ambas situações se tem um estoque de explosivos (*load*) e um agente detonador (*trigger*). Sem um dos dois a explosão não seria possível, portanto não existiria a bomba. O estoque de explosivos é representado pelo acúmulo de compostos ou elementos químicos nos solos e sedimentos, enquanto que o detonador é representado pelas lentas alterações no ambiente (KLIJN, 1991).

Outra semelhança às bombas relógios convencionais é descrita por KLIJN (1991). A semelhança consiste na presença de um alvo de contaminação (*target*). Esse alvo pode ser entendido como o compartimento afetado pela liberação do poluente. Dessa forma, podemos entender como possíveis alvos das Bombas Químicas de Tempo, as águas subterrâneas (freáticas ou artesianas), águas superficiais ou mesmo a biota (vegetais, animais e microrganismos).

PENKOV (1991) e ALLOWAY (1995) citam os metais pesados como uma das mais preocupantes espécies químicas poluentes. Isso porque eles podem se acumular durante anos, séculos ou até milênios em um determinado local sem que seus efeitos sejam sentidos. Porém, as lentas alterações ambientais podem provocar a liberação repentina e retardada desses elementos que foram intensamente acumulados durante longos períodos de tempo, ocasionando danos, muitas vezes não esperados, à saúde humana, animal e vegetal.

A figura 1 ilustra o fenômeno das Bombas Químicas de Tempo. Pode-se perceber que esse fenômeno pode ser dividido em três níveis distintos de acordo com uma escala temporal. Num primeiro momento, os compostos ou elementos químicos são liberados por fontes naturais ou antrópicas e uma vez em contato com os solos e sedimentos são estocados por vários mecanismos. Então as substâncias estocadas ficam retidas até que alterações ambientais ocorram de tal forma que os mecanismos de liberação sejam acionados, constituindo o nível 1. O nível 2 constitui a ativação dos mecanismos de liberação, acionados devido a um acúmulo acima da carga crítica ou ao próprio declínio da carga crítica dos solos e sedimentos em resposta a lentas alterações ambientais. Apesar de ocorrer muito depois do início do acúmulo dos químicos, essa

fase acontece de forma repentina e intensa podendo causar danos imensos ao ambiente. O nível 3 acontece logo após o nível 2 e é caracterizado pela chegada dos químicos, que outrora estavam acumulados em solos e sedimentos, aos corpos d'água e plantas. A consequência dessa etapa é a entrada desses químicos na cadeia alimentar, podendo então atingir e se acumular em níveis tróficos superiores, podendo desencadear uma série de danos à saúde dos animais superiores, principalmente predadores, onde o acúmulo é maior.

Dessa forma, não é difícil de se entender porque o fenômeno acima descrito é comparado às bombas relógios. O nível 1 constitui o acúmulo de explosivos, o nível 2 que acontece após um certo período de tempo constitui a ativação desses explosivos ou o detonador e o nível 3 representa os alvos potencialmente atingidos pela explosão (liberação) das substâncias acumuladas em solos e sedimentos devido à ação dos mecanismos de liberação.

Já a figura 2 resume em termos dos principais agentes, fases e alvos e dos mecanismos atuantes em cada fase o fenômeno das Bombas Químicas de Tempo.

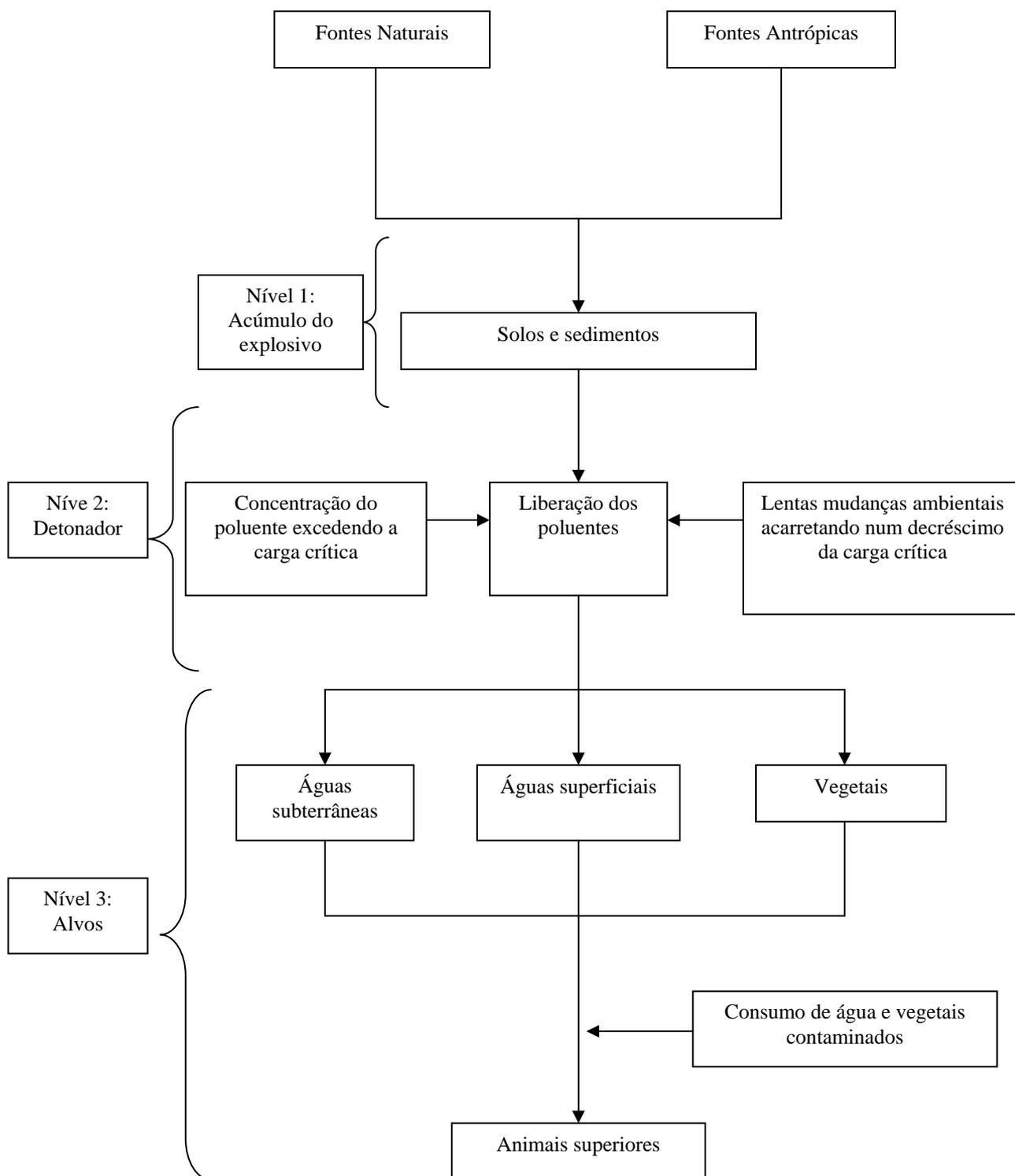


Figura 1 – Esquema representativo das Bombas Químicas de Tempo e distinção dos três níveis temporais

Fonte: LIMA & DE MORAES (2004)

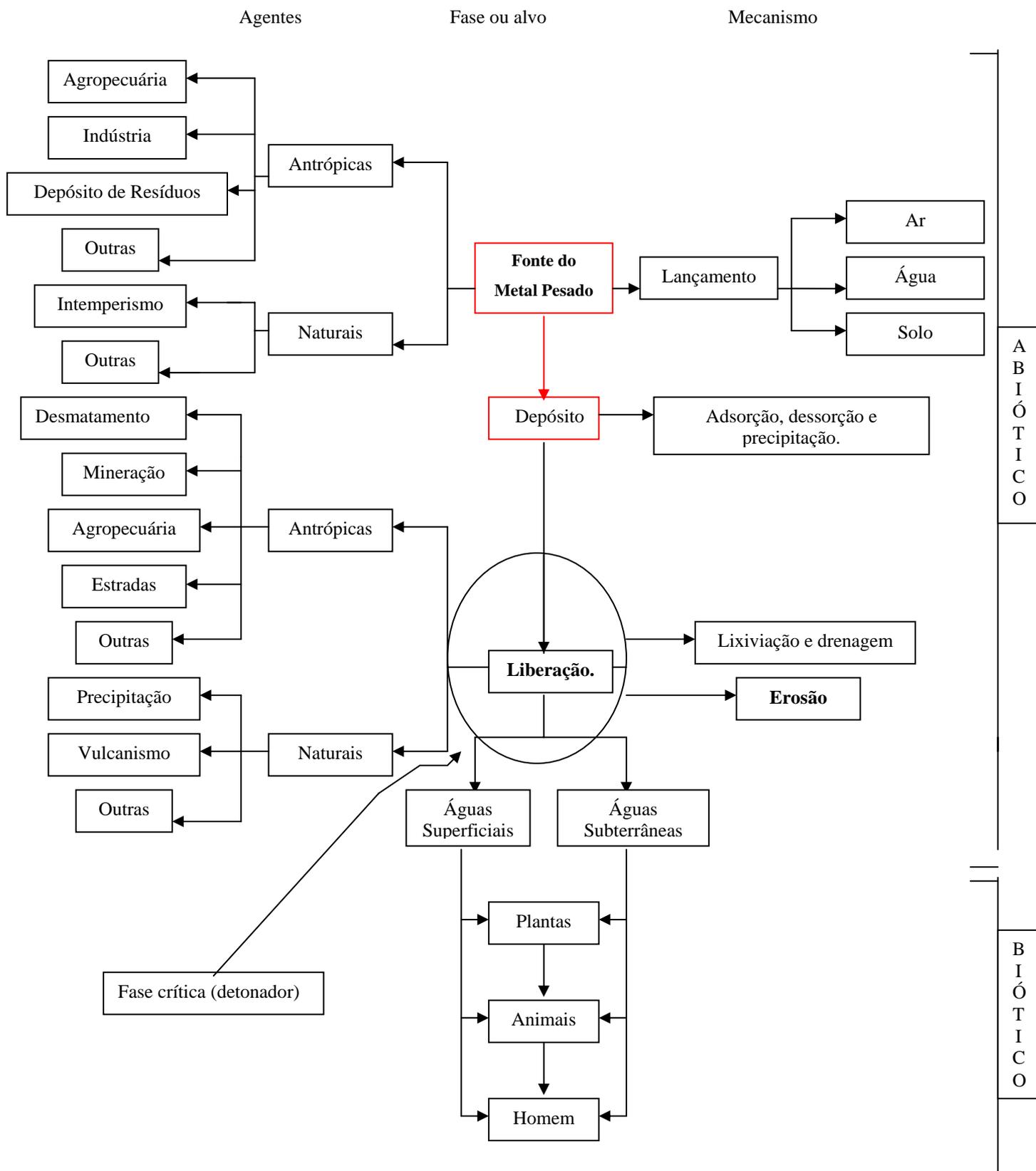


Figura 2 – Esquema ilustrativo dos principais agentes, principais fases, alvos e os mecanismos atuantes em cada fase das Bombas Químicas de Tempo

Fonte: LIMA & DE MORAES (2004)

Segundo a UNEP (2007) (United Nations Environment Programme, 2000), os compostos ou elementos químicos podem ser alternativamente liberados, quando áreas arborizadas são degradadas, terras inundadas drenadas, entre outras. Além disso, as conseqüências ambientais das Bombas Químicas de Tempo podem ser severas, como nos exemplos citados no relatório UNEP Global Environment Outlook 2000 e descritos a seguir:

- 1 – A capacidade tampão dos solos pode ser reduzida pela chuva ácida. Quando isso acontece o pH dos solos pode baixar de 4,2 e o alumínio que ocorre naturalmente pode ser mobilizado se tornando uma ameaça para florestas e cursos d'água;
- 2 – Se uma terra inundada é seca, por qualquer razão que seja, a área pode se tornar uma fonte e não um reservatório de compostos ou elementos químicos acumulados;
- 3 – Minas de carvão ativas e abandonadas são abastecidas com água, que se torna extremamente ácida, assim mobilizando metais pesados. Durante chuvas pesadas, a água pode transbordar, e cursos d'água a jusante podem ser fortemente poluídos;
- 4 – Metais pesados podem ser liberados por uma “brecha” nos estoques de lixo tóxicos. Em 1998, uma lagoa de rejeitos estourou na mina de zinco de Los Frailes, na Espanha, enviando uma onda tóxica abaixo do rio Guardiamar para o parque nacional Doñana. Outro exemplo é descrito como depósitos de substâncias tóxicas próximos à costa que poderiam se ser liberados para o ambiente atingindo comunidades circunvizinhas, durante tempestades ou se o nível do mar elevasse.

Outro exemplo clássico que consegue correlacionar satisfatoriamente a ação de uma substância química acumulada durante um certo período de tempo com os efeitos intensos provocados pela sua liberação é descrito por STIGLIANI (1988), que também é citado por SMIDT (1991) e UNEP (2007), em sua publicação denominada “Changes in valued capacities of soils and sediments as indicators of non-linear and time-delayed environmental effects” acerca dos efeitos provocados pela intensa liberação de SO₂ na bacia do Big Moose Lake, no Estado de Nova York, Estados Unidos. O pH do lago permaneceu constante entre 1760 até 1950. A partir de então o pH do lago caiu cerca de uma unidade logarítmica em um intervalo de 30 anos. Esse fato ocorreu cerca de 70 anos após o início e 30 anos após o pico das emissões. A lenta mudança ambiental, nesse caso, é a queda gradual da capacidade tampão dos solos da bacia hidrográfica pela acidificação e como conseqüência a redução da capacidade tampão das águas do lago. A redução da capacidade tampão dos solos provavelmente foi causada pelo acúmulo da substância em questão em níveis superiores à carga crítica dos solos e sedimentos, ou o

que é mais provável, a redução da carga crítica desses compartimentos ambientais devido à acidificação. Essa redução acarretou em mortandade de peixes no lago, exemplificando assim todas as fases das Bombas Químicas de Tempo.

Nesse exemplo o acúmulo de SO₂ e outros elementos ou compostos poluentes caracteriza os explosivos, as lentas alterações ambientais provocando a redução no poder tampão dos solos e sedimentos e conseqüentemente a liberação de elementos ou compostos graças à acidificação representa o detonador e a redução do pH das águas do lago com o aporte dos poluentes e a conseqüente mortandade de peixes são os efeitos que caracterizam que os alvos foram atingidos.

NILSSON (1991) relata que o uso de mercúrio foi proibido na Suécia devido a morte de pássaros e outros animais. No entanto, depois de muitos anos dessa proibição houve novos casos de contaminação. Acredita-se que essa disponibilização tenha sido devido à acidificação do solo. Esse relato exemplifica bem o conceito de “Bombas Químicas de Tempo”, no qual há uma fonte de contaminação, um meio de armazenamento e um agente liberador do poluente no ambiente, depois de um certo tempo. Em outras palavras, o mercúrio é o poluente liberado, o solo é o meio armazenador e a acidificação é o agente que disponibiliza o metal.

A carga crítica dos solos depende principalmente de fatores (características) do próprio solo como, por exemplo, teores de matéria orgânica, óxidos de ferro, alumínio e manganês, pH, textura e capacidade de troca catiônica que são os fatores mais importantes no caso de solos tropicais. Dessa forma, é possível mapear a carga crítica dos solos utilizando-se de índices calculados de acordo com a importância de cada variável no fenômeno de retenção de poluentes em solos. Esse é o princípio da obtenção de mapas de vulnerabilidade de solos à contaminação por compostos químicos. Áreas mais vulneráveis são aquelas onde a carga crítica é menor enquanto áreas menos vulneráveis são aquelas onde a carga crítica é maior.

Todo o cenário mostrado caracteriza a importância de estudos referentes às Bombas Químicas de Tempo. Esses estudos devem se concentrar na previsão de efeitos danosos devido ao acúmulo de químicos nos ambientes e a adoção de medidas mitigadoras dos efeitos potencialmente danosos aos meios físico, antrópico e biótico. Dessa forma, é necessária a obtenção de ferramentas que permitam antever e prevenir esses efeitos. Posteriormente essas ferramentas devem ser adotadas permitindo um manejo, uso e ocupação dos ambientes mais racionais e assim constituírem um importante passo para a obtenção de um desenvolvimento ecologicamente sustentável.

É nesse sentido que a construção e a posterior utilização de mapas de vulnerabilidade de solos, terras e aquíferos se consolidam. O caráter preditivo dessas técnicas permite antever a possibilidade de futuros usos como ferramentas de planejamento do uso dos ambientes, estudos de impactos ambientais, análises de riscos e diagnóstico ambiental dos cenários estudados.

2.7. Vulnerabilidade de solos a poluentes

Vulnerabilidade dos solos foi definida pelo Seminário SOVEUR (Soil Vulnerability in Europe), ocorrido em março de 1991 em Wageningen, Holanda, como sendo a “capacidade do solo de ser danificado em uma ou mais de suas funções ecológicas, as quais foram definidas como (1) a produção de húmus e (2) a capacidade de filtrar, armazenar, tamponar e transformar metais pesados, produtos orgânicos químicos persistentes e outros xenobióticos”. Já os processos identificados como os mais importantes influenciadores da vulnerabilidade do solo a vários contaminantes e poluentes foram a chuva ácida, eutrofização, salinização, erosão, mudanças climáticas e uso do solo e da água. Dessa forma, a vulnerabilidade está ligada à situação onde a carga crítica do solo pode ser ultrapassada ou reduzida, fazendo com que este compartimento passe a disponibilizar estes elementos e não mais retê-los.

O conceito de vulnerabilidade dos solos por si só não é um conceito funcional. Para se tornar funcional é necessária uma especificação com respeito aos agentes, causas e efeitos ou pelo menos uma idéia inicial sobre os valores de referência para o tornarem plausíveis e operacionais. As causas e efeitos da vulnerabilidade dos solos à erosão, por exemplo, pode ser observada diretamente pela ação visível da água ou vento resultando na perda de solo (DESSAULES, 1991).

BRIDGES (1991) afirma que a vulnerabilidade dos solos a certos contaminantes baseia-se naquelas características que permitem aos solos alteração e degradação, e que mantém as funções biológicas esperadas de um solo. Esse autor comentando a respeito da contaminação dos solos por compostos ou elementos químicos cita que a composição mineral básica dos solos influenciará a textura e estrutura do perfil de solo. Em um exemplo simples dado por esse autor ele destaca que solos arenosos permitem uma rápida infiltração e permeabilidade permitindo a penetração profunda de contaminantes líquidos tais como o petróleo. Já solos de textura argilosa e grande desenvolvimento da estrutura responderão diferentemente, com penetração lenta. A infiltração da água da

chuva pode ser responsável pela lixiviação de contaminantes para a lâmina de água, poluindo cursos de água ou suprimentos de águas potáveis.

BRIDGES (1991) ainda chama atenção para o papel dos colóides do solo, minerais e orgânicos, como responsáveis pelas propriedades de troca dos solos. Assim constituem características significantes, que devem ser envolvidas na vulnerabilidade dos solos à contaminação química. A maioria dos contaminantes dos solos está na forma iônica e, portanto, estão disponíveis à participação nas reações de troca. Ao mesmo tempo os processos de adsorção controlam o comportamento e disponibilidade dos metais. Em adição à troca de cátions, metais podem ser segurados pela adsorção específica, envolvendo os metais pesados e a maioria dos ânions com ligantes superficiais para formar ligações que tendem à covalência com os íons. Isso permite que a capacidade sortiva de óxidos de Fe e Al amorfos sejam entre 7 e 26 vezes maior (para o Zn) do que as medidas de capacidade de troca de cátions. A adsorção específica é fortemente dependente do pH e é relacionada ao estado de hidrólise dos íons metálicos. A difusão iônica entre minerais tais como goethita, óxidos de manganês e esmectita também ocorrem. Os metais também podem formar complexos de quelação com substâncias orgânicas envolvendo radicais hidroxilas, fenólicos e carboxílicos, os últimos desenvolvendo um papel predominante em ligações de metais com ácidos húmicos e fúlvicos.

KLIJN (1991) diferenciando vulnerabilidade de susceptibilidade pondera que a vulnerabilidade leva em conta a significância atribuída pela sociedade a certo alvo de contaminação (unidade de terra ou água) para usos presentes e futuros ou para valores de natureza intrínseca deles. Já o termo susceptibilidade será usado para modelos que utilizam-se de uma aproximação das ciências naturais que consideram apenas de fatos. Isso significa que a vulnerabilidade está ligada à utilização de modelos semi-quantitativos, onde a parte qualitativa da análise refere-se às ponderações e importâncias atribuídas às variáveis do fenômeno, enquanto que a parte quantitativa refere-se aos valores encontrados em relatórios de levantamentos de solos, por exemplo, determinados valores de CTC (capacidade de troca catiônica), teores de matéria orgânica e de óxidos de ferro, alumínio e manganês, pH, etc.

KLIJN (1991) ainda afirma que a vulnerabilidade dos solos à contaminação por componentes químicos pode ser avaliada através de modelos empíricos ou outros que combinam a utilização de dados já existentes com o julgamento de profissionais altamente qualificados. Esse último caso se torna similar ao método de avaliação da

terra (Land Evaluation da FAO, 1976). Ele explica que esse método considera o valor de parâmetros relevantes, mecanismos tampões e importâncias relativas desses mecanismos. O julgamento dos profissionais é usado para desenvolver regras semi-quantitativas, definindo-se, portanto, as variáveis componentes do modelo e as importâncias atribuídas a cada uma delas. DE LA ROSA & CROMPVOETS (1998) também citam os métodos de avaliação da terra como ferramentas importantes para definição de classes de vulnerabilidade.

DE LA ROSA et al. (2007) citam a elaboração de um modelo de determinação da vulnerabilidade chamado ARENAL. Ele considera como fonte de dados relatórios de levantamentos de solos e literaturas hidrológicas e climáticas. As importâncias relativas e as faixas de valores foram determinadas por meio do julgamento de profissionais experientes.

2.8. Variáveis utilizadas no mapeamento de vulnerabilidade de solos

As variáveis utilizadas para o mapeamento da vulnerabilidade dos solos à contaminação por químicos são aquelas que refletem a carga crítica desse compartimento ambiental ou possíveis alterações nas mesmas. Sendo assim, foram selecionados alguns trabalhos referentes ao assunto e as variáveis utilizadas nos mesmos estão descritas nos parágrafos abaixo.

KLIJN (1991) cita que as variáveis mais importantes para a definição da vulnerabilidade dos solos à contaminação por metais pesados utilizadas na Holanda são teores de matéria orgânica, textura (teores de argila e silte), relação teores de CaCO_3 primário/pH, relação profundidade de descalcificação/pH, nível das águas subterrâneas (profundidade da zona insaturada) e direção e razão do escoamento das águas subterrâneas.

DESSAULES (1991), no mapeamento de vulnerabilidade dos solos na Suíça, cita a capacidade de sorção dos solos com relação aos metais pesados como sendo dependente de propriedades dos solos como pH, matéria orgânica, quantidade e tipo de argila, óxidos de ferro, potencial redox e compostos químicos.

BLUM & WENZEL, em trabalho na Áustria, citam que as variáveis a serem utilizadas para avaliação da vulnerabilidade dos solos quando esta diz respeito à resistência à mobilização de metais devem ser: pH, CTC, teores de argila e matéria orgânica e a cor (como indicativo da presença de óxidos).

PENKOV (1991) cita como importantes variáveis para estudos relativos à contaminação dos solos por químicos a textura dos solos, capacidade de retenção de água dos solos, espessura dos solos, filtração, capacidade de sorção, pH, teores de matéria orgânica e natureza dos perfis dos solos (horizontes genéticos e camadas).

MADSEN & JENSEN (1991) citam que o banco de dados para estudos ambientais de solos na Dinamarca é constituído pelas seguintes variáveis: horizontes seqüenciais, teores de matéria orgânica, pH, textura, carbonato de cálcio, óxidos de ferro e alumínio extraídos por citrato-ditionito (total na fração argila) e pirofosfato, CTC, bases trocáveis, N e P totais, mineralogia da fração argila, retenção de água no solo e densidade de raízes.

SCHMIDT (1991) cita que as variáveis importantes influenciadoras da capacidade de sorção e decomposição de contaminantes químicas são: teores de argila, de húmus, valores de pH e teores de ferro solúvel e total.

SEQUI et al. (1991) propuseram uma aproximação para determinação da vulnerabilidade de áreas italianas à poluição. As variáveis utilizadas por eles podem ser separadas em dois grupos: (1) aquelas responsáveis pela vulnerabilidade intrínseca dos solos que são pH, teores de matéria orgânica, teores e tipos de argila; (2) aquelas complementares (do ambiente geral) que, em conjunto com as do grupo 1, determinam a vulnerabilidade das terras (ou áreas, conceito mais amplo que vulnerabilidade dos solos) que são, precipitação, declividade, retenção superficial de água e cobertura vegetal. Além disso, eles propõem que as possíveis fontes de poluentes também devam ser mapeadas.

RAUTA (1991) determinou a vulnerabilidade dos solos da Romênia à contaminação por compostos químicos baseado em características ambientais e dos solos como relevo, litologia, hidrologia, clima, vegetação nativa e uso da terra, declividade, textura, profundidade da rocha fresca, pH, teor de matéria orgânica, tipos de minerais de argila, teor de CaCO_3 , CTC, salinidade e alcalinidade dos solos, nível das águas subterrâneas e existência e qualidade das drenagens artificiais e/ou naturais dos solos.

Já DE LA ROSA (2007) entende que a vulnerabilidade dos solos à contaminação por químicos é dependente da capacidade de sorção e tamponamento desse compartimento ambiental. Para análise dos riscos de contaminação seriam acrescentadas outras variáveis ambientais. Portanto, segundo esse autor, para o estudo da vulnerabilidade dos solos seriam importantes variáveis como profundidade dos solos, textura, salinidade, pH, capacidade de troca e drenagem. Já as variáveis ambientais

seriam a precipitação, fisiografia, nível do lençol freático, sistemas de cultivo e manejo dos solos.

Já KLIJN (1991) explica que muitas das variáveis utilizadas para o mapeamento de vulnerabilidade não são características dos solos, mas do material de origem, águas subterrâneas ou águas superficiais. Dados quantitativos a respeito do valor e variabilidade espacial dessas variáveis não estão disponíveis para grandes áreas geográficas tais como países e continentes. Entretanto, pode-se usar correlações estabelecidas entre as variáveis e características ambientais qualitativas, tais como a rocha mãe ou a pedologia.

VAN DUIJVENBOODEN (1998) cita que quando os poluentes são os metais pesados, a capacidade de troca catiônica e o pH são especialmente importantes. AMARAL SOBRINHO (1983), ALLOWAY (1995), SMIDT (1991), MEURER (2004), FONTES (2005) citam a importância dos óxidos de ferro e alumínio, especialmente para o caso de solos em regiões tropicais úmidas, como importantes controladores da mobilidade de metais pesados em solos. Essa importância é devida à possibilidade de existência de ligações entre metais e esses componentes do tipo esfera interna, que são de difícil reversibilidade. Sendo assim, e também graças aos teores relativamente elevados desses componentes, que a fração oxídica de solos muito intemperizados assumem importância principal no controle da mobilidade desses elementos. Não obstante, esses mesmos autores também citam a importância acentuada da matéria orgânica do solo no controle da dinâmica desses poluentes em solos, especialmente nos horizontes superficiais dos solos.

Para VAN DUIJVENBOODEN (1998) a vulnerabilidade dos solos e águas subterrâneas depende das características dos solos, situação hidrogeológica, uso da terra, tipo e cargas de poluentes. Os mais importantes parâmetros de mobilidade de poluentes e, conseqüentemente, a vulnerabilidade são pH, potencial redox, capacidade de troca catiônica e conteúdo de matéria orgânica (VAN DUIJVENBOODEN, 1998). Para a maioria dos solos muito intemperizados, típicos do estado de Minas Gerais, os componentes caulinita e óxidos de ferro e de alumínio assumem a principal importância na dinâmica de poluentes nos solos (MEURER, 2004).

Com respeito à situação hidrogeológica, é importante se conhecer se há predomínio de infiltração ou escoamento superficial. Certamente, há maior dificuldade de chegada de poluentes em aquíferos mais profundos. Portanto, a profundidade do nível das águas subterrâneas se torna também importante. Uma zona insaturada

profunda, com elevada capacidade de atuação como um filtro para poluentes lixiviados para a água subterrânea, então decresce a vulnerabilidade das águas subterrâneas (VAN DUIJVENBOODEN, 1998).

Se uma clara relação entre certas características do solo e vulnerabilidade das águas subterrâneas a um específico poluente pode ser encontrada, é então possível que com ajuda de um SIG, mapas de vulnerabilidade a específicos poluentes sejam feitos (VAN DUIJVENBOODEN, 1998). Para o caso específico dos metais pesados, existe uma relação fechada com os teores de matéria orgânica e de argila, tipologia das argilas, assim como potencial redox e pH (VAN DUIJVENBOODEN, 1998 e SMIDT, 1991).

É importante lembrar que um mapa não representa o mundo real diretamente, mas representa conceitos a respeito do mundo real. Então um mapa de vulnerabilidade do solos é apenas tão bom quanto é bom for seu fundo conceitual e os dados usados para compilá-lo. Para permitir citações qualitativas, os mapas necessitam de especificações sobre o conteúdo e a representação geográfica deles (DESAULES, 1991).

2.9. Produção de mapas de vulnerabilidade de solos

STIGLIANNI (1988) propôs a comparação do fenômeno de acúmulo e liberação de poluentes em solos e sedimentos a uma Bomba Química Relógio. A produção de mapas de vulnerabilidade de solos a contaminação química tem uma fundamentação teórica voltada para o conceito proposto por esse autor. Sendo assim, para que a produção de um mapa de vulnerabilidade de solos à contaminação por poluentes seja bem sucedida, é necessário definir-se bem os três aspectos básicos que compõem o conceito de bombas químicas relógio, a saber: (1) explosivo que consiste nas fontes de acúmulo do poluente em questão, (2) detonador que consiste nos aspectos que causam a liberação do poluente e (3) o alvo que consiste na identificação do compartimento ambiental a ser atingido por tal poluente após sua liberação (KLIJN, 1991).

Os sistemas de informações geográficas (SIG) constituem uma ferramenta importante para a realização de projetos que necessitam de processamentos rápidos e eficientes, de grandes bases de dados, como é o caso do zoneamento geoambiental, para fins de planos de ordenamento territorial. Nestes zoneamentos, visualiza-se uma grande quantidade de dados vetoriais do meio físico natural e biótico analisados, integrados, e

manipulados para gerar entre outros produtos as cartas de vulnerabilidade natural (GEOLOGIA BRASIL, 2004).

Utilizando o SIG e imagens de satélite para atualizar e produzirO mapas temáticos, é possível obter uma manipulação ágil e real dos requisitos necessários para satisfazer as condições de geração desse tipo de carta, onde cada um dos atributos envolvidos é fundamental e possui valor significativo na avaliação final das unidades de paisagem (GEOLOGIA BRASIL, 2004).

Para a elaboração de mapas de vulnerabilidade pode-se fazer uso de diferentes escalas de acordo com o objetivo do referido mapa. Por exemplo, se o interesse é determinar as aptidões econômicas de determinadas macro-regiões mapas em escalas de 1:500.000 a 1:1.000.000 são suficientes. No entanto, caso se objetive a construção de um aterro para resíduos numa área de uma indústria faz-se necessário a utilização de mapas de vulnerabilidade com escalas bem maiores (1:5.000 a 1:10.000).

As variáveis já discutidas anteriormente são processadas, podendo-se gerar classes de vulnerabilidade ou ainda mapas temáticos. A cada uma das variáveis são atribuídas importâncias relativas, que refletem o papel das mesmas no fenômeno estudado. A sobreposição ponderada de informações é o método mais comum para definição das classes de vulnerabilidade dos solos (DESAULES, 1991 e DE LA ROSA, 2007). Para o caso de solos muito intemperizados, como a maioria dos solos existentes no estado de Minas Gerais, as frações oxídicas e caulínica apresentam grande importância na retenção dos metais pesados (FONTES, 2003). É relevante também o papel da matéria orgânica, principalmente no horizonte superficial. Geralmente são solos que apresentam baixa CTC graças à sua composição mineralógica basicamente composta por caulinita e óxidos, tendo esse fator importância relativa menor do que os componentes oxídicos (possibilidade de ocorrência de adsorção específica) e matéria orgânica (no horizonte superficial). Também são solos que geralmente apresentam baixo pH, aumentando assim a mobilidade dos metais pesados, sendo essa variável também de importância reduzida na retenção. Já solos como os Latossolos e Argissolos apresentam profundidade elevada, sendo essa uma importante variável para a análise. Os critérios utilizados para atribuição da importância relativa e da definição do uso das diversas variáveis serão melhor discutidos nos resultados e discussões, no tópico referente ao índice de vulnerabilidade proposto.

2.10. Solos do estado de Minas Gerais (Breve descrição)

O mapa de solos mostrado na figura 1 é proveniente dos trabalhos de AMARAL (1993). É possível observar a grande variação de classes de solos existentes no estado de Minas Gerais. Os Latossolos Vermelhos foram classificados em férricos ($18 \text{ dag/Kg} < \text{Fe}_2\text{O}_3 < 36 \text{ dag/Kg}$) e perférricos ($\text{Fe}_2\text{O}_3 > 36 \text{ dag/Kg}$) em terceiro nível categórico, pois o teor de Fe_2O_3 representa a variável mais importante na análise da vulnerabilidade dos solos à contaminação por esses elementos segundo o índice proposto e sua visualização no mapa é didaticamente importante. As outras unidades de mapeamento estão representadas ao nível de subordem.

Para FONTES (1988) e FONTES e WEED (1991) as condições climáticas encontradas no estado de Minas Gerais são propícias à formação solos intensamente intemperizados, predominando os Latossolos e Argissolos que apresentam mineralogia da fração argila predominantemente composta por caulinitas e óxidos de ferro e alumínio.

CARNEIRO e FONTES (2005) também citam a ocorrência de solos de perfil menos profundo, predominantemente Cambissolos e Neossolos, na parte central do estado. Esses solos correspondem às coberturas mais resistentes ao intemperismo, encontradas ao longo da Serra do Espinhaço, do Quadrilátero Ferrífero e dos planaltos e cristas da região de Lavras. Já na parte Oeste do estado, a distribuição dos solos mostra-se mais complexa, a noroeste, em função dos menores índices pluviométricos e principalmente da rocha matriz (arenitos). Encontram-se então zonas de Neossolos, intercalados aos Latossolos. Na região centro-oeste, destaca-se uma grande área de Cambissolos correspondentes à região das Serras da Canastra e da Saudade. Em partes do sudoeste e oeste predominam novamente os Latossolos e Argissolos.

A ocorrência de solos característicos de clima semi-árido como os Planossolos Nátricos e Vertissolos é observada em menor escala na parte norte do estado. Apesar da presença desses solos a região é amplamente dominada por Latossolos e Argissolos textura média e Neossolos Quartzarênicos. Isso se deve ao fato dos baixos índices pluviométricos regionais que criam condições de semi-aridez características, principalmente, no extremo norte do estado, fronteira com o estado da Bahia.

Também deve ser chamada atenção a respeito da existência dos Latossolos Vermelhos férricos de ocorrência principal na região do Triângulo Mineiro sobre

basaltos da Formação Serra Geral e também na região do Alto Paranaíba sobre tufos e tufitos da Formação Mata da Corda.

A existência de solos caracterizados como Latossolos Vermelhos Perférricos também é destaque na região denominada Quadrilátero Ferrífero. Essa região apresenta geologia complexa, formadas principalmente por quartzitos, filitos e xistos, além das formações ferríferas que variam desde a hematita compacta até os itabiritos. Ela é economicamente destacada por sua importância na extração mineral de minério de ferro.

Solos hidromórficos encontrados na escala de publicação do mapa de solos utilizado têm como destaque os Neossolos Flúvicos ao longo, principalmente, do rio São Francisco. Gleissolos também são encontrados nas margens da rede hidrográfica mineira, porém com menor predominância.

AMARAL (1993) compilando dados pré-existentes de diversos levantamentos de solos do estado de Minas Gerais produziu um mapa em escala 1:1.000.000 encontrando a seguinte distribuição percentual, já atualizada segundo EMBRAPA (2006), e apresentada no quadro 2.

Quadro 2 – Ocorrência das classes de solos segundo AMARAL (1993) na escala 1:1.000.000

Classe de solo	Ocorrência (%)
ARGISSOLOS VERMELHOS	10,38
ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELOS	10,64
CAMBISSOLO HÁPLICO	17,69
GLEISSOLO HÁPLICO	0,81
LATOSSOLO AMARELO	1,33
LATOSSOLO VERMELHO	17,85
LATOSSOLO VERMELHO Distro/Eutroférico	2,57
LATOSSOLO VERMELHO Perférico	0,09
LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO	25,19
NEOSSOLO FLÚVICO	1,58
NEOSSOLO LITÓLICO	8,16
NEOSSOLO QUARTZARÊNICO	3,28
NITOSSOLO VERMELHO	0,43
Total	100

Reclassificados segundo EMBRAPA (2006)

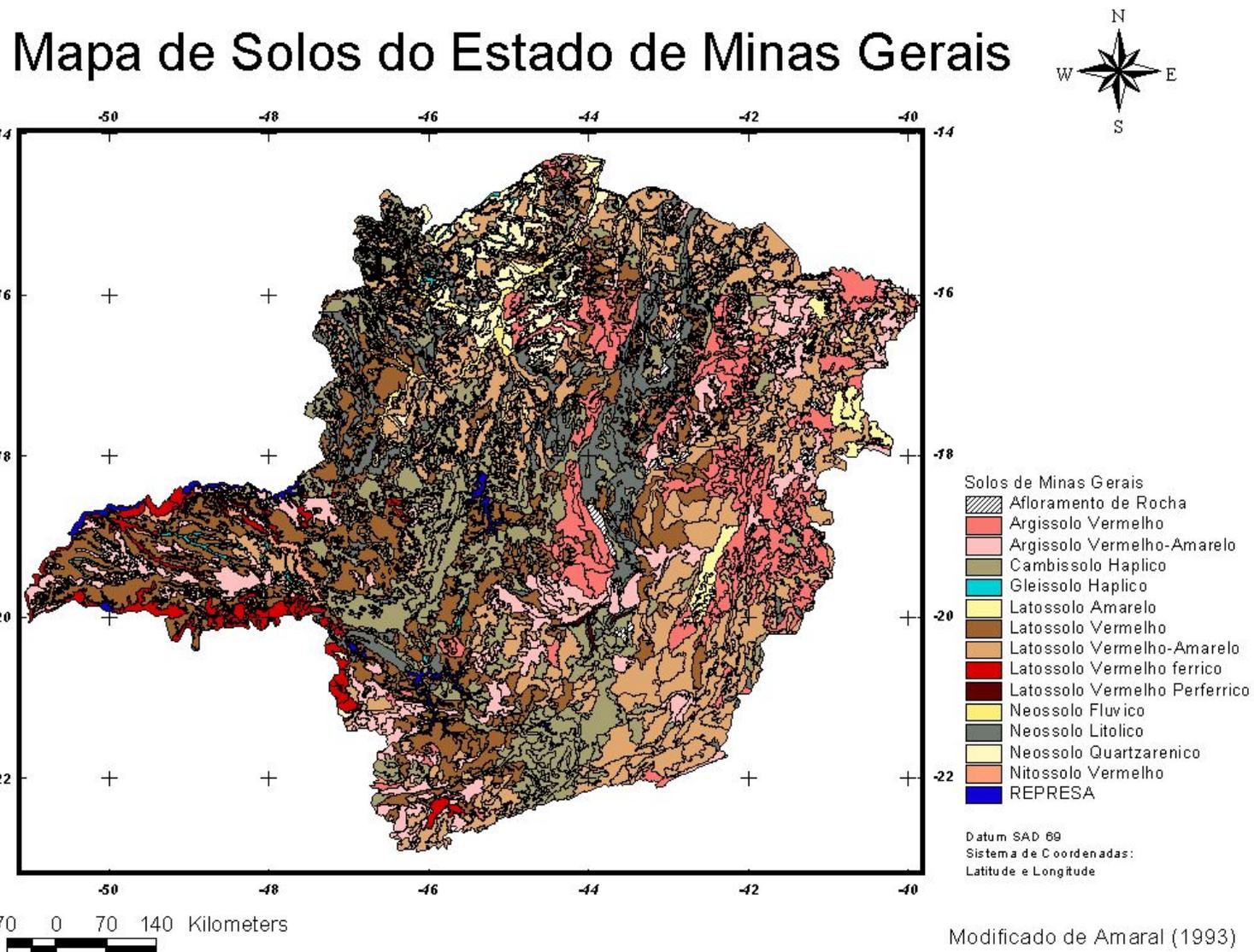


Figura 3 – Mapa de solos do estado de Minas Gerais
 Fonte: Adaptado de Amaral (1993) e reclassificado segundo EMBRAPA (2006)

2.11. Importância e processos degradativos das águas subterrâneas

No Brasil cerca de 50% de toda a água consumida vem de fontes subterrâneas. Além disso, tem crescido a preferência pelo uso desse recurso hídrico no país, pois eles apresentam em geral excelente qualidade e menor custo. Entretanto, a preocupação com as áreas de recarga dos aquíferos não tem aumentado com a mesma proporção. Cuidados então devem ser tomados com eventuais possibilidades de contaminação, tais como: devastação de cobertura vegetal, uso inadequado e desordenado do solo, utilização excessiva de agrotóxicos, entre outras (PEDROSA & CAETANO, 2002).

AL-ADAMAT et al. (2003) citam o caso de uma área basáltica na Jordânia, grande parte dela inserida no complexo de recarga de um aquífero. Eles citam que os solos da região tendem a arenosos, com pouca capacidade produtiva e protetora. Porém, mesmo assim a agricultura se desenvolveu na região e evidências hoje de contaminação do aquífero já podem ser encontradas. SECUNDA et al. (1998) atribuem ao uso dos recursos hídricos subterrâneos acima da capacidade de renovação a responsabilidade pelo declínio na qualidade e quantidade dos mesmos. A urbanização e a industrialização também têm causado profundos efeitos nas fontes de águas, às quais estão intrinsecamente ligadas ao suprimento de água potável e à prática de disposição de efluentes em sistemas complexos como os núcleos urbanos (SECUNDA et al. 1998 e BOVOLATO, 2007).

BOVOLATO (2007) ainda cita que os efeitos no suprimento de água provocados pelas cidades podem não se restringir apenas aos seus limites geográficos. Com a expansão dos núcleos urbanos, áreas periféricas também têm sido atingidas, influenciando negativamente nas áreas de recarga dos sistemas hídricos subterrâneos, quer seja por meio do saneamento in situ, de descargas industriais, disposição de resíduos sólidos e, em menor proporção, devido à infiltração de cursos superficiais poluídos. Exemplos de efeitos negativos citados são a contaminação por compostos nitrogenados, elevação dos níveis de salinidade, elevação nos teores de carbono orgânico dissolvido, aumento na solubilidade do ferro e outros metais (FOSTER et al., 1999).

HIRATA (2007) realizou uma análise dos casos de contaminação das águas subterrâneas pelo mundo concluindo então que: a) aquíferos muito contaminados por certos compostos químicos não podem ser completamente limpos, devido às limitações

de tecnologia disponível e de custos; (b) milhões de compostos químicos são comercializados, mas são algumas centenas que geram os maiores problemas de contaminação dos aquíferos; (c) embora existam muitos tipos de atividades antrópicas potencialmente contaminantes, poucas são responsáveis pela maioria dos casos de contaminação; (d) grandes atividades não são as que geram maiores problemas de deterioração de aquíferos; e (e) o controle de uma atividade potencialmente contaminante gera uma forte redução dos impactos aos recursos hídricos subterrâneos.

Para esse mesmo autor, os aspectos acima colocados permitem depreender que a melhor forma de proteger a qualidade dos recursos hídricos subterrâneos é sua prevenção e que, muito embora haja grande complexidade envolvida nas atividades antrópicas, há formas de reconhecer aquelas em que a atenção ambiental deva ser maior.

As estratégias de proteção da qualidade dos aquíferos devem ser baseadas então em medidas que visem essa prevenção, geralmente associadas ao controle do uso da terra. Exemplos são o estabelecimento de perímetros de proteção ao redor do manancial, onde existirão maiores restrições de uso em áreas mais próximas aos poços e outra é mais ampla, por meio de estudo dirigido ao aquífero, definindo áreas mais e menos vulneráveis à poluição, baseadas na capacidade depurativa do solo e da zona não saturada.

2.12. Determinação da vulnerabilidade dos aquíferos utilizando o índice DRASTIC

Os índices de vulnerabilidade à contaminação de aquíferos foram desenvolvidos a partir da década de 1980 (AL-ADAMAT et al., 2003). Do ponto de vista técnico-científico, a vulnerabilidade é função das características hidrogeológicas e geoquímicas dos aquíferos. Foster & Hirata (1988) apud BOVOLATO (2006) esclarecem que a expressão “*vulnerabilidade à contaminação é usada para representar as características intrínsecas de um aquífero a ser adversamente afetado por uma carga contaminante*”.

AL-ADAMAT et al. (2003) afirma que o conceito de vulnerabilidade de uma área geográfica diz respeito da maior susceptibilidade dela à contaminação em comparação com outras de menor susceptibilidade.

A vulnerabilidade de um aquífero é função da inacessabilidade hidráulica à penetração de contaminantes e à capacidade de atenuação como resultado de sua retenção física e reação química com os agentes contaminantes (BOVOLATO, 2007).

Para tornar a análise cartográfica de vulnerabilidade viável, a complexidade geológica do meio obriga a uma simplificação de parâmetros hidráulicos e físico-químicos. Portanto, o mapeamento de vulnerabilidade de aquíferos deve levar em conta as características das zonas saturada e não saturada que: (a) modifiquem o tempo de chegada de contaminantes ao aquífero (geometria do aquífero: tipo de aquífero, recarga-descarga e distância do nível de água-advectação e retardação); e (b) reduzam a concentração do contaminante (dispersão e degradação) (HIRATA, 2007).

A complexidade dos meios hidrogeológicos faz com que mapas para grupos específicos de contaminantes sejam mais bem vistos (HIRATA, 2007 e BOVOLATO, 2007). Tal afirmação reforça a necessidade de uso de mapas mais específicos e bem elaborados que representem a real capacidade de atenuação dos solos e da zona não saturada dos aquíferos. É nesse sentido que se propõe nesse trabalho a utilização do mapa de vulnerabilidade dos solos à contaminação por metais pesados como variável integrante do índice DRASTIC.

O índice DRASTIC foi proposto por ALLER et al. (1987) e seu nome é representativo das iniciais em inglês das variáveis utilizadas.

Depht to water-table – Profundidade da zona não saturada

Recharge net – Recarga líquida

Aquifer media – Material ou meio do aquífero

Soil media – Tipo de solo

Topography – Declividade do terreno

Impact (influência) of vadose zone – Influência da zona não saturada

Conductivity hydraulic – Condutividade hidráulica do aquífero

PISCOPO (2001) define as variáveis componentes do índice da seguinte forma:

Profundidade da zona não saturada

Uma importante feição porque determina a profundidade do material que o contaminante tem que atravessar antes de chegar à água subterrânea. Em geral a capacidade de atenuação aumenta com o aumento da profundidade.

Recarga líquida

Representa a quantidade de água que penetra na superfície e é lixiviada à água subterrânea. A água de recarga é responsável pelo transporte do contaminante verticalmente no perfil e horizontalmente dentro do aquífero. Em geral quanto maior a recarga maior o potencial de contaminação.

Material do aquífero

O meio geológico governa a rota e o sistema de escoamento da água subterrânea dentro do aquífero. O sistema de escoamento é importante na determinação do tempo disponível para os processos de atenuação, tais como sorção, reatividade e dispersão. O meio do aquífero também influencia a quantidade efetiva de área superficial de materiais com que o contaminante pode vir em contato com o aquífero. A rota que o contaminante irá tomar também pode ser fortemente influenciado pelo fraturamento, porosidade ou por séries interconectadas de aberturas que podem providenciar escoamento preferencial para a água subterrânea.

Tipo de solo

Geralmente associada à permeabilidade do solo, ou seja, ao maior ou menor escoamento da água pelo perfil de solo. No caso desse trabalho utilizou-se a variável como o mapa de vulnerabilidade desse compartimento uma vez que para solos muito intemperizados como os de ocorrência na maior parte da área de estudo a reatividade se torna mais importante do que a permeabilidade.

Declividade do terreno

Representa a variabilidade das superfícies. A declividade ajuda no controle do poluente por escoamento superficial ou retenção na superfície. Declividades que proporcionam uma maior infiltração de contaminantes podem estar associados com grande potencial de poluição. É importante lembrar que a declividade também influencia o desenvolvimento do solo e, portanto, tem um efeito na atenuação da contaminação.

Influência da zona não saturada

A zona não saturada ou vadosa se refere a zona acima do topo da água subterrânea que é insaturada ou discontinuamente saturada. O tipo do meio da zona vadosa determina a atenuação característica do material incluindo o horizonte típico do solo e a rocha acima do topo da água. O meio também controla o sistema de escoamento e rota, então afetando o tempo disponível para atenuação e a quantidade de material encontrado. A rota é fortemente influenciada por qualquer fraturamento presente.

Condutividade hidráulica do aquífero

É definida como a habilidade do material do aquífero transmitir água, que controla a razão em que água subterrânea poderá fluir sob um dado gradiente hidráulico. A razão em que a água subterrânea escoar, também controla a razão em que entra no aquífero. A condutividade hidráulica é controlada por uma série de quantidade de interconexões de espaços vazios dentro dos aquíferos que podem ocorrer como consequência da porosidade intergranular, fraturando e/ou deitando os planos.

Em trabalho para uma bacia na Austrália, PISCOPO (2001) propôs algumas alterações no índice de vulnerabilidade DRASTIC com a finalidade de torná-lo mais acessível. A primeira modificação foi a não utilização da variável condutividade hidráulica por falta de dados informativos da mesma. Ela foi substituída por incremento da permeabilidade estimada do solo nas variáveis tipo de solo, recarga líquida e influência da zona vadosa.

Segundo PISCOPO (2001) a recarga líquida e a influência da zona vadosa podem ser obtidas pelas equações abaixo respectivamente:

Valor da recarga = declividade + precipitação + permeabilidade do solo

Influência da zona vadosa = permeabilidade do solo + profundidade da água subterrânea

O método proposto por PISCOPO (2001) acrescido da utilização do mapa de vulnerabilidade dos solos à contaminação por metais pesados foi utilizado nesse trabalho.

O índice final Drastic é composto por faixas, fatores e pesos e é calculado segundo a equação abaixo. Todas as operações para cálculo do DRASTIC utilizam os fatores, que são reclassificações das faixas de valores referentes à cada variável, e os pesos que representam a importância da variável no processo de dinâmica dos contaminantes.

Potencial de poluição = $D_r D_w + R_r R_w + A_r A_w + S_r S_w + T_r T_w + I_r I_w + C_r C_w$

Onde:

D, R, A, S, T, I e C são as iniciais das variáveis

r é a classificação da variável de 1 a 10

w é o peso relativo à importância da variável variando de 1 a 5

Tradicionalmente os pesos utilizados para o cálculo do índice DRASTIC à contaminantes são 5, 4, 3, 2, 1 e 5 respectivamente. Uma adaptação do DRASTIC para pesticidas utiliza os pesos 5, 4, 3, 5, 3 e 4 para cada uma das sete variáveis.

2.13. Breve introdução à hidrogeologia do Estado de Minas Gerais

A malha hidrogeológica do Estado de Minas Gerais é composta pelos sistemas aquíferos Urucuia-Aerado, Bambuí, Escudo Oriental (Cristalino Sudoeste), Serra Geral, Bauru-Caiuá e uma pequena parte do Guarani.

A província hidrogeológica do escudo Oriental reúne uma variedade muito grande de litotipos de origem e grau de metamorfismo diversos e ocorre no estado de Minas Gerais, constituindo um conjunto em forma de U que envolve a bacia do Bambuí e ocupa a área compreendida entre a bacia do Paraná e a planície litorânea. Formam grandes complexos com movimentadas estruturas raturais e plásticas, e intensas e extensas zonas de falhas (PEDROSA & CAETANO, 2002).

PEDROSA & CAETANO (2002) e ABAS (2007) afirmam também que na província do escudo Oriental predominam aquíferos do tipo fissural. Nestes, a recarga, circulação, permanência e descarga das águas subterrâneas dependem da densidade e configuração espacial das estruturas abertas, da morfologia e das condições climáticas dominantes (PEDROSA & CAETANO, 2002).

O sistema aquífero Bambuí em união com o sistema Urucuia Aerado constituem a parte mineira da Província hidrogeológica do São Francisco. O primeiro formado por um sistema cárstico-fissural apresentando uma seqüência de rochas pelíticas e carbonatadas associadas a níveis cársticos diversos. O sistema Urucuia Aerado ocorre na forma de sedimentos cretáceos (formação Urucuia) e cenozóicos (formação Mata da Corda) depositados sobre o Grupo Bambuí (ABAS, 2007).

A província hidrogeológica do Paraná ocupa quase a totalidade da região do Triângulo Mineiro. As formações paleozóicas da bacia do Paraná são constituídas por sedimentos finos consolidados. O sistema aquífero Serra Geral, predominantemente do tipo fissural encontra-se aparecendo ora aflorando ora recoberto pelos aquíferos Bauru e Caiuá; o primeiro com predominância de arenitos finos e o segundo constituído de clásticos de granulação variando de fina a grossa (PEDROSA & CAETANO, 2002).

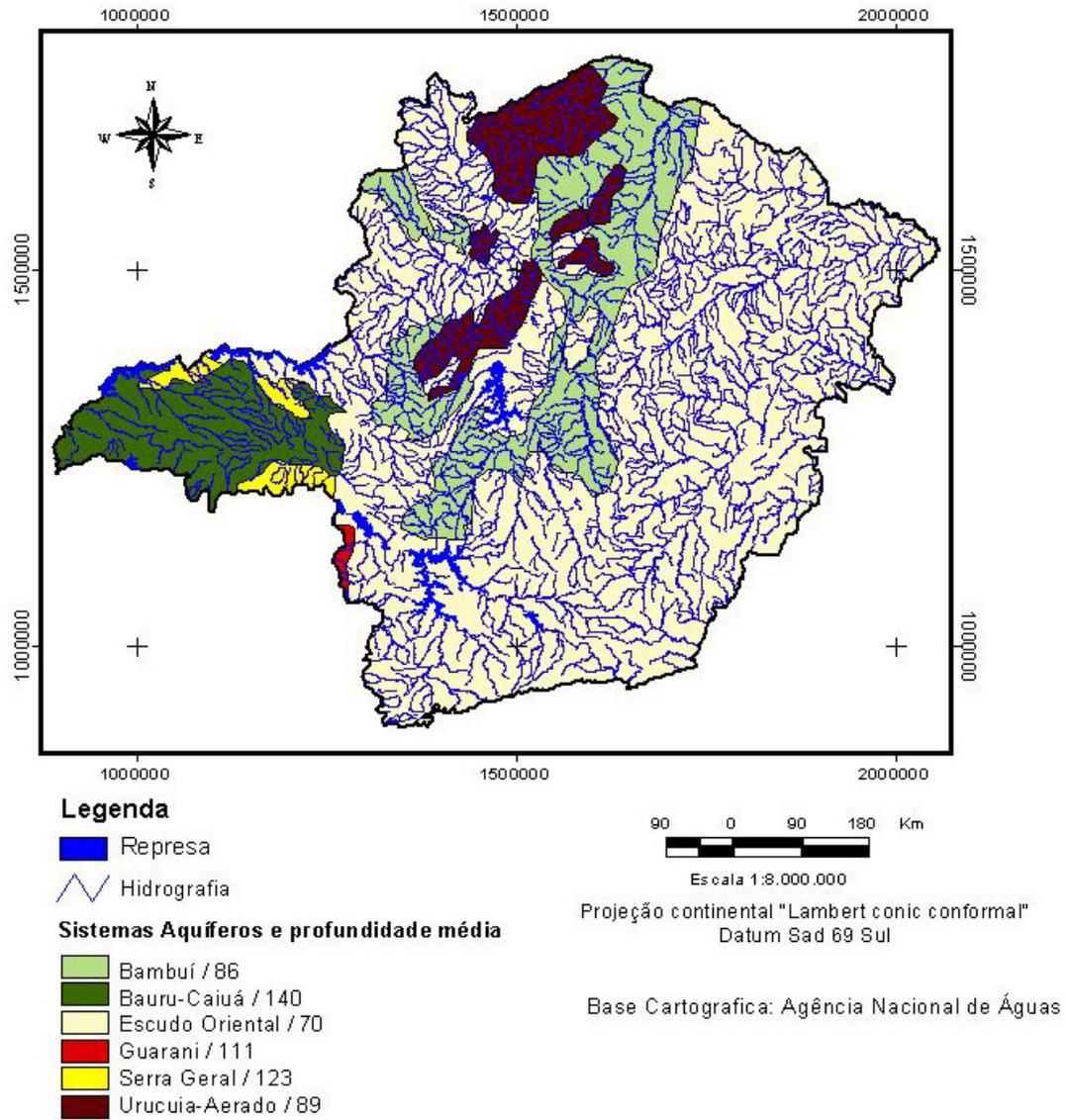


Figura 4 – Principais sistemas aquíferos de Minas Gerais

Fonte: Agência Nacional de Águas (ANA, 2004)

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 - Banco de dados

O trabalho foi desenvolvido a partir de dados secundários provenientes de diversos levantamentos de solos. Esses levantamentos foram realizados em diferentes escalas e níveis de detalhes, tendo origem em diversas fontes, conforme pode ser encontrado nas referências bibliográficas desse trabalho.

Foram selecionados 329 perfis para o banco de dados com as variáveis determinantes do índice de vulnerabilidade. Essas variáveis são: (1) profundidade dos solos, (2) teor de argila, (3) CTC, (4) pH, (5) carbono orgânico, (6) teor de óxidos de ferro e (7) teor de óxidos de alumínio. Foram utilizados dados referentes aos horizontes: superficial (A) e subsuperficial (B ou horizonte seqüencial ao A).

Foram extraídas as variáveis de interesse, retiradas as médias para os horizontes superficiais e subsuperficiais dos perfis representativos das classes de solos encontradas, corrigidas e adaptadas para formato compatível à entrada no Arcview GIS 3.3a, software utilizado para a produção dos mapas.

3.2 – Índice de vulnerabilidade dos solos do estado de Minas Gerais à contaminação por metais pesados e mapeamento

Nessa etapa do projeto foi realizada uma segunda aproximação do mapa de vulnerabilidade de solos à contaminação por metais pesados para o estado de Minas Gerais proposto por LIMA & DE MORAES (2004). As diferenças com relação à primeira aproximação foram: (1) a maior quantidade de perfis armazenados no banco de dados e utilizados para definição da vulnerabilidade, dando mais confiabilidade nos

resultados e (2) em caso de ausência de horizontes subsuperficiais, como no caso de solos com A sobre rocha (alguns Neossolos Litólicos) o cálculo para esse horizonte foi realizado considerando valores máximos do peso x conforme Quadro 3.

O índice de vulnerabilidade proposto segue a linha de raciocínio de diversos outros trabalhos na área e publicados nos anais do workshop denominado “Mapping of soil and terrain vulnerability to specified chemical compounds in europe at a scale of 1:5 M”. As variáveis escolhidas resultaram de pesquisas nesses anais e também de trabalhos relacionados à dinâmica de metais pesados em solos tropicais como SANTOS (2001) e SOARES (2005). Já as importâncias (pesos) atribuídas a cada uma delas foram alteradas tentando assim refletir a maior ou menor atuação da variável na retenção desses elementos.

O índice de vulnerabilidade proposto nesse trabalho é calculado pela equação abaixo:

$$V_s = \sum_{i=1, j=1}^n [(x_i \cdot y_i) + (x_j \cdot y_j)]$$

Sendo:

- x o valor de 1 a 5 representativo da vulnerabilidade obtida para a iésima e jésima variável da classe de solo analisada, conforme o Quadro 3;
- y a ponderação da iésima e jésima variável de acordo com sua importância relativa no processo de mobilização dos metais pesados, variando de 1 a 5 da maior para a menor mobilização conforme o Quadro 4;
- Vs o índice de vulnerabilidade da classe de solo em estudo;
- i a iésima variável referente ao horizonte superficial;
- j a jésima variável referente ao horizonte subsuperficial.

A variável x se refere ao índice de vulnerabilidade atribuído a cada variável, quando analisadas isoladamente. Assumiu-se que essa relação é representada pela estratificação dos valores, que por sua vez são encontrados nos levantamentos.

A distribuição dos pesos x e ponderações y foi definida por meio de opinião de especialistas conforme citado por FAO (1976) e DE LA ROSA & COMPRVOETS (1998).

Já a variável y representa uma análise qualitativa dos atributos. Ela leva em consideração a atuação dos atributos em um contexto mais amplo, como por exemplo, a

possibilidade de maior retenção, através formas de adsorções mais fortes (como ligações covalentes com os óxidos de ferro e alumínio) ou complexos orgânicos (com a matéria orgânica) em detrimento da possibilidade de formas de retenção mais fracas, como através da adsorção eletrostática (argilominerais). Ela também representa a possibilidade de haver maior ou menor atuação da variável no horizonte estudado, entre outros fatores.

Quadro 3: Valor de x e estratificação das variáveis

i e j		1	2	3	4	5	6	7
X	Classificação da vulnerabilidade	Prof solum (cm)	Arg (%TFSA)	pH	CTC (T) ⁺ coml.c.kg ⁻¹	C org. dag. kg ⁻¹	Al ₂ O ₃ * dag. kg ⁻¹	Fe ₂ O ₃ Dag. kg ⁻¹
5	Muito baixa	>300	>60	>7	>30	>6	>20	>27,5
4	Baixa	220-300	50-60	6-7	20-30	4,5-6	15-20	27,5-20
3	Média	140-220	30-50	5-6	10-20	3-4,5	10-15	20-12,5
2	Alta	50-140	15-30	4-5	5-10	1,5-3	5-10	12,5-5
1	Muito Alta	<50	<15	<4	<5	<1,5	<5	<5

+ = Intencionava-se utilizar a CTC efetiva do solo para que fosse refletida a capacidade do complexo sortivo no pH natural dos solos, porém por falta desse dado e de outros que subsidiassem o seu cálculo em vários levantamentos optou-se pela utilização da CTC total (determinada a pH 7)

* = Al₂O₃ representado pela diferença deste com os óxidos de silício (sílica) como indicativo da real proporção de óxidos de alumínio que atuam na retenção de metais pesados por meio de adsorção específica. Assumiu-se, portanto, que primeiramente os óxidos de alumínio juntamente com os de silício formarão os argilominerais silicatados e somente a porção restante atuará na retenção dos metais por meio da adsorção específica.

Quadro 4: Valores da ponderação y

i e j	1	2	3	4	5	6	7
Variável	Prof (cm)	Arg (%TFSA)	pH	CTC (T) coml.c.kg ⁻¹	C org. dag. kg ⁻¹	Al ₂ O ₃ dag. kg ⁻¹	Fe ₂ O ₃ dag. kg ⁻¹
Y sup.	3	4	3	3	5	3	4
Y sub.	3	4	3	4	1	4	5

Não foram utilizadas variáveis referentes aos materiais de origem e teores naturais de metais pesados nos solos, apesar de vários trabalhos indicarem que a ocorrência desses elementos é maior em solos originados de rochas máficas (TILLER, 1989). Optou-se pelo trabalho com esses dados apenas quando os teores naturais de metais pesados em solos mineiros efetivamente estiverem disponíveis.

Os valores de Vs a fim de se obter as estratificações e classificação final da vulnerabilidade foram obtidos partindo do princípio que:

- ✓ Todos os valores de $x = 4$ a todos os valores de $x = 5$, ponderados pelos pesos y conforme o quadro 3, foram classificados como vulnerabilidade Muito baixa;
- ✓ Todos os valores de $x = 3$ a todos os valores de $x = 4$, ponderados pelos pesos y conforme o quadro 3, foram classificados como vulnerabilidade Baixa;
- ✓ Todos os valores de $x = 2$ a todos os valores de $x = 3$, ponderados pelos pesos y conforme o quadro 3, foram classificados como vulnerabilidade Média;
- ✓ Todos os valores de $x = 1$ a todos os valores de $x = 2$, ponderados pelos pesos y conforme o quadro 3, foram classificados como vulnerabilidade Alta;

Dessa forma, tem-se que as faixas de valores de V_s , suas respectivas classificações e padronização de cores para o mapeamento, como dispostos no Quadro 5.

Quadro 5 – Estratificação de V_s , classificação e padronização das cores utilizadas para o mapeamento

Estratificação de V_s	Classificação	Padronização de cores
49-98	Alta	
98-147	Média	
147-196	Baixa	
196-245	Muito baixa	

O cálculo do índice de vulnerabilidade foi realizado por perfil utilizando o auxílio de planilhas do Microsoft Excel. Depois de calculados os índices, os perfis foram localizados no mapa base de solos, adaptado de AMARAL (1993), por meio de informações contidas nos levantamentos de solos ou de dados já georreferenciados.

Depois de localizados os perfis no mapa base de solos, os índices anteriormente calculados foram extrapolados para manchas de solos similares, buscando sempre atribuir os valores por proximidade e similaridade dos fatores de intemperismo como material de origem, fatores climáticos e relevo.

3.3 – Mapeamento da vulnerabilidade dos principais sistemas aquíferos do estado de Minas Gerais à contaminação por metais pesados

Faixas de valores das variáveis no índice DRASTIC são classificadas de 1 a 10 da menor para maior vulnerabilidade e depois multiplicadas pelos pesos que representam a importância da variável em questão variando de 1 a 5. O índice de vulnerabilidade de aquíferos DRASTIC tradicional leva em consideração as seguintes variáveis:

- profundidade da zona não saturada
- recarga líquida
- geologia do aquífero
- tipo de solo
- topografia
- impacto da zona não saturada (zona vadosa)
- condutividade hidráulica

PISCOPO (2001) propôs algumas alterações para deixá-lo mais acessível ao uso. Essas alterações consistem basicamente na incorporação da variável permeabilidade do solo no cálculo da recarga e do impacto da zona não saturada, além do uso dela como os valores do tipo de solo, eliminando assim a necessidade de dados de condutividade hidráulica.

Nesse trabalho, ainda está sendo proposto o mapeamento de vulnerabilidade à contaminantes específicos para os sistemas aquíferos por meio da incorporação dos dados de vulnerabilidade dos solos à contaminação por esses contaminantes no modelo.

Foi utilizado, portanto, o método proposto por PISCOPO (2001) adaptado de ALLER et al. (1987) e modificado para incorporação das informações referentes à vulnerabilidade dos solos à contaminação por metais pesados.

Para que os procedimentos necessários fossem realizados foram necessários a princípio então os seguintes mapas:

- modelo digital de elevação do estado obtido a partir de imagens SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) (NASA, 2006);
- mapa geológico de Minas Gerais escala 1:1.000.000 (CPRM, 2004);
- mapa de vulnerabilidade de solos obtido na escala 1:1.000.000 item 3.2;
- mapa de estimativa da permeabilidade dos solos na escala 1:1.000.000;

- mapa de precipitação média anual do estado na escala 1:3.000.000 (GEOMINAS, 2003).

O primeiro passo consistiu na obtenção da profundidade dos aquíferos do estado. Primeiramente optou-se por definir a profundidade dos aquíferos por meio de interpolação dos dados de extração de água por meio de poços registrados (CPRM, 2006). Porém, isso não foi possível uma vez que existe uma grande lacuna de dados nos sistemas aquíferos Escudo-Oriental, Serra Geral, Bauru-Cauiá e Urucuaia-Aerado. O único sistema aquífero com quantidade de poços registrados razoáveis para tal análise foi o Bambuí. Optou-se então por utilizar-se a profundidade dos solos bem como seu posicionamento na paisagem como indicativo da profundidade dos aquíferos. Essas informações podem ser retiradas das definições da maioria das classes de solos segundo EMBRAPA (2006). GOMES et al. (2002) utilizou artifício similar para definição da vulnerabilidade de parte do aquífero Guarani no estado de São Paulo.

Os índices utilizados para caracterização da variável profundidade da zona não saturada é mostrado no quadro 6.

Quadro 6 – Reclassificação das faixas de profundidade média e fatores utilizados para cálculo do índice final DRASTIC

Classes de solos	Fator
NEOSSOLOS FLÚVICOS e GLEISSOLOS	10
CAMBISSOLOS	4
ARGISSOLOS, NITOSSOLOS	2
LATOSSOLOS, NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS e NEOSSOLOS LITÓLICOS*	1

*NEOSSOLOS LITÓLICOS foram classificados, em relação aos aquíferos, como muito profundos, uma vez que ocorrem em posições elevadas da paisagem e em terrenos altamente declivosos.

É importante lembrar que as faixas da variável profundidade para o índice DRASTIC para avaliação da vulnerabilidade local são diferentes. Nesse trabalho as profundidades estimadas foram utilizadas, como indicadas no quadro 6. As faixas de

profundidade para avaliação da vulnerabilidade de aquíferos localmente são indicadas por PISCOPO (2001) e são mostradas no quadro 7.

O mapa de profundidade da zona não saturada, assim como os outros mapas tiveram suas coordenadas ajustadas para metros (South America Datum, 1969 sul) e foram projetadas utilizando a projeção geográfica continental Lambert Conic Conformal usando o ArcGIS 9. Além disso, todos os mapas utilizados foram convertidos para GRIDS com células de 250x250 m utilizando-se o ArcView GIS 3.3 com a finalidade de permitir o cruzamento de informações para que o mapa final de vulnerabilidade fosse obtido.

Segundo a proposta de PISCOPO (2001) a recarga líquida dos aquíferos deve ser gerada com base na equação abaixo:

Valor da recarga = declividade do terreno + precipitação + permeabilidade dos solos

Passou-se então a providenciar os GRIDS correspondentes a essas variáveis. A declividade do terreno foi gerada a partir do modelo digital de elevação STRM utilizando-se a ferramenta Spatial Analyst.

O GRID obtido foi reclassificado conforme o quadro 8 como componente do mapa de recarga e conforme o quadro 9 como classificação parte do índice DRASTIC.

Já o GRID de precipitação total anual também foi reclassificado conforme mostrado no quadro 10.

Quadro 7 – Faixas originais de profundidade das águas subterrâneas do índice DRASTIC para avaliação local

Faixas da profundidade (m)	Fator
<5	10
5-10	8
10-15	4
15-20	2
> 20	1

Quadro 8 – Reclassificação das faixas de declividade e fatores utilizados para cálculo da recarga dos aquíferos

Faixas (%)	Fator
< 2	4
2-10	3
10-33	2
> 33	1

Quadro 9 – Reclassificação das faixas de declividade e fatores utilizados para cálculo do índice final DRASTIC

Faixas (%)	Fator
< 2	10
2-10	8
10-20	5
20-33	2
> 33	1

Quadro 10 – Reclassificação das faixas de precipitação e fatores utilizados para cálculo da recarga dos aquíferos

Faixas (mm anuais)	Fator
>1500	4
1200-1500	3
1000-1200	2
< 1000	1

O mapa de permeabilidade dos solos foi obtido a partir de uma mescla de dois métodos disponíveis na literatura. Para os solos com maior grau de intemperismo foi utilizado o método desenvolvido por GOMES et al. (2002). Os solos nos quais esse método foi aplicado são os Latossolos, Argissolos e Nitossolos. Já para os solos com grau de intemperismo menos intenso foi aplicada o método proposto por USDA (2007). Julgou-se que os NEOSSOLOS LITÓLICOS não se enquadrariam em nenhuma dessas chaves de classificação. Esses solos foram considerados como solos de permeabilidade muito baixa devido à sua ocorrência em relevos muito acidentados, onde o escoamento superficial predomina sobre a infiltração.

A razão de se usar os dois métodos pode ser resumida no comportamento diferenciado com relação à infiltração de solos muito intemperizados. Esses solos apesar de muito argilosos têm na estrutura muito bem desenvolvida o principal fator de elevação na permeabilidade da água no solo, apresentando potencial de infiltração semelhante a solos arenosos.

As chaves de permeabilidade e de determinação da condutividade hidráulica da zona não saturada propostas por USDA (2007) só levam em consideração a textura, desconsiderando assim o efeito da estrutura no escoamento da água pelo solo.

Os critérios utilizados para estimar a condutividade hidráulica estão mostrados nos quadros 11 e 12.

Após somados os GRIDS, um GRID de recarga foi obtido. O valor mínimo obtido para recarga dos aquíferos foi 3 e o valor máximo foi 13. O GRID de recarga foi então reclassificado de acordo com PISCOPO (2001), como mostrado no quadro 14.

O GRID de permeabilidade dos solos foi então reclassificado conforme o quadro 13.

Para a variável material do aquífero, nesse trabalho, apenas a possibilidade de infiltração do contaminante por meio da litologia do aquífero foi considerado uma vez que a capacidade de atenuação dos metais pesados pelo solo foram considerados na forma do mapa de vulnerabilidade de solos à contaminação por esses elementos, que por sua vez foi usado para determinação da variável tipo de solo e influência da zona vadosa.

O mapa de geologia do Brasil CPRM (2004) definido para os limites de Minas Gerais foi usado como o mapa de geologia dos aquíferos. A legenda foi simplificada para fins de utilização prática no mapeamento. A classificação é modificada de ALLER et al.

(1987), procurando-se representar as condições de epimorfismo intensas nos quais a maioria desses meios geológicos estão inseridos. Por consequência, a importância acentuada do saprolito em detrimento à rocha inalterada procurou ser ressaltada.

As principais exposições de rochas em Minas Gerais, assim como no Brasil estão relacionadas ao Pré-Cambriano (Arqueanas e Proterozóicas) e às Bacias sedimentares. As rochas Pré-Cambrianas, as quais passaram por diversos ciclos de metamorfismo, constituem o chamado Escudo Brasileiro ou Embasamento Cristalino. São constituídas de especialmente granitos e gnaisses com intrusões de efusões magmáticas expostos a vários ciclos metamórficos e tectônicos, além de um grande período em condições de epimorfismo intensas (clima tropical úmido). Tudo isso provocou fraturamento intenso dessas rochas. Tal fraturamento faz com que essas rochas sejam classificadas como de elevada permeabilidade.

O sistema aquífero Bambuí é constituído principalmente por rochas pelíticas e metapelíticas de menor permeabilidade (índices DRASTIC baixos), além de calcários cársticos de elevada permeabilidade (maiores índices DRASTIC entre todos). São sedimentos datados do Proterozóico Superior (Pré-Cambriano), correspondendo ao último metamorfismo brasileiro (BRAUN et al., 1990).

Os arenitos, dos Sistemas Urucuaia-Aerado e Bauru-Caiuá, são datados do Mesozóico, e receberam índice DRASTIC intermediário. Já o sistema aquífero Serra-Geral é constituído de basaltos extremamente fraturados também do Mesozóico, recebendo índices elevados. É dessa era também a ocorrência dos Tufos e Tufitos, além de outras rochas básicas e ultrabásicas que receberam elevados índices.

As formações de Quartzitos associadas a relevos acidentados como a Serra do Espinhaço, Quadrilátero Ferrífero, entre outras receberam índices DRASTIC baixos, pela predominância do escoamento superficial em detrimento da infiltração.

Formações ferríferas, de ocorrência principal no Quadrilátero Ferrífero e frequentemente associadas a ambientes fraturados graças ao grande tectonismo que estiveram expostas também receberam índices DRASTIC elevados.

Os sedimentos inconsolidados de ocorrência principal na porção norte do estado são referentes a cenozóico e receberam índices DRASTIC elevados também. Juntamente a esses sedimentos ocorrem arenitos da formação Urucuaia-Aerado que receberam fatores intermediários do índice DRASTIC.

Quadro 11 – Chave de classificação da condutividade hidráulica para solos muito intemperizados

Classe de solo	Textura	Estrutura	Estabilidade de agregados	Profundidade do solum	Condutividade Hidráulica
LATOSSOLOS VERMELHOS	Argilosa	Blocos sub-angulares	Estável	Profundo	Alta
	Argilo-Arenosa	Granular	Pouco-estável	Profundo	Média
	Arenosa	Granular	Pouco-estável	Profundo	Média
LATOSSOLOS VERMELHOS-AMARELOS	Argilosa	Blocos sub-angulares	Estável	Profundo	Alta
	Argilo-Arenosa	Granular	Pouco-estável	Profundo	Média/Alta
	Arenosa	Granular	Instável	Profundo	Alta
LATOSSOLOS AMARELOS	Argilosa	Blocos sub-angulares	Estável	Profundo	Média
	Argilo-Arenosa	Blocos sub-angulares	Estável	Profundo	Média
	Arenosa	Blocos sub-angulares	Estável	Profundo	Média
NITOSSOLOS VERMELHOS	Argilosa	Blocos angulares	Estável	Relativamente pouco profundo	Alta
ARGISSOLOS VERMELHOS	Argilosa	Blocos sub-angulares	Estável	Pouco profundo	Média
	Argilo-Arenosa	Blocos sub-angulares	Estável	Pouco profundo	Média
ARGISSOLOS VERMELHOS-AMARELOS	Argilosa	Blocos sub-angulares	Estável	Pouco profundo	Média
	Argilo-Arenosa	Blocos sub-angulares	Estável	Pouco profundo	Média/Baixa
	Arenosa	Blocos sub-angulares	Estável	Pouco profundo	Média/Baixa
ARGISSOLOS AMARELOS	Argilosa	Blocos sub-angulares	Estável	Pouco profundo	Média

Fonte: Adaptado de GOMES et al. (2002)

Quadro 12 - Chave de classificação da condutividade hidráulica para solos menos intemperizados

Textura	Condutividade hidráulica
Arenosa	Rápida
Média	Moderadamente rápida
Siltosa	Moderada
Argilosa	Baixa
Muito argilosa	Muito baixa
Horizonte Nátrico, fragipã e ortistein	Praticamente impermeável

Fonte: Adaptado de USDA (2007)

Quadro 13 – Reclassificação das faixas de permeabilidade e fatores utilizados para cálculo da recarga dos sistemas aquíferos

Faixas	Fator
Rápida	5
Moderadamente rápida	4
Moderada	3
Baixa	2
Muito baixa e praticamente impermeável	1

Fonte: PISCOPO (2001)

Quadro 14 – Classificação para cálculo do índice DRASTIC da variável recarga

Faixas	Classificação
11-13	10
9-11	8
7-9	5
5-7	3
3-5	1

Fonte: PISCOPO (2001)

Quadro 15 – Classificação para cálculo do índice DRASTIC da variável meio do aquífero

Litologia	Classificação
Cársticas	10
Metamórficas/Ígneas ácidas, Rochas básicas e ultrabásicas	9
Sedimentos inconsolidados, Conglomerados e Formações Ferríferas	8
Arenitos e Xistos	6
Argilitos/Siltitos	3
Metassedimentos e Quartzitos	1

Fonte: Adaptado de ALLER et al. (1987)

A variável tipo de solo é normalmente analisada a partir da permeabilidade deles. Solos mais permeáveis recebem índices maiores e solos menos permeáveis recebem índices menores. Normalmente solos muito intemperizados, típicos de regiões tropicais úmidas, a permeabilidade se torna menos importante que a reatividade. Nesse trabalho está sendo proposta então uma mudança nessa variável. Como a proposta é que se calcule um índice de vulnerabilidade de aquíferos à contaminação por metais pesados, essa variável será analisada em função da vulnerabilidade dos solos à contaminação por tais elementos, que visa representar a reatividade do mesmo frente a esses elementos.

Dessa forma, o mapa de vulnerabilidade de solos já convertido pra GRID foi reclassificado como mostrado no quadro 16.

Quadro 16 – Classificação para cálculo do índice DRASTIC da variável tipo de solo

Vulnerabilidade	Classificação
Alta	10
Média	8
Baixa	4
Muito baixa	1

A variável impacto da zona não saturada corresponde às características dessas que possam contribuir para impactar o aquífero analisado. Utilizou-se um método composto para determinação dessa variável. Esse método foi proposto por PISCOPO (2001) e a equação correspondente ao impacto da zona não saturada é mostrada abaixo.

Impacto da zona não saturada = Permeabilidade do solo + Profundidade de ocorrência da água

Foi acrescentada a essa equação a vulnerabilidade dos solos à contaminação por metais pesados, pois ela é a medida do poder de retenção dos metais pesados disponíveis para tal trabalho. Dessa forma, a equação fica:

Impacto da zona não saturada = Permeabilidade do solo + Profundidade de ocorrência da água + Vulnerabilidade dos solos

Os fatores de permeabilidade dos solos utilizados já foram mostrados no quadro 13 e os da vulnerabilidade dos solos e da profundidade média do sistema aquífero serão mostrados nos quadros 17 e 18.

O valor mínimo da equação foi 3 e o valor máximo foi 14. As faixas e suas respectivas classificações estão mostradas no quadro 19. Esses valores de classificação é que foram utilizados na confecção do mapa (GRID) da variável impacto da zona vadosa.

Quadro 17 – Fator vulnerabilidade dos solos para cálculo da variável impacto da zona vadosa

Vulnerabilidade	Classificação
Alta	4
Média	3
Baixa	2
Muito baixa	1

A condutividade hidráulica do meio aquífero não foi utilizado por falta de dados. Os GRIDs foram então multiplicados por seus respectivos pesos. Foram assumidos os pesos para cálculo da vulnerabilidade dos aquíferos a pesticidas conforme ALLER et al. (1987). Isso porque entende-se que o comportamento de mobilização dos metais pesados devem ser similares a alguns agroquímicos e os pesos foram analisados e julgados pertinentes para tal trabalho. Dessa forma, os pesos utilizados são mostrados no quadro 20.

Quadro 18 – Fator profundidade média dos sistemas aquíferos para cálculo da variável impacto da zona vadosa

Faixas da profundidade média (m)	Fator
NEOSSOLOS FLÚVICOS e GLEISSOLOS	5
CAMBISSOLOS	3
ARGISSOLOS, NITOSSOLOS	2
LATOSSOLOS, NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS e NEOSSOLOS LITÓLICOS	1

Quadro 19 – Faixas de valores e classificação da variável impacto da zona não saturada utilizada para cálculo do índice final DRASTIC

Faixas do impacto da zona não saturada	Fator
12-14	10
9-12	8
7-9	5
5-7	3
2-3	1

Fonte: Adaptado de PISCOPO (2001)

Os GRIDs já multiplicados foram então somados e o resultado final separado em classes utilizando-se a opção classify do ArcView GIS, utilizando-se o método Quantile. A vulnerabilidade foi classificada em: Alta, Moderadamente alta, Moderada, Baixa e Muito Baixa. As faixas e a classificação estão dispostos no quadro 21.

As cores convencionadas para o mapeamento estão dispostos no quadro 22.

Quadro 20 – Pesos utilizados para o cálculo do DRASTIC

Parâmetros DRASTIC	DRASTIC metais pesados
(d)- Profundidade da zona não-saturada do solo	5
(r)- Recarga profunda de aquíferos	4
(a)- Material do aquífero	3
(s)- Tipo de solo	5
(t)- Topografia	3
(i)- Influência da zona não-saturada	4

Quadro 21 – Faixas e classificação do índice final do DRASTIC modificado.

Faixas	Classificação
28-133	Alta
134-150	Moderadamente alta
151-166	Moderada
167-180	Baixa
181-242	Muito baixa

Quadro 22 – Convenções de cores

Faixas	Classificação
	Alta
	Moderadamente alta
	Moderada
	Baixa
	Muito baixa

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 - Banco de dados

O banco de dados construído até o momento contém 329 perfis registrados com informações referentes às variáveis determinantes do índice de vulnerabilidade. Essas variáveis são: (1) profundidade dos solos, (2) teor de argila, (3) CTC, (4) pH, (5) carbono orgânico, (6) teor de óxidos de ferro e (7) teor de óxidos de alumínio. Foram utilizados dados referentes aos horizontes: superficial (A ou similar) e subsuperficial (B ou horizonte seqüencial ao A). Além dessas informações, algumas outras referentes à localização, textura, CTC efetiva, soma de bases, saturação de bases, atividade das argilas, entre outras que futuramente possam vir a ser utilizadas futuramente, pois ainda se encontram em quantidade não satisfatória para o uso atual, também compõem o banco. As figuras 6 e 7 mostram partes do banco de dados construído.

Os dados para fins de análise nos softwares de Sistemas de Informações Geográficas necessitam de serem adaptados e convertidos para outros formatos como dbase IV e txt, formatos de entrada do ArcView.

Percebeu-se que a grande maioria dos dados disponíveis não estão georreferenciados, uma vez que os relatórios de levantamentos datam das décadas de 1960, 1970 e 1980. Esse fato dificulta extremamente a condução e a exatidão dos trabalhos realizados, fazendo-se necessário novos levantamentos de solos que disponibilizem tais georreferenciamentos.

Microsoft Excel - BD

Arquivo Editar Exibir Inserir Formatar Ferramentas Dados Janela Ajuda

Localização

Lado direito da estrada Aguas Vermelhas - Campo Grande, a 16 Km de Aguas Vermelhas. Municipio de Aguas Vermelhas

Estrada da Ruralminas que liga Monte Azul a Colonia do Jaiba. Localiza-se a 74,5 Km de Monte Azul e 11,6 apos o Rio Gorutuba. Municipio de Monte Azul

Serra do Gorutuba. Acesso via Fazenda Agua Clara e Vereda do Jundia e Vereda do Monte Azul

Estrada da Ruralminas que liga Monte Azul a Colonia do Jaiba. O perfil dista 51,4 Km de de Monte Azul. No municipio de Monte Azul.

Lado esquerdo da estrada Francisco sa - Grao Mogol. A11Km de Francisco sa. Municipio de Grao Mogol.

Estrada Espinosa - Mamonas - Serra Central. Localizado na serra central, a 13,5 Km de Mamonas. Municipio de Monte Azul

Lado direito da estrada Montalvania - Brasilia. Distante 114 Km da primeira e 7,5 Km antes de Lagoa da Pedra. Municipio de Januaria.

Lado direito da estrada ou parte da antiga estrada pirapora - Corinto. Em direcao ao Rio Sao Francisco. A 6 Km daquela. Municipio de Pirapora.

Serra do Gorutuba, acesso via Fazenda Agua Clara e Vereda do Jundia. Municipio do Monte Azul

Fazenda Viveiro, atualmente UNIAGRO, a 6 Km de Pirapora. Municipio de pirapora

Lado direito da estrada Coracao de Jesus - Brasilia de Minas. A 8 Km de coracao de Jesus. Municipio de Coracao de Jesus.

Margem direita da estrada Vargem Bonita - Lagoa das Pedras. Distante 3 Km da primeira, municipio de Januaria.

Estrada Januaria - Serra das Araras, 11 Km depois de Tijuco e 11 Km antes da Cachoeira dos Pandeiros

Lado direito da estrada Guicui - Lagoa dos Patos, a 20 Km do Rio Jequitai. Municipio da Varzea da Palma

Estrada que liga a Fazenda pau de Colher (MG) a Fazenda Barra (BA) e que tem seu inicio no KM 38 na estrada Itimirim Matias Cardoso, perfil localizado a aproximac

Estrada que parte do Km 8,5 da Rodovia Mato Verde - Monte Azul para o distrito de Catuti. O perfil localiza-se 6,5 Km antes de catuti. Municipio de Mato Verde.

Lado esquerdo da estrada que liga a BR - 365 a Ibiai, a 20 Km do Km 132 dessa BR. Municipio de Pirapora Francisco sa - Grao Mogol. A11Km de Francisco As. Muni

Figura 6 – Banco de dados mostrando a localização dos perfis

Microsoft Excel - BD

Arquivo Editar Exibir Inserir Formatar Ferramentas Dados Janela Ajuda

Médias

Perfil bd	Perfis	Classe	Horizontes	Prof (cm)	Arg (%TF)	pH agua	S+Al+H	Org %	Al2O3	Fe2O3	Drenagem	CTC efetiva	V(%)
280	138	2 CXd	A	0-10	39	5,49	9,3	4,56	12,80	9,20	Bem drenado	3,68	35,5
281			B	110	42	5,65	3,55	1,23	16,10	11,50	Bem drenado	1,25	32,4
282	139	3 PVAd	A	0-35	43	4,97	6,64	3,33	-1,9	8,4	Bem drenado	1,78	9,6
283			B	120+	60,33	5,33	3,07	0,95	-1,96667	13,43333		0,55	4,77
284	140	4 LVAd	A	0-20	64	4,53	8,25	4,81	2,30	7,60	Bem drenado	2,25	3
285			B	200+	65,7	4,97	3,39	1,27	2,10	3,90		0,44	2,13
286	141	5 LVAd	A	0-140	57,75	4,6325	8,445	3,635	2,30	7,60	Bem drenado	2,25	9,325
287			B	140-160+	63,5	4,92	2,99	1,03	2,10	3,90		0,53	4,7
288	142	6 PVAd	A	0-20	40	6,06	10,59	4,39	-1,9	8,4	moderado	7,39	69,8
289			B	120+	56	6,72	4,423333	1,55	-1,96667	13,43333		3,056667	70,76667
290	143	7 LVAd	A	0-13	66	4,55	11,2	2,69	2,30	7,60	Bem drenado	7,63	4,5
291			B	170+	68,25	4,975	4,41	0,77	2,10	3,90		0,395	2,5
292	144	8 PVAd	A	0-18	65	5,2	12,57	2,9	-1,9	8,4	Bem drenado	3,15	23
293			B	100+	72,33333	5,433333	4,953333	1,083333	-1,96667	13,43333		0,96	18
294	145	9 PVAd	A	0-17	52	5,3	5,09		-1,9	8,4	Moderadamente drenado	2,29	41
295			B	86+	57,66667	5,4	3,26		-1,96667	13,43333		1,66	48,66667
296	146	10 PVAd	A	0-48	36,33333	5,733333	6,166667	2,903333	-1,9	8,4	Bem drenado	3,633333	57,93333
297			B	140+	58,25	5,7925	3,655	1,09	-1,96667	13,43333		2,805	78,275
298	147	11 PVAd	A	0-13	31,5	5,67	8,125	5,1	-1,9	8,4	Bem drenado	5,425	66,8
299			B	110+	45,5	5,975	3,3125	1,09	-1,96667	13,43333		3,1625	95,75
300													
301	148	1 LVAd	A								Acentuadamente drenado		
302			B	140+	64	4,5	2,9	0,55	3,5	8,7		0,3	
303	149	2 GPH	A	0-20	40	4,7	23	1,47	-2,5	5,1	Mal drenado	16,8	
304			Cg	60-100	72	4,9	9,7	1,94	-5,5	5		0	
305		3 NF	A	0-20	43	6,1	12,6	2	-0,1	6,4	Imperfeitamente drenado	8,4	
306			C	60-80	39	5	8,8	0,92	-1,8	4,7		3,6	
307	150	4 LVd	A	0-20	73	5,1	8,9	1,98	10,7	10,8	Acentuadamente drenado	1,8	
308			B	120+	77	5,3	4,2	0,84	11,9	12,8		0,2	
309	151	5 LVd	A	0-20	59	4,4	12,3	2,08	0,6	10,3	Acentuadamente drenado	3,5	
310			B	140+	55	4,8	2,5	0,25	1,3	1,2		0,8	

Figura 7 – Banco de dados mostrando características químicas e físicas registradas

4.2 – Mapeamento da vulnerabilidade dos solos do estado de Minas Gerais à contaminação por metais pesados

O mapa de vulnerabilidade dos solos à contaminação por metais pesados é mostrado na figura 8 e seus resultados estão dispostos nos quadros 23 e 24. A escala de publicação máxima do mapa é 1:1.000.000.

Utilizando-se do conceito de “Bombas relógios químicas” de STIGLIANNI (1991), o alvo a ser atingido pelo explosivo (metais pesados) são as águas subterrâneas e a cadeia trófica. Também é importante lembrar que o mapa é referente ao grupo dos elementos denominado metais pesados, que têm sua mobilidade fortemente controlada pelas características dos solos utilizadas para cálculo do índice em condições tropicais. Exemplos desses metais são Ni^{2+} , Cu^{2+} , Cd^{2+} , Cr^{3+} , Zn^{2+} , e Pb^{2+} . Portanto, para a produção do mapa de vulnerabilidade não levou-se em consideração aspectos relacionados à competição entre metais em casos de contaminação por mais de um desses elementos. Também não é aconselhado o uso de tal mapa para metais pesados que apresentam características diferenciadas como As^- , Cr^{6+} e Hg^{2+} .

O mapa produzido possui escala 1:1.000.000. Essa escala preconiza do uso do mapa para ações regionais. Para utilização de tais mapas de vulnerabilidade para fins de definição de melhores áreas para implantação de empreendimentos estudos locais devem ser realizados. O objetivo de tais estudos é a construção de cartas de vulnerabilidade com escalas maiores, 1:5.000, 1:10.000, entre outras que permitam uma tomada de decisão segura, minimizando os riscos de contaminação do ambiente.

Fica claro então que as principais limitações para uso do mapa de vulnerabilidade produzido estão ligados à escala pouco detalhada. O mapa produzido pode ser utilizado para planejamento regional, nunca para planejamento local. Não obstante é necessário cautela no uso de tal mapa uma vez que trabalhos de campo para validação do mesmo ainda devem ser conduzidos e serão fruto da continuidade das pesquisas.

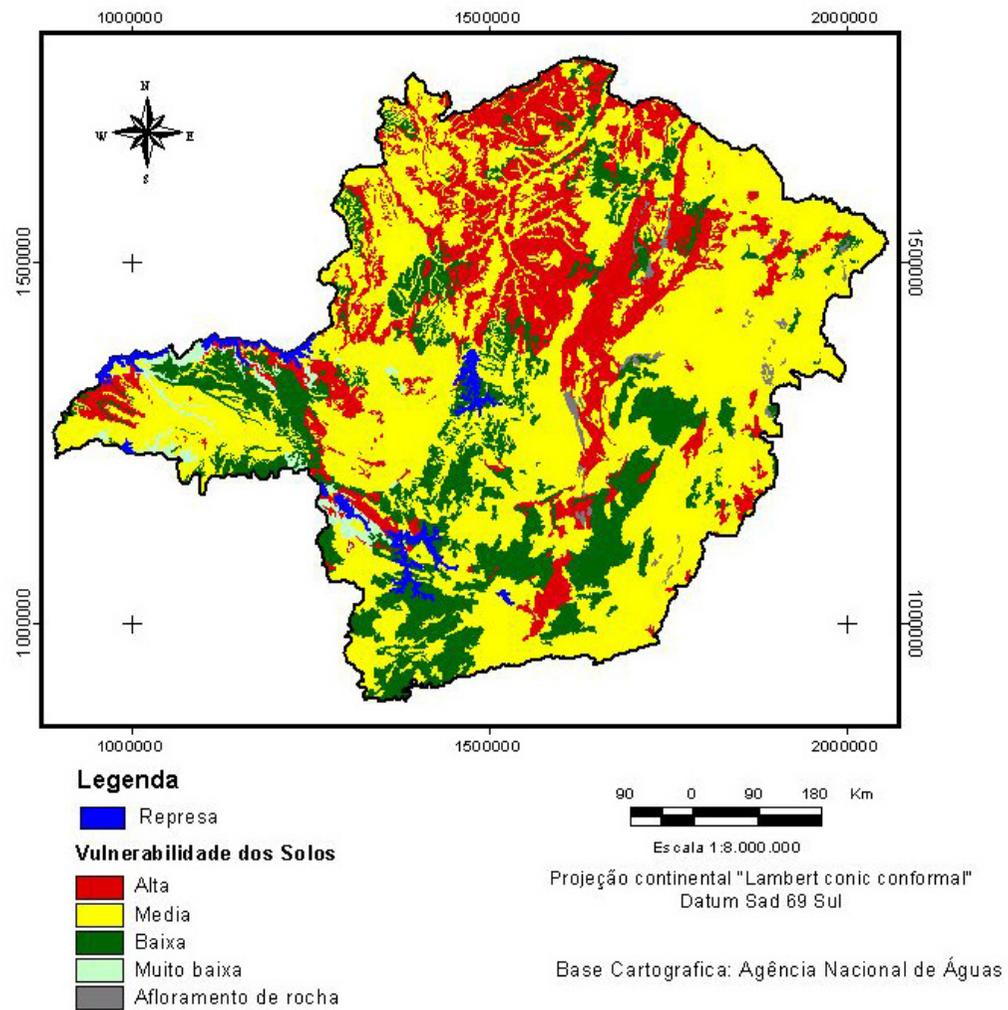


Figura 8 – Mapa de vulnerabilidade dos solos do estado de Minas Gerais à contaminação por metais pesados.

Quadro 23 – Ocupação em % da área total seca do estado das classes de vulnerabilidade

Classificação	Área ocupada (%)
Alta	23
Média	59
Baixa	15
Muito baixa	2
Total	100

É importante frisar que, se validado o índice e um trabalho em escala local for realizado, a classificação dos solos nas classes média, baixa e muito baixa, para deposição de resíduos, por exemplo, em aterros sanitários e industriais, ou para qualquer outro fim que possa vir a incorporar metais pesados aos solos, não implica na total impossibilidade de tal uso.

A diferença entre estas classes se dá basicamente pelo rigor das ações mitigadoras e no monitoramento dos possíveis impactos, além de maior rapidez nas ações corretivas em caso de aumento considerável no teor de metais nos solos, provocados por acidentes como rompimentos da camada de impermeabilização, etc. Sendo assim, as ações mitigadoras, corretivas e o monitoramento das áreas, destacando-se das águas subterrâneas, solos e culturas ali presentes, que possam vir a receber metais pesados por alguma fonte poluidora deve ser mais rigoroso para as áreas com vulnerabilidade média seguido pelas áreas com vulnerabilidade baixa e muito baixa.

Áreas classificadas como vulnerabilidade alta têm grande possibilidade de serem inaptas ao uso de atividades que possam incorporar metais pesados ao solo. Esses solos para serem classificados como vulnerabilidade alta apresentaram todas as variáveis selecionadas, quando analisadas isoladamente, se enquadrando entre vulnerabilidade alta e muito alta (ver quadro 3). Isso as torna inapta à usos como depósito de rejeitos ou resíduos, agricultura intensiva com grande utilização de agroquímicos contendo metais pesados, disposição de biossólidos provenientes de estação de tratamento de esgoto, etc. É importante lembrar que, apesar da baixa aptidão agrícola apresentada pela maioria dos solos assim classificados, têm se observado ultimamente o uso agrícola dos mesmos como os NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS, sobretudo no cerrado brasileiro com elevado uso de insumos químicos. Porém, a área de tais solos no estado de Minas

Gerais, principalmente na região norte ainda não apresenta um uso intensivo, sendo plausível e possível que melhores planejamentos dos usos desses solos sejam realizados.

As manchas de solo que apresentaram vulnerabilidade muito baixa estão situadas nas mesorregiões do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba, Sudoeste e Oeste de Minas. Essas manchas são constituídas principalmente por LATOSSOLOS VERMELHOS Distroféricos e Eutroféricos, antigos Latossolos Roxos, e de LATOSSOLOS VERMELHO Eutróficos e Distróficos no Sudoeste e Oeste de Minas. Os principais diferenciais destas manchas foram os teores elevados de óxidos de ferro e alumínio ali presentes, principalmente para os LATOSSOLOS VERMELHOS Distroféricos e Eutroféricos. No caso dos LATOSSOLOS VERMELHOS Eutróficos e Distróficos presença de teores relativamente altos de óxidos de ferro e alumínio associados a valores intermediários de pH e carbono orgânico, além de elevados teores de argila levou a esta classificação em algumas regiões próximas ou no topo da serra da Canastra.

Quadro 24 – Distribuição das classes de vulnerabilidade em % por solos classificados em subordem. LATOSSOLOS VERMELHOS foram classificados em nível de grandes grupos com a finalidade de mostrar o efeito dos maiores teores de Fe_2O_3 na classificação da vulnerabilidade.

Classes	Ocorrência	Alta	Média	Baixa	Muito baixa
	%				
ARGISSOLOS VERMELHO-AMARELOS	10,587	12,5	85	2,5	0
ARGISSOLOS VERMELHOS	10,376	10	88	2	0
CAMBISSOLOS HÁPLICOS	17,677	9,6	85,1	5,3	0
GLEISSOLOS HÁPLICOS	0,748	0	67,7	32,3	0
LATOSSOLOS AMARELOS	1,329	0	100	0	0
LATOSSOLOS VERMELHO-AMARELOS	25,187	9	54,4	36,6	0
LATOSSOLOS VERMELHOS	17,818	13,3	44,9	40,5	1,3
LATOSSOLOS VERMELHOS Eutro/Distroféricos	2,563	0	0	42,7	57,3
LATOSSOLOS VERMELHOS Perféricos	0,086	0	0	100	0
NEOSSOLOS FLÚVICOS	1,579	1,3	98,7	0	0
NEOSSOLOS LITÓLICOS	8,088	100	0	0	0
NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS	3,284	98,2	1,8	0	0
NITOSSOLOS VERMELHOS	0,018	0	0	100	0

As características que levaram à baixa vulnerabilidade destes solos, destacando-se os LATOSSOLOS VERMELHOS Eutroféricos e Distroféricos, estão ligados ao material originário máfico, derivados principalmente de basaltos, tufos e tufitos. É importante lembrar que, apesar da menor vulnerabilidade apresentada por esses solos, STEVENSON & COLE (1999), TILLER (1989) e OLIVEIRA et al. (2000) mostram que rochas básicas e ultrabásicas apresentam teores mais elevados de metais pesados. Apesar do grau de intemperismo acentuado desses solos indicar que menores teores de metais devam ser encontrados, são necessários estudos mais detalhados dos teores naturais desses elementos para que essa variável possa ser incorporada no índice provocando uma maior confiabilidade do mesmo.

Entre os LATOSSOLOS de vulnerabilidade baixa, especial destaque é dado aos LATOSSOLOS VERMELHO Perféricos e/ou Distroféricos (“solos ferríferos”) do Quadrilátero Ferrífero. Esses solos apresentaram valores de Vs bem próximos aos correspondentes a classe muito baixa e a principal justificativa são os altos teores de óxidos de ferro e alumínio.

As outras manchas de LATOSSOLOS apresentaram variações de graus de vulnerabilidade entre baixa e alta. A maior ou menor vulnerabilidade dos LATOSSOLOS foi determinada, sobretudo pelos teores de óxidos de ferro e alumínio e a textura, uma vez que a CTC, profundidade, carbono orgânico não se apresentaram muito variáveis. Valores mais altos de vulnerabilidades dos LATOSSOLOS foram registrados, principalmente nas regiões Norte, Noroeste e Jequitinhonha, apesar de também ocorrerem em algumas manchas em outras regiões, como por exemplo, o Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba. Destaca-se como possível justificativa desta situação a formação a partir de, sobretudo arenitos e gnaisses, além de condições climáticas caracterizadas por estações de seca, que interferiram de forma significativa no desenvolvimento destes solos. Nessas condições foram formados LATOSSOLOS textura média a arenosa, o que implica, entre outras coisas, em menor poder adsortivo.

Os NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS apresentaram praticamente todos os perfis analisados classificados como vulnerabilidade alta. Vários são os fatores que levaram a essa classificação, como baixos teores de argila, carbono orgânico, óxidos de ferro e alumínio, baixo pH e CTC.

Já os NEOSSOLOS LITÓLICOS apresentaram vulnerabilidade alta em sua totalidade. Parte desse resultado se deve à condicionante aplicada, onde assumiu-se que solos com A sobre rocha foram classificados como vulnerabilidade alta. Mesmo os

NEOSSOLOS LITÓLICOS que apresentaram horizonte C foram classificados como de vulnerabilidade alta devido à falta, muitas vezes, de um horizonte subsuperficial bem consolidado (A com C muito raso).

Os ARGISSOLOS apresentaram faixas variando, principalmente, entre média e alta. Algumas poucas manchas desses solos apresentaram vulnerabilidade baixa. As vulnerabilidades médias e altas podem ser associadas à presença de uma mineralogia próxima à dos LATOSSOLOS, porém com menor desenvolvimento pedogenético, provocando menores teores da fração oxídica e profundidade como exemplos.

Os CAMBISSOLOS abrangem uma grande gama de solos com diferentes características. Em geral eles foram classificados como vulnerabilidade média quando apresentavam características semelhantes aos LATOSSOLOS, o que provavelmente é conferido pela mineralogia latossólica de boa parte desses solos. CAMBISSOLOS típicos, com desenvolvimento incipiente, ocorrendo principalmente em relevos acentuados com material de origem resistente ao intemperismo como o Quartizito apresentaram vulnerabilidade alta.

Solos hidromórficos como GLEISSOLOS e NEOSSOLOS FLÚVICOS apresentaram predominância de vulnerabilidade média. Alguns GLEISSOLOS HÁPLICOS mais argilosos apresentaram vulnerabilidade baixa. É importante lembrar que a condição de hidromorfia pode causar a redução dos minerais de ferro liberando os metais adsorvidos especificamente. Portanto, melhor compreensão do comportamento desses solos deve acontecer.

Os NITOSSOLOS, destacando-se os NITOSSOLOS VERMELHO Eutroférico (antigas terras roxas) apresentaram vulnerabilidade baixa em sua totalidade. Os principais fatores responsáveis foram os elevados teores de óxidos de ferro e alumínio, uma vez que estes solos, assim como os LATOSSOLOS VERMELHO Eutroféricos e Distroféricos, são derivados de rochas básicas e ultrabásicas e estão também localizados em manchas no Sudoeste, Oeste e Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba.

4.3 – Mapeamento da vulnerabilidade dos principais sistemas aquíferos do estado de Minas Gerais à contaminação por metais

O mapeamento foi realizado utilizando-se o índice DRASTIC modificado por PISCOPO (2001) e acrescido do mapa de vulnerabilidade dos solos à contaminação por metais pesados como variável do índice.

Primeiramente passou-se a processar as imagens necessárias para as variáveis componentes do modelo. O primeiro GRID gerado foi o de profundidade estimada da zona não saturada. Esse GRID é mostrado na figura 9.

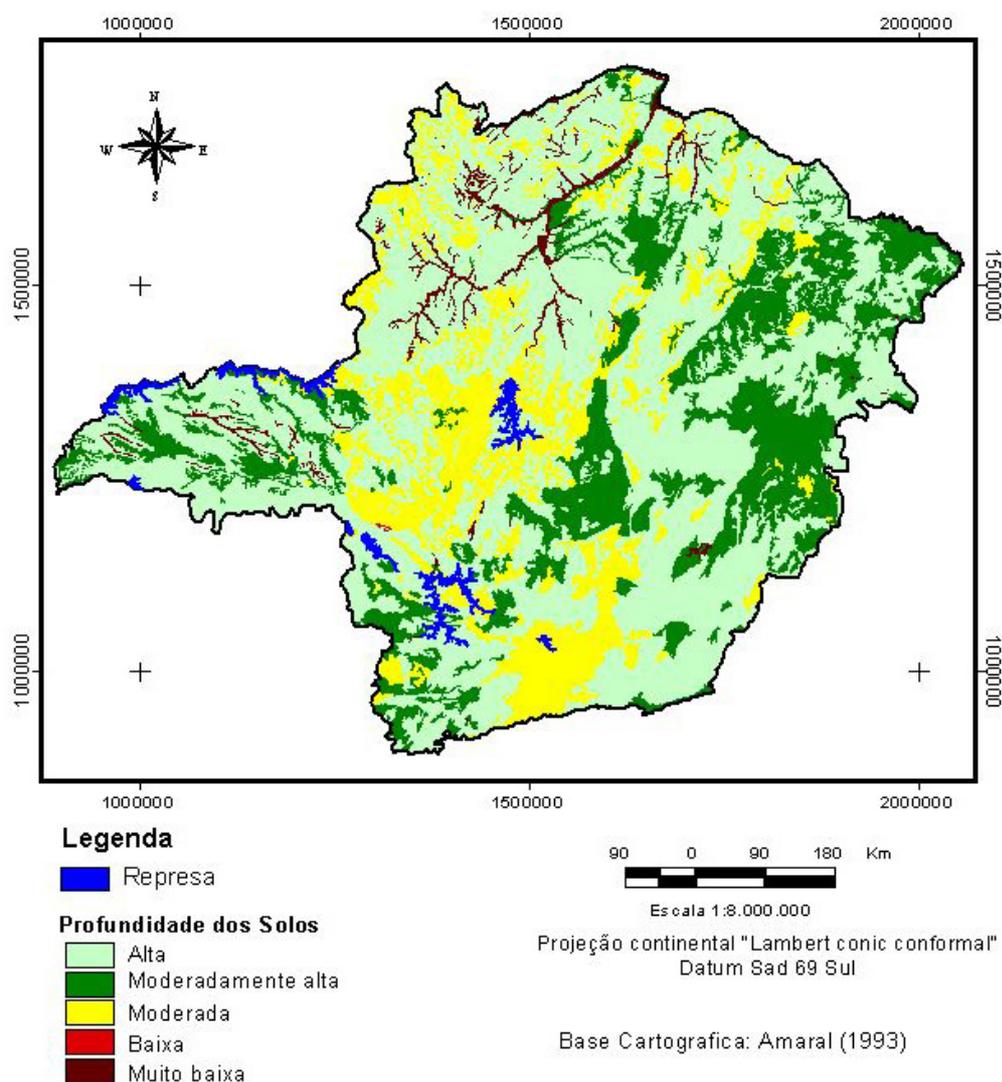


Figura 9 – Profundidade estimada da zona não saturada dos aquíferos. Utilizou-se características intrínsecas de profundidade das classes taxonômicas definidas em EMBRAPA (2006)

Pode-se perceber ao analisar o mapa que a grande maioria dos aquíferos do Estado de Minas Gerais está sob um manto de intemperismo profundo caracterizados pelas cores verdes. Esse manto é composto, como já visto anteriormente por LATOSSOLOS, ARGISSOLOS e NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS. Outros solos considerados como de profundidade da zona não saturada alta foram os NEOSSOLOS LITÓLICOS por estarem presentes em relevos montanhosos muito movimentados, como já explicado anteriormente (item 3.3).

O segundo passo foi produzir o GRID de recarga dos aquíferos. Esse GRID é o resultado da soma dos GRID's de declividade, precipitação e de permeabilidade dos solos.

Os mapas de declividade, precipitação e permeabilidade estão dispostos nas figuras 10, 11 e 12 respectivamente. Já o mapa de recarga dos aquíferos é mostrado na figura 13. As faixas de declividade utilizadas estão de acordo com PISCOPO (2001) em detrimento daquelas comumente utilizadas para levantamento de solos no Brasil. A razão para tal fato refere-se à possibilidade de comparação dos resultados com outros trabalhos internacionais.

Observa-se no mapa de precipitação total anual do estado de Minas Gerais regiões de intensa precipitação em quase todo o estado, variando de 1200 a mais de 1500 mm/ano.

Chama também atenção as regiões nordeste, norte e noroeste do estado com precipitações baixas, algumas até com clima próximo a semi aridez. Essas áreas correspondem às regiões Noroeste, Norte e Vales do Jequitinhonha e do Mucuri.

Pode-se observar no mapa de permeabilidade dos solos a grande predominância de solos muito permeáveis. Essas regiões mais uma vez são constituídas de LATOSSOLOS, ARGISSOLOS e NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS. No outro extremo estão solos de permeabilidade classificadas como baixa e muito baixa como alguns CAMBISSOLOS e NEOSSOLOS LITÓLICOS em relevo fortemente acidentado.

O mapa de recarga de aquíferos como resultado da soma dos três GRID's citados, permeabilidade dos solos, precipitação e declividade está sendo mostrado na figura 13.

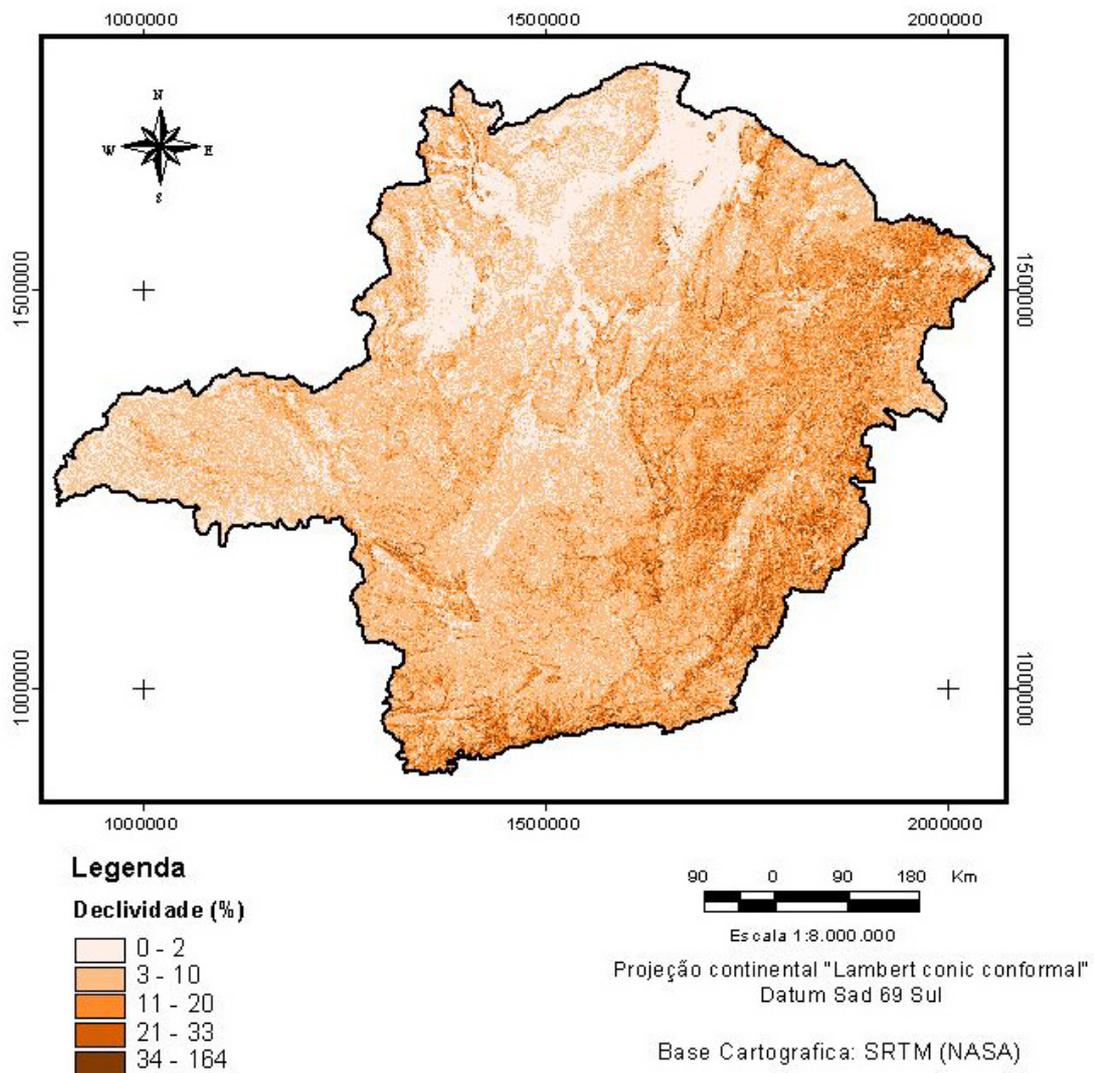


Figura 10 – Mapa de declividade do terreno (%) do estado de Minas Gerais com pixels de 250 x 250 m

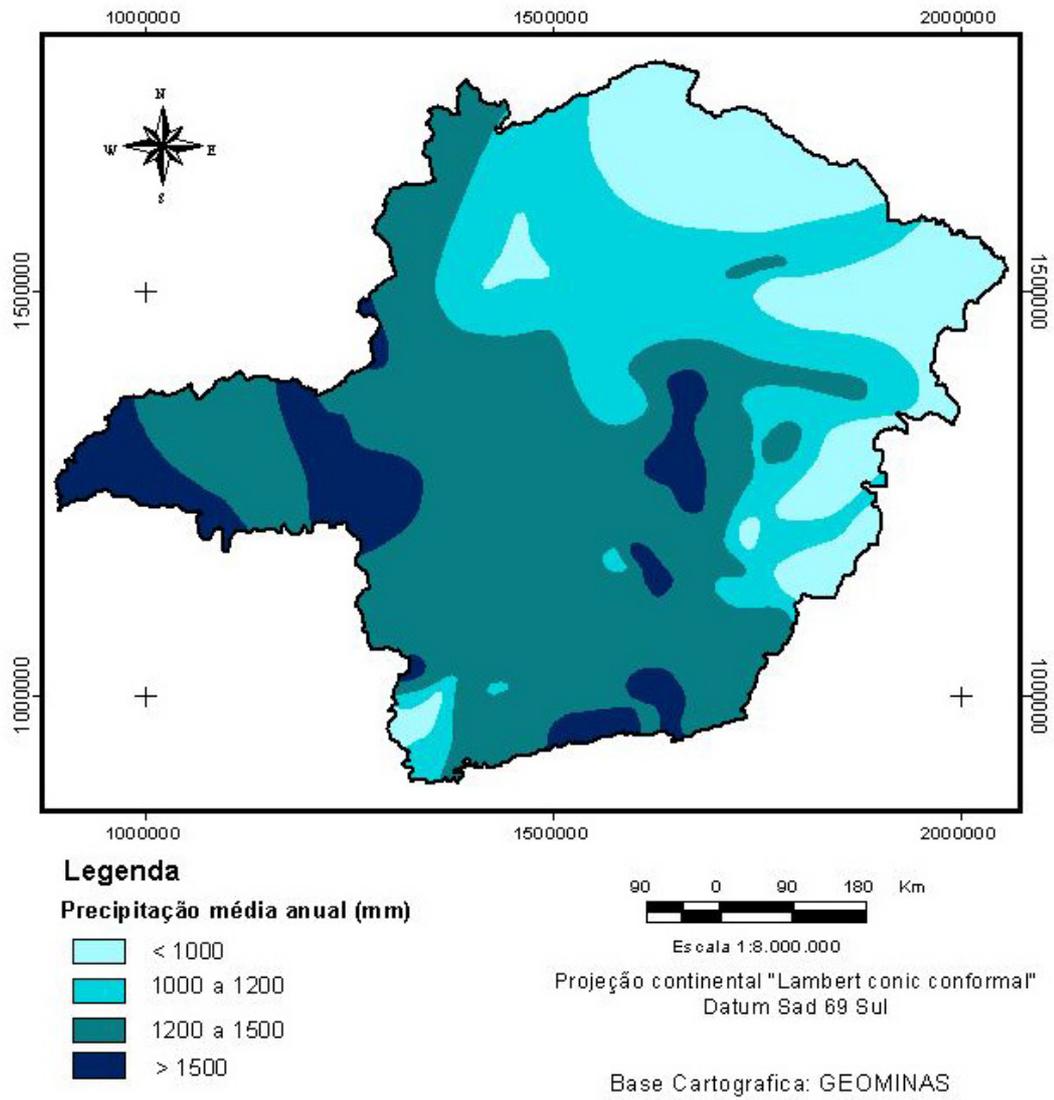


Figura 11 – Mapa de precipitação total anual do estado de Minas Gerais

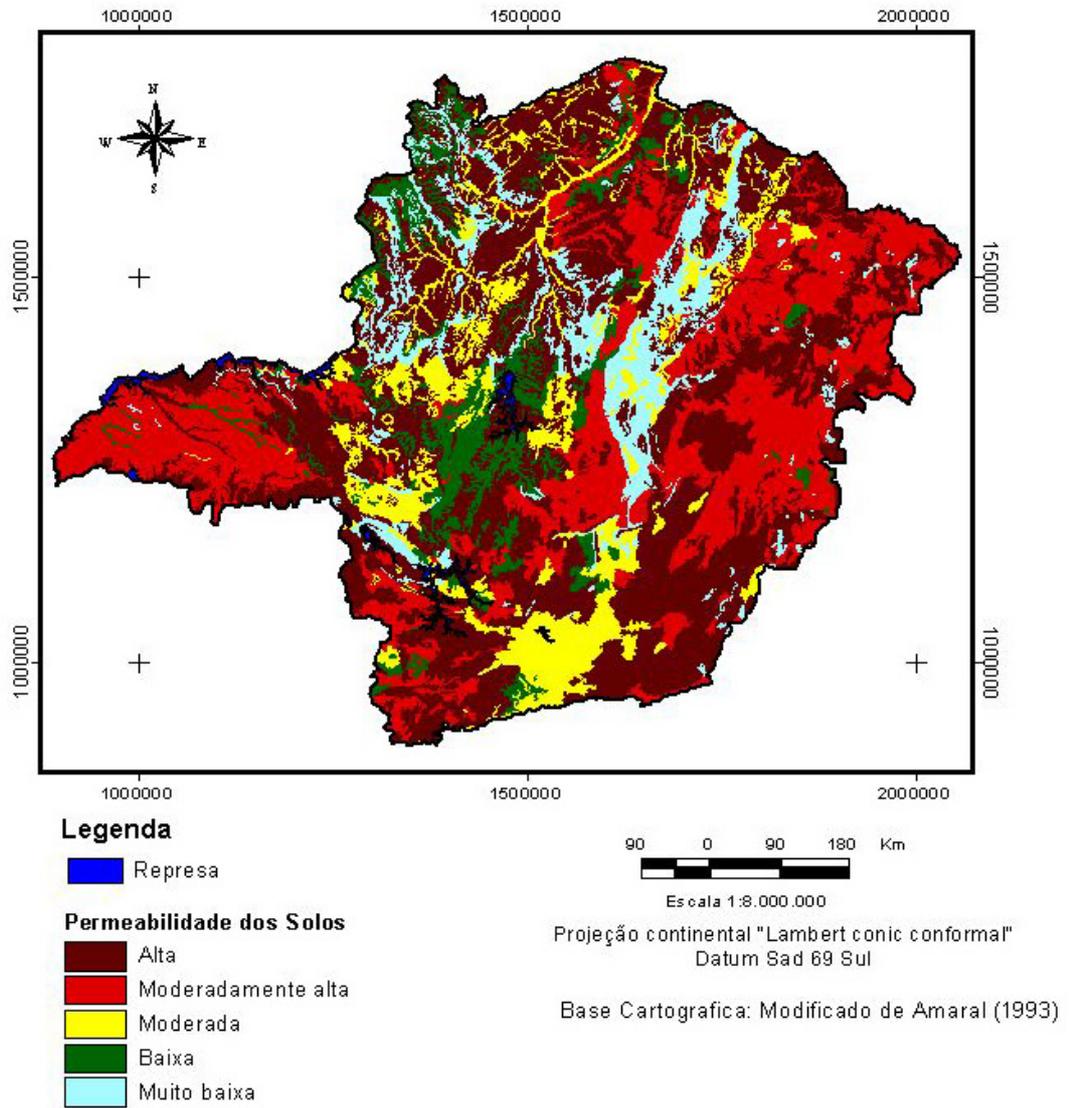


Figura 12 – Mapa de permeabilidade estimada dos solos de Minas Gerais

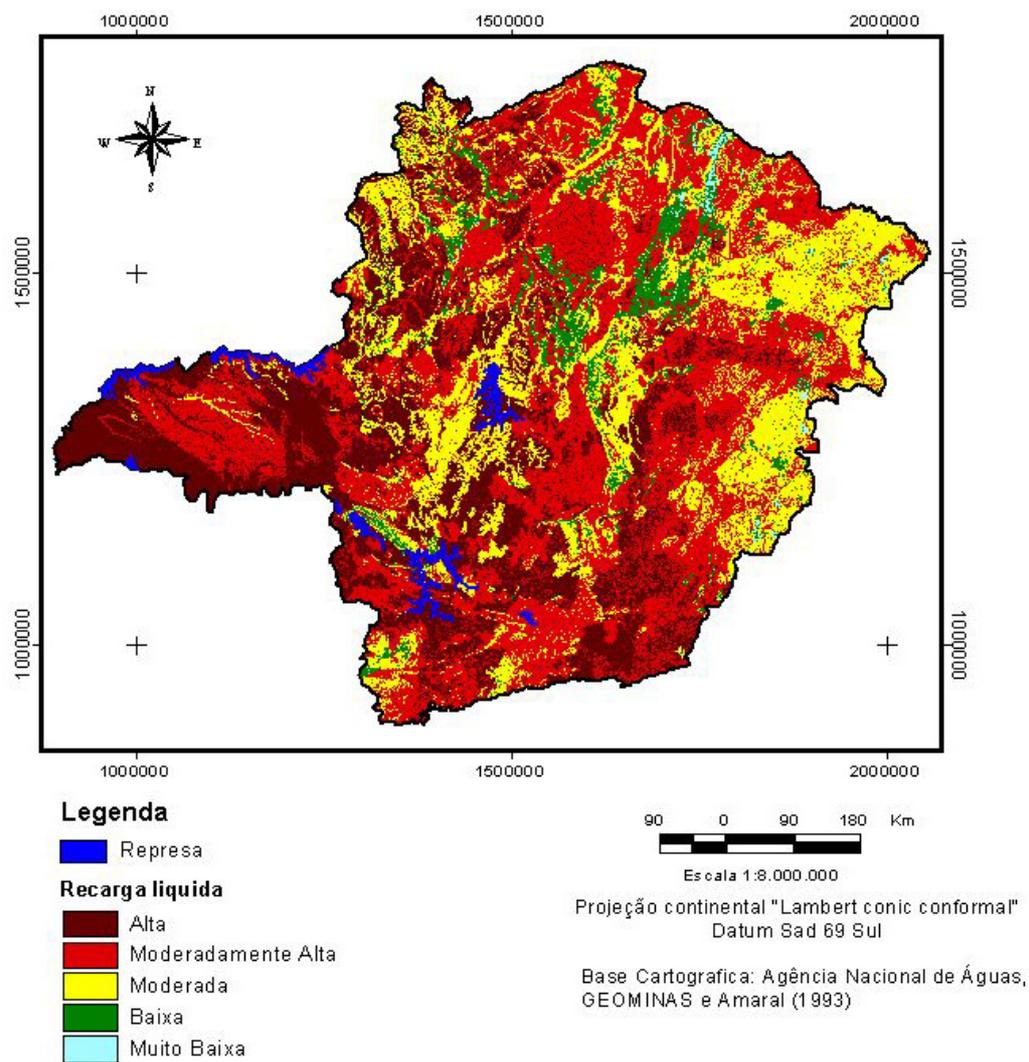


Figura 13 – Mapa de recarga dos aquíferos do estado de Minas Gerais

As áreas de LATOSSOLOS, ARGISSOLOS, NITOSSOLOS e NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS apresentaram, em sua grande maioria, alta recarga.

Algumas manchas de ARGISSOLOS e LATOSSOLOS a norte e a nordeste e também à sudoeste apresentaram recarga moderada. Essas áreas estão associadas a regiões com baixos índices pluviométricos.

As áreas de recarga baixa foram, principalmente, aquelas compostas por CAMBISSOLOS e NEOSSOLOS LITÓLICOS em relevo fortemente ondulado.

O sistema aquífero Serra Geral seguido do Bauru-Caiuá apresentaram maior capacidade de recarga. Os outros sistemas aquíferos do estado apresentaram capacidade de recarga semelhantes.

Assumi-se o mapa geológico CPRM (2004) do estado de Minas Gerais como o indicador do material do aquífero. Para tal foi simplificada a litologia de tal mapa conforme mostrado na figura 14.

Litologia simplificada do Estado de Minas Gerais

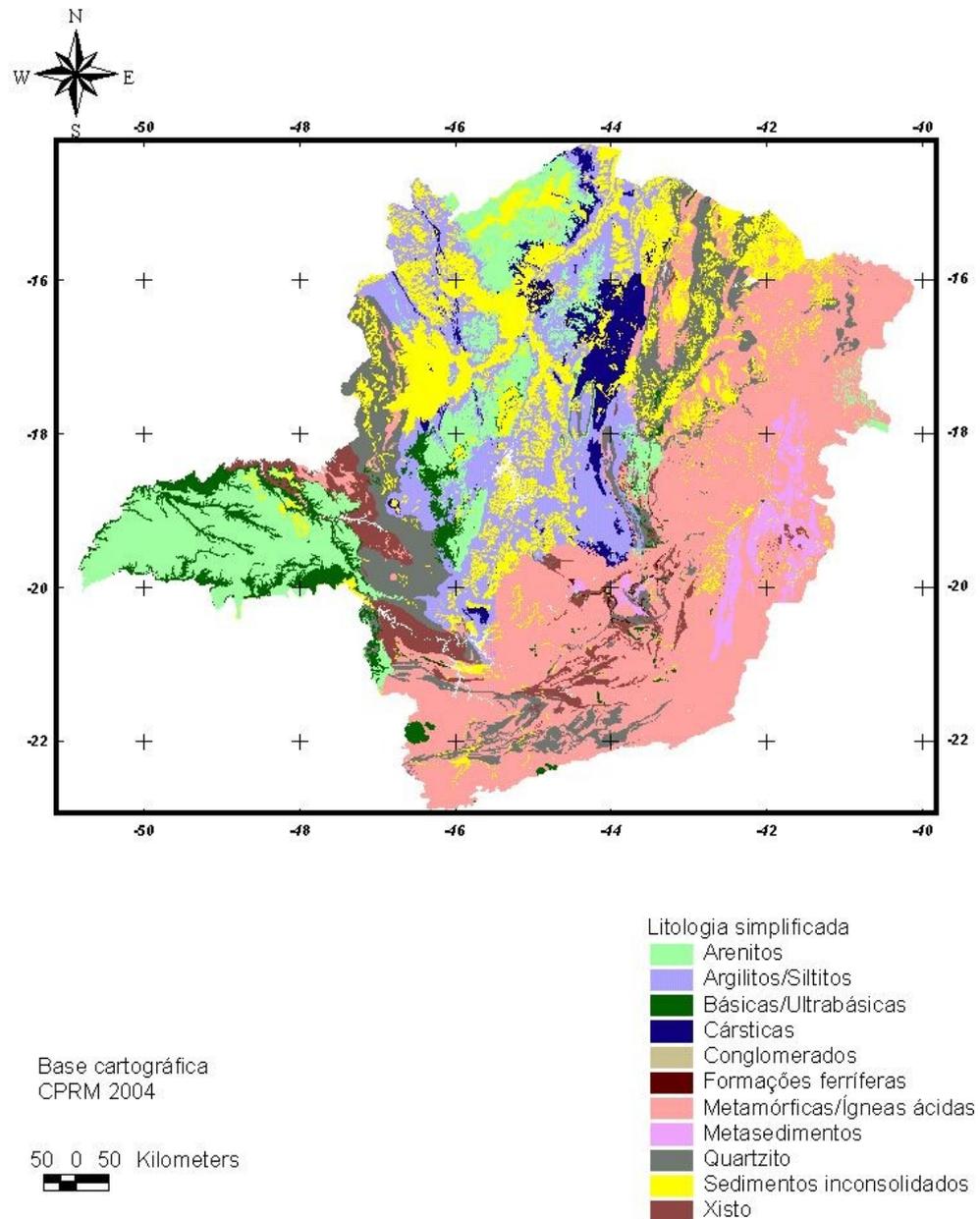


Figura 14 – Litologia simplificada do estado de Minas Gerais

Os fatores atribuídos a cada unidade litológica estão descritos no item 3.3. Pode-se perceber que os sistemas aquíferos principais do estado de Minas Gerais têm como principais componentes litológicos:

Sistema Aquífero Bambuí – Argilitos/Siltitos, Calcários Cársticos

Sistema Aquífero Urucua-Aerado – Arenitos e sedimentos inconsolidados

Sistema Aquífero Escudo Oriental – Rochas metamórficas e ígneas com algumas intrusões de rochas máficas e ultramáficas. Quartzitos e Xistos, apesar de também serem rochas metamórficas foram classificadas separadamente das demais, pois apresentam comportamento diferenciado dos Gnaisses e Granitos por exemplo. Os Quartzitos representam materiais mais resistentes ao intemperismo, formando as grandes cadeias montanhosas do estado.

Sistema Aquífero Guarani – Rochas máficas, ultramáficas e metamórficas/ígneas (para a pequena ocorrência no estado, vale lembrar que a grande área de recarga desse sistema aquífero está sob províncias sedimentares como a Formação Botucatu).

Sistema Aquífero Serra Geral – Rochas máficas, especialmente o basalto.

Sistema Aquífero Bauru-Caiuá - Arenitos

Como variável tipo de solo foi utilizado o GRID de vulnerabilidade. A razão disso é tentar fazer um mapeamento específico para metais pesados, já considerando então como tipo de solo não só a permeabilidade como PISCOPO (2001) ou apenas a textura do solo como ALLER et al. (1987). A intenção foi usar o mapa de vulnerabilidade, pois ele deve representar a real capacidade de reter os metais pesados do meio do aquífero. O GRID de vulnerabilidade dos solos já foi mostrado na figura 7 e previamente discutido no item 4.2.

O GRID de topografia utilizado para análise final do índice DRASTIC foi aquele mesmo mostrado na figura 10, porém reclassificado de maneira diferente conforme explicado no item 3.2.

A influência da zona vadosa foi calculada segundo PISCOPO (2001). Como o mapa objetivo em questão é de vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação por metais pesados e a essa variável visa refletir a influência que a zona não saturada do solo tem em atenuar a ação do contamine, adicionou-se à proposta desse autor as informações da vulnerabilidade dos solos à contaminação por metais pesados por meio do GRID respectivo.

Dessa forma, a variável influência da zona não saturada (vadosa) foi calculada por meio da soma dos seguintes GRIDs: permeabilidade do solo (figura 12), profundidade estimada da zona não saturada (figura 9) e vulnerabilidade dos solos à contaminação por metais pesados (figura 8).

O mapa resultante da influência da zona não saturada está mostrado na figura 15. As áreas que apresentaram influência moderada da zona não saturada são aquelas cujo manto de intemperismo é profundo e apresentaram vulnerabilidade baixa e muito baixa. Portanto, os LATOSSOLOS foram os principais solos encontrados nessas áreas, sobretudo os LATOSSOLOS VERMELHOS férricos.

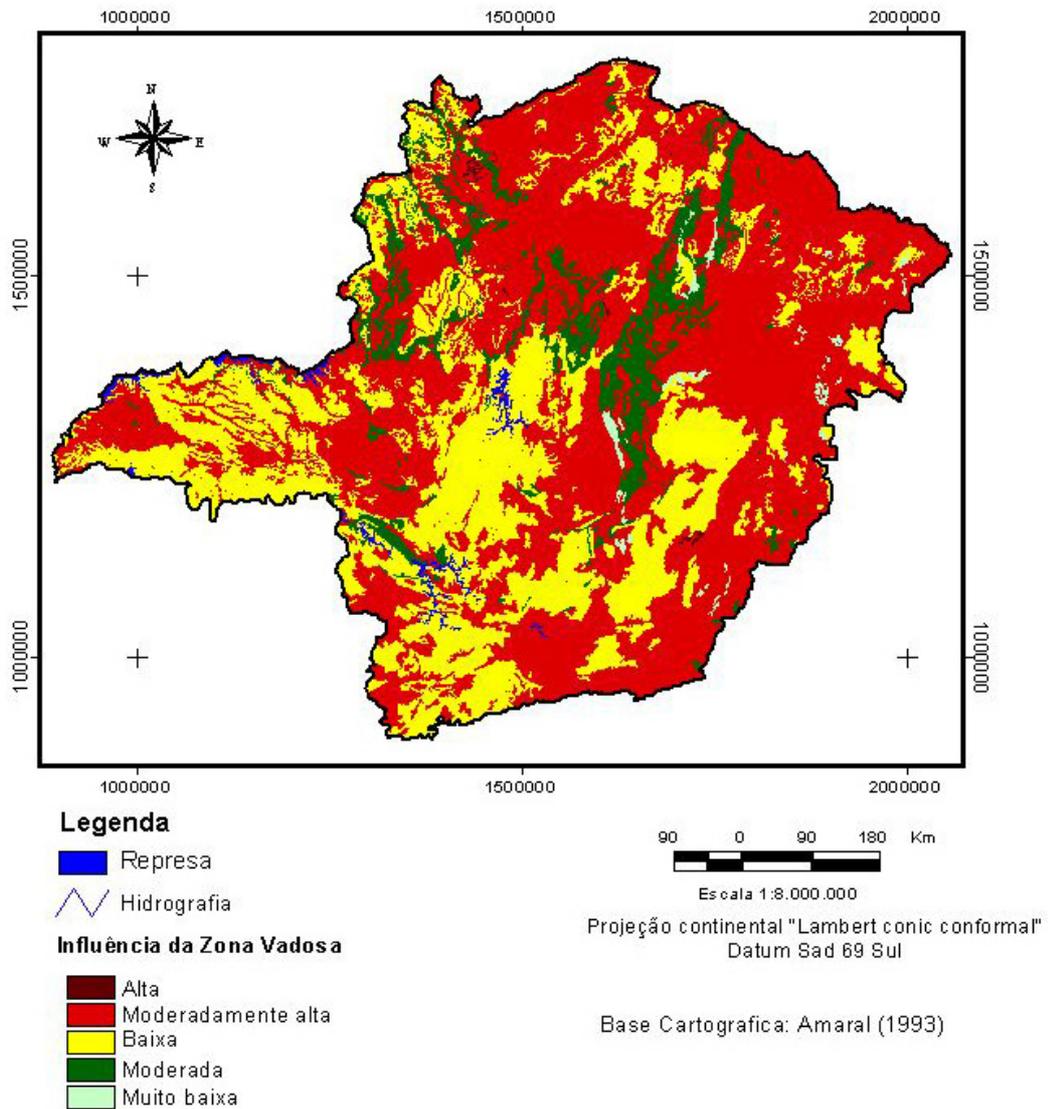


Figura 15 – Mapa de influência da zona vadosa baseado na soma das variáveis profundidade estimada, vulnerabilidade dos solos e permeabilidade

Esses GRIDS foram multiplicados pelos respectivos pesos conforme explicado no item 3.2 e então somados. O mapa final de vulnerabilidade dos aquíferos mineiros à contaminação por metais pesados está disposto na figura 16.

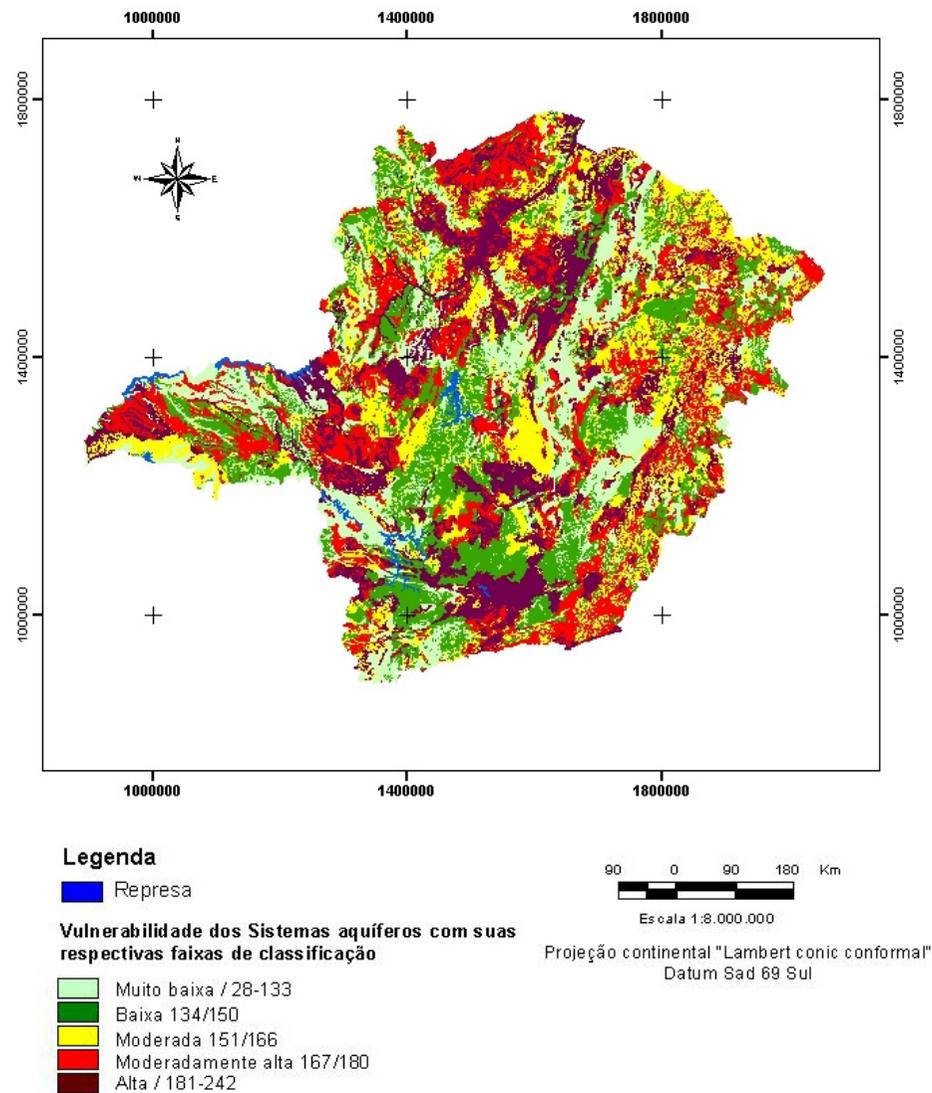


Figura 16 – Mapa de Vulnerabilidade dos aquíferos do estado de Minas Gerais à contaminação por metais pesados baseado no índice DRASTIC modificado e mapa de vulnerabilidade de solos à contaminação por metais pesados

Quadro 25 – Ocupação em % da área total seca do estado das classes de vulnerabilidade

Vulnerabilidade	Porcentagem da área ocupada
Muito baixa	18,52
Baixa	21,60
Moderada	18,92
Moderadamente alta	21,56
Alta	19,40
Total	100

O sistema aquífero Urucuaia-Aerado foi o que apresentou maior vulnerabilidade. Fato esse esperado uma vez que esses sistemas são formados por materiais extremamente susceptíveis à contaminação por serem muito permeáveis como arenitos e sedimentos inconsolidados sobre relevo plano a suavemente ondulado. Além disso, muitos dos LATOSSOLOS que ocorrem na área de ocorrência do sistema aquífero apresentam textura média o que minimiza o poder de retenção desses elementos por esses solos. Também há ocorrência de NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS, muito vulneráveis à contaminação, principalmente na região do sistema aquífero Urucuaia-Aerado.

No sistema aquífero Bambuí as áreas de maior vulnerabilidade foram aquelas sob calcários cársticos. Já as áreas sob rochas pelíticas (argilitos e siltitos) e metapelíticas apresentaram vulnerabilidade variando de baixa a muito baixa.

O sistema aquífero Serra Geral foi o que apresentou menor vulnerabilidade, com os índices variando de muito baixa a moderada. Já o Bauru-Caiuá de ocorrência também no Triângulo Mineiro apresentou poucas áreas de vulnerabilidade baixa e muito baixa, portanto, apresentando, em sua maioria áreas de vulnerabilidade alta devido ao seu material de origem (arenito) e presença de solos muito vulneráveis (textura média) em relevo suave.

A pequena ponta do Aquífero Guarani presente no estado de Minas Gerais apresentou em sua maioria vulnerabilidade moderada a alta, com algumas poucas manchas de vulnerabilidade baixa no complexo máfico e ultramáfico de Caldas/Poços de Caldas.

O sistema aquífero Escudo Oriental (Embasamento Cristalino), apresentou as vulnerabilidades mais baixas nas áreas mais movimentadas como a Serra do Espinhaço

da Canastra. Índices de vulnerabilidade baixos também foram encontrados na região sul do estado, área de ocorrência de LATOSSOLOS VERMELHOS com teores intermediários de óxidos, solos tais que apresentaram baixa vulnerabilidade. Já as vulnerabilidade mais altas foram encontradas em regiões LATOSSOLOS VERMELHO-AMARELOS e rochas extremamente fraturadas são encontradas. As áreas muito movimentadas da região de Mares de Morros apresentaram vulnerabilidade alta. Dois podem ser os motivos explicativos para tais fatos. O primeiro é que a imagem modelo de declividade com pixels de 250 x 250 m (muito grandes) pode estar mascarando as feições, “enxergando” os topos planos concordantes dessa região como um grande planalto. Outra explicação é que os outros fatores podem ter sido classificados como altos e então mascarado o efeito da topografia nessa região. Talvez ajustes sejam necessários no modelo para tal região, preconizando pesos maiores para a variável topografia que seria mais importante nesse caso.

É importante lembrar também que a escala máxima de publicação desse mapa é 1:3000000. As observações de regionalidade feitas para o mapa de vulnerabilidade dos solos então também se aplicam a esse mapa.

5. CONCLUSÕES

A maioria dos solos do estado de Minas Gerais apresentou vulnerabilidade dos solos à contaminação por metais pesados média, seguidos de vulnerabilidade alta, baixa e muito baixa.

Os LATOSSOLOS VERMELHOS férricos foram os que apresentaram menores índices de vulnerabilidade à contaminação por metais pesados, seguidos de alguns LATOSSOLOS VERMELHOS não férricos. NITOSSOLOS VERMELHOS férricos também apresentaram índices de vulnerabilidade baixos, assim como LATOSSOLOS VERMELHOS Perférricos.

Os NEOSSOLOS LITÓLICOS e os NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS foram os solos que apresentaram maiores índices de vulnerabilidade à contaminação por metais pesados.

A grande porcentagem de solos classificados como vulnerabilidade média exclusiva pode se dever à lacuna de dados existentes para o estado para tais classes como GLEISSOLOS, PLINTOSSOLOS e PLANOSSOLOS.

Em termos de vulnerabilidade de aquíferos o Sistema Aquífero Urucuia-Aerado apresentou os maiores índices de vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação por metais pesados, sobretudo nas regiões sob sedimentos inconsolidados como material do aquífero e NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS e LATOSSOLOS textura média como tipo de solo.

O Sistema Aquífero Bauru-Caiuá, cujo material do aquífero é o arenito e onde solos de textura média também aparecem apresentou em grande parte do mesmo vulnerabilidade alta à contaminação por metais pesados.

Outro Sistema Aquífero sedimentar, o Bambuí, apresentou vulnerabilidade à contaminação por metais pesados variando de alta, principalmente quando o meio do aquífero eram os Calcários Cársticos, a vulnerabilidade baixa, quando o meio do aquífero eram rochas pelíticas e metapelíticas dando origem a cambissolos de baixa permeabilidade apesar do relevo plano.

Já o Sistema Aquífero Serra Geral apresentou os menores índices de vulnerabilidade dos aquíferos à contaminação por metais pesados, principalmente devido à presença de solos pouco vulneráveis e aquíferos com profundidade estimada muito elevada, apesar do relevo plano e grande recarga.

No Sistema Aquífero Escudo Oriental os menores índices de vulnerabilidade foram encontrados nas regiões de relevo muito acidentados cujo material do aquífero era o Quartzito e os solos formados alternam-se entre CAMBISSOLOS e NEOSSOLOS LITÓLICOS. Vulnerabilidade alta foi encontrada em regiões de relevo movimentado como os Mares de Morros. Apesar de elevada declividade os solos presentes nessas regiões, especialmente LATOSSOLOS apresentam elevada permeabilidade, o que junto com índices pluviométricos altos e vulnerabilidade tendendo de média a alta acabaram levando à tal classificação.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABAS. Águas subterrâneas. [21 fev. 2007]. (http://www.abas.org.br/index.php?PG=aguas_subterraneas&SPG=aguas_subterraneas_as#2_4_4).
- ABTS, E.; VAN ORSHOVEN, H.; PECKERS, J.A.; CREMERS, A.; MAES, A.; FEYEN, J. Status of research on soil vulnerability to chemical compounds and of related mapping exercises in Belgium. In: *MAPING OF SOIL AND TERRAIN VULNERABILITY TO SPECIFIED CHEMICAL COMPOUNDS IN EUROPE AT SCALE OF 1:5 M*, 1991, Wageningen, Holanda. Anais... Wageningen, Holanda: 1991. p. 49-55.
- AL-ADAMAT R.A.N., FOSTER I.D.L., BABAN S.M.J. Groundwater vulnerability and riskmapping for the Basaltic aquifer of the Azraq basin of Jordan using GIS, Remote sensing and DRASTIC. *Applied Geography*, 23, 303–324, 2003.
- ALLER, L., BENNETT, T., LEHR, J. H., PETTY, R. J. A Standardized System for Evaluating Ground water Potencial Using Hydrogeological Settings. Ada. USEPA-United States Environmental Agency, 1987. 622 p.
- ALLOWAY, B.J. The origins of heavy metals in soils. In: B. J. ALLOWAY (ed.). *Heavy metals in soils*. Londres, Inglaterra: Blackie, 1990. p. 29-39.

- AMARAL, F.C.S. Aptidão Agrícola das Terras do Estado de Minas Gerais: Avaliação e Adequação. Piracicaba: ESALQ/USP, 1993. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - Universidade de São Paulo.
- AMARAL SOBRINHO, N. M. Interação de metais pesados de resíduos siderúrgicos com um Podzólico Vermelho Amarelo. Viçosa, MG: UFV, 1993. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa.
- ANA. Principais sistemas aquíferos do Brasil. In: Relatório de Conjuntura de Recursos Hídricos. Brasília, 2005.
- ANDERSEN, L. J., GOSK, E. Applicability of vulnerability maps. Environmental Geology and Water Sciences, v.13, p. 39-43. 1989.
- BAIRD, C., 1995. Environmental Chemistry. New York: W. H. Freeman and Company.
- BATJES, N. H.; BRIDGES, E.M. Soil vulnerability to pollution in Europe. Soil Use and Management, v. 9, p. 25-29. 1993.
- BIDONE, F. R. A., POVINELLI, J. Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos. São Carlos. EESC/USP. 1999. 120 p.
- BLUM, W. E. H. Problems of soil conservation. Nature and Environment Series, 40. Council of Europe, Strasbourg. 1988:
- BLUM, W.E.H.; WENZEL, W.W. Monitoring of Environmental Impacts of Soils in Austria. In: MAPPING OF SOIL AND TERRAIN VULNERABILITY TO SPECIFIED CHEMICAL COMPOUNDS IN EUROPE AT SCALE OF 1:5 M, 1991, Wageningen, Holanda. Anais... Wageningen, Holanda: 1991. p. 43-47.
- BOLAN, N. S., ADRIANO, D. C., NATESAN, R., KOO, B. J. Effects of organica amendments on the reduction and phytoavailability of chromate in mineral soil. Journal of Environmental Quality, 32, 120-128, 2003.

- BOVOLATO, L. E. Estudo da vulnerabilidade à contaminação de águas subterrâneas utilizando a metodologia “GOD” para a área urbana de Araguaína/TO. [21 fev. 2007]. (http://www2.prudente.unesp.br/eventos/semana_geo/luiseduardobovolato.pdf).
- BRASIL. MINISTÉRIO DAS MINAS E ENERGIA. SECRETARIA GERAL. PROJETO RADAM BRASIL. Folha SD.23 Brasília; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1982. 660p.
- BRASIL. MINISTÉRIO DAS MINAS E ENERGIA. SECRETARIA GERAL. PROJETO RADAM BRASIL. Folha SF.23/24 Rio de Janeiro/Vitória; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1983. 780p.
- BRIDGES, E. M. The soils and their vulnerability to chemical pollution In: *MAPING OF SOIL AND TERRAIN VULNERABILITY TO SPECIFIED CHEMICAL COMPOUNDS IN EUROPE AT SCALE OF 1:5 M*, 1991, Wageningen, Holanda. Anais... Wageningen, Holanda: 1991. p. 125-135.
- BROWN, S., CHANEY, R. L., HALLFRISCH, J. G., XUE, Q. Effect of biossolids processing on lead bioavailability in an urban soil. *Journal of Environmental Quality*, 32, 100-108, 2003.
- CARNEIRO, P. A., FONTES, M. P. F. Aspectos geográficos e agrícolas do estado de Minas Gerais. In: FONTES, R., FONTES, M. P. F. (eds.). *Crescimento e desigualdade regional em Minas Gerais*. Viçosa: Folha de Viçosa, 2005. p.151-218.
- COLLINS, R. N., MERRINGTON, G., MCLAYGHLIN, M. J., MOREL, J. L. Organic Ligand and pH effects on isotopically exchangeable cadmium in polluted soils. *American Journal of Soil Science Society*, 67, 112-121, 2003.

COSTA, S. A. D. da, Caracterização química, física, mineralógica e classificação dos solos ricos em ferro do Quadrilátero Ferrífero. Viçosa, MG: UFV,2003. 71p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa.

CPRM. Mapa Geológico do Brasil na escala 1:1000000. Cd Room. 2004

DE LA ROSA, D., COMPRVOETS, J., Evaluating mediterranean soil contamination risk in selected hydrological change scenarios. Agriculture, Ecosystems and Environment, 67, 239-250, 1998.

DE LA ROSA, D., MAYOL, F., MORENO, J. A. Modelo Arenal: Evaluacion de los riesgos de contaminación agrícola de los suelos. [21 fev. 2007]. (<http://leu.irnase.csic.es/microlei/manual1/pdfs/arenal-esp.pdf>).

DESAULES, A. The soil vulnerability mapping project for Europe (SOVEUR): Methodological considerations with reference to conditions in Switzerland. In: MAPING OF SOIL AND TERRAIN VULNERABILITY TO SPECIFIED CHEMICAL COMPOUNDS IN EUROPE AT SCALE OF 1:5 M, 1991, Wageningen, Holanda. Anais... Wageningen, Holanda: 1991. p. 23-29.

DONAIRE, D. Gestão ambiental na empresa. São Paulo: Atlas, 1999.

EMBRAPA. Certificação ambiental e desenvolvimento da pecuária. [2 out. 2005]. (<http://www.cnpqc.embrapa.br/~rodiney/CertificaAmbiental.htm>).

EMBRAPA - SNLCS. Levantamento de reconhecimento dos solos da zona do Médio Jequitinhonha – Minas Gerais. Rio de Janeiro, Brasil: 1970. 342 p.

EMBRAPA - SNLCS. Levantamento exploratório dos solos da região Norte – Minas Gerais. Rio de Janeiro, Brasil. 342 p.

EMBRAPA - SNLCS. Estudo expedito de solos da região do Alto Paranaíba para fins de correlação e legenda preliminar - Minas Gerais. Rio de Janeiro, Brasil. 84p.

- EMBRAPA - SNLCS. Estudo expedito de solos das regiões Sul, Campo das Vertentes e a Alto São Francisco para fins de correlação e legenda preliminar – Minas Gerais. Rio de Janeiro, Brasil. 1980. 158 p.
- EMBRAPA - SNLCS. Levantamento de Reconhecimento de Média Intensidade dos Solos e Avaliação da Aptidão Agrícola das Terras do Triângulo Mineiro. Rio de Janeiro, Brasil: 1982. 526 p.
- EMBRAPA - SNLCS. Levantamento dos solos sob influência do reservatório de Furnas. Rio de Janeiro, Brasil. 1962. 462 p.
- EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de solos. Rio de Janeiro, Brasil: 2006.
- EPAMIG. Levantamento de reconhecimento com detalhes dos solos do distrito agroindustrial de Jaíba-Minas Gerais. Belo Horizonte, Brasil. 1976. 242 p.
- FAO. A Framework for Land Evaluation. Roma. 32 p. (FAO Soils Bulletin).
- FEAM. Iniciação ao Desenvolvimento Sustentável. Belo Horizonte: 2003. 462 p.
- FIGUEIREDO, B. R. Minérios e ambiente. Campinas: Editora UNICAMP, 2001. 401 p.
- FONTES, M. P. F. Iron oxides mineralogy in some Brazilian Oxisols. Raleigh, USA:1988. 175 p. Tese (Ph.D) - North Carolina State University.
- FONTES, M. P. F. Metais Pesados no Estado de Minas Gerais: Estudos Básicos e aplicados e produção de mapas de vulnerabilidade de solos à poluição por estes elementos. Viçosa: Departamento de Solos da UFV, 2003. 32 p. (Projeto).
- FONTES, M. P. F. Metais em solos do Estado de Minas Gerais: Estabelecimento de valores de referência e produção de mapas de vulnerabilidade. Viçosa: Departamento de Solos da UFV, 2005. 46 p. (Projeto).

- FONTES, M. P. F., DE MATOS, A. T., DA COSTA, L. M., NEVES, J. C. L..
Competitive adsorption of zinc, cadmium, copper and lead in three highly weathered
Brazilian soils. *Communication in soil science and plant analysis*, 31, 2939-2958,
2000.
- FONTES, M.P.F. & WEED, S.B. Iron oxides in selected Brazilian Oxisols: I.
Mineralogy. *Soil Science Society of America Journal*, v.55, n.4, p.1143-1149, 1991.
- FONTES, M.P.F. & WEED, S.B. Phosphate adsorption by clays from Brazilian
Oxisols: relationships with specific surface area and mineralogy. *Geoderma*, v.72,
p.37-52, 1996.
- FOSTER, S.S.D.A e HIRATA, R.C.A. Groundwater pollution risk evaluation: the
methodology using available data. Lima: CEPIS/PAHO/WHO, 1998. 78p.
- GEOLOGIA BRASIL. Utilização de SIG para avaliação da vulnerabilidade dos solos à
erosão. [25 out. 2004]. (<http://www.geologiabrasil.com.br>).
- GEOMINAS. Programa Integrado de Uso da Tecnologia de Geoprocessamento pelos
Órgãos do Estado de Minas Gerais. [20 ago. 2003].
(<http://www.geominas.mg.gov.br>).
- GLAZOVSKAYA, M.A. Methodological guidelines for forecasting the geochemical
susceptibility of soils to technogenic pollution. Technical Paper 22, International
Soil Reference and Information Center, 1990.
- GOMES, M. A. F., SPADOTTO, C. A., PESSOA, M. C. P. Y. Avaliação da
vulnerabilidade natural dos solos em áreas agrícolas. Subsídio à avaliação de risco
de contaminação do lençol freático por agroquímicos. *Ecotoxicologia e meio
ambiente*, v.12, p.169-179, 2002.

- GOMES, P. C., FONTES, M. P. F., DA SILVA, A. G., SÁ MENDONÇA, E., NETTO, A. R. Selectivity sequence and competitive adsorption of heavy metals by Brazilian soils. *Journal of American Soil Science Society*, 65, 1115-1121, 2001.
- HARRISON, R. M. *Understanding our environment: An introduction to environmental chemistry and pollution*. Cambridge, Inglaterra: The Royal Society of Chemistry, 1997. 326 p.
- HIRATA, R. Gestão da qualidade dos recursos hídricos subterrâneos. [21 fev. 2007]. (<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/upf/hirata.pdf>).
- KLIJN, F. Environmental Susceptibility to Chemicals from Processes to Patterns with Special Reference to Mapping Characteristics and Spatial Scales. In: *MAPPING OF SOIL AND TERRAIN VULNERABILITY TO SPECIFIED CHEMICAL COMPOUNDS IN EUROPE AT SCALE OF 1:5 M*, 1991, Wageningen, Holanda. Anais... Wageningen, Holanda: 1991. p. 9-23.
- KRAEMER, M. E. P. Custeio das atividades como gerenciador dos custos da qualidade ambiental. [10 out. 2005]. (<http://www.gestaoambiental.com.br/articles.php?id=37>).
- LIMA, C. E. P., DE MORAES, A. F.. Confecção de um mapa de vulnerabilidade natural dos solos de Minas Gerais à contaminação por metais pesados. Viçosa, MG: UFV, 2004. 55 p. Projeto Final de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Viçosa.
- LIMA, C. E. P., FONTES, M. P. F. Metais Pesados no Estado de Minas Gerais: Estudos Básicos e aplicados e produção de mapas de vulnerabilidade de solos à poluição por estes elementos. Viçosa, MG: UFV, 2005. 84 p. Relatório Final (PIBIC/CNPq) – Universidade Federal de Viçosa.
- MADSEN, H. B., JENSEN, N. Danish soil and land data base system. In: *MAPPING OF SOIL AND TERRAIN VULNERABILITY TO SPECIFIED CHEMICAL*

- COMPOUNDS IN EUROPE AT SCALE OF 1:5 M, 1991, Wageningen, Holanda. Anais... Wageningen, Holanda: 1991. p. 65-71.
- MATOS, A. T., FONTES, M. P. F., DA COSTA, L. M., MARTINEZ, M. A. Mobility of heavy metals as related to soil chemical and mineralogical characteristics of Brazilian soils. *Environmental Pollution*, 11, 429-433, 2001.
- MATOS, A. T., FONTES, M. P. F., JORDÃO, C. P., DA COSTA, L. M. Mobilidade e formas de retenção de metais pesados em LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 20, 379-386, 1996.
- MARTINS, A. L. C., BATAGLIA, O. C., CAMARGO, O. A., CANTARELLA, H. Produção de grãos e absorção de Cu, Fe, Mn e Zn pelo milho em solo adubado com lodo de esgoto, com e sem calcário. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27, 563-574, 2003.
- MEURER, E. J. Fundamentos de Química do Solo. 2. ed. Porto Alegre: Gênese, 2004. 290 p.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA e COMPANHIA VALE DO RIO DOCE - MA e CVRD. Levantamento Exploratório dos solos da região sob influência da Cia. Vale do Rio Doce. Rio de Janeiro: 1970. 148p.
- MUNIZ, L. L. F. Adsorção de zinco em solos do Vale do Aço mineiro, afetada pela remoção de matéria orgânica, óxido de ferro e óxido de manganês. Viçosa:: UFV, 1995. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa. 81 p.
- NARDELLI, A. M. B., GRIFFITH. J. J. Introdução ao Sistema de Gestão Ambiental. Viçosa. Universidade Federal de Viçosa. Núcleo de Gestão Integrada, 2000. 60 p. (Apostila).

- NASCIMENTO, C. W. A., BARROS, D. A. S., MELO, E. E. C., OLIVEIRA, A. B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28, 385 - 392, 2004.
- NASCIMENTO, M. R. L., MOZETO, A. A. Valores de referência para metais pesados em sedimentos fluviais e lacustres na bacia hidrográfica do Rio Tietê, SP. In: Reunião anual da sociedade brasileira de química, 25, 2002, Poços de Caldas. *Anais... Poços de Caldas: 2002.*
- NILSSON, J. Soil vulnerability mapping in Sweden. In: *MAPING OF SOIL AND TERRAIN VULNERABILITY TO SPECIFIED CHEMICAL COMPOUNDS IN EUROPE AT SCALE OF 1:5 M*, 1991, Wageningen, Holanda. *Anais... Wageningen, Holanda: 1991. p. 117-125.*
- NILSSON, J.; GRENNFELT, P. (eds.). Critical loads for sulphur and nitrogen Milijorapport. Nordic Council of Ministers, 15, Copenhagen. 1998.
- OLDEMAN, R. L. HAKKELING, R. T. A., SOMBROEK, W. G. World map of the status of human induced soil degradation: an explanatory note. Wageningen: ISRIC-UNEP, 1991, 2 ed.
- OLIVEIRA, T. S., FONTES, M. P. F., DA COSTA, L. M., HORN, A. H. Relationship between magnetization of Brazilian soils from different parent materials. *Soil Science*, 825-834, 2000.
- PEDROSA, C. A., CAETANO, F. A. Águas Subterrâneas. Brasília: Superintendência de informações hidrológicas - Agência Nacional de Águas, 2002. 85p. (Relatório).
- PENKOV, M. Basic procedures for mapping the chemical contamination of Bulgarian soils. In: *MAPING OF SOIL AND TERRAIN VULNERABILITY TO SPECIFIED CHEMICAL COMPOUNDS IN EUROPE AT SCALE OF 1:5 M*, 1991, Wageningen, Holanda. *Anais... Wageningen, Holanda: 1991. p. 57-60.*
- PEREIRA NETO, J. T. Manual de compostagem - Processo de baixo custo. Belo Horizonte: UNICEF, 1996. 56 p.

PEREIRA NETO, J. T. Quanto vale o nosso lixo. Viçosa: Ação e Promoção, 1999. 70p.

PISCOPO, G. Groundwater vulnerability maps – Macquarie Catchment: Parramatta NSW – Department of Land and Water Conservation, 2001. 14 p. (Explanatory notes).

RAMALHO, J. F. G. P., AMARAL SOBRINHO, N. M. B., VELLOSO, A. C. X. Contaminação da Microbacia de Caetés com metais pesados pelo uso de Agroquímicos. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 35, n.7, p. 1289-1303, 2000.

RAUTA, C. I. M. Some aspects concerning the approach for mapping of soil and terrain vulnerability to specified groups of chemical compounds in Romania. In: MAPING OF SOIL AND TERRAIN VULNERABILITY TO SPECIFIED CHEMICAL COMPOUNDS IN EUROPE AT SCALE OF 1:5 M, 1991, Wageningen, Holanda. Anais... Wageningen, Holanda: 1991. p. 105-111.

ROELS H., BERNARD A.M., CARDENAS A., BUCHET J.P., LAUWERYS R.R., HOTTER G., RAMIS I., MUTTI A., FRANCHINI I., BUNDSHUH I., STOLTE H., DE BROE M.E., NUYTS G.D., TAYLOR S.A., PRICE R.G. Markers of early renal changes induced by industrial pollutants. III. Application to workers exposed to cadmium. British Journal of Industrial Medicine , Londres, p. 37-48, 1993.

SECUNDA, S, COLLIN, M. L., MELLOUL, A. J. Groundwater vulnerability assesment using a composite model combining DRASTIC with extensive agricultural land use in Israel's Sharon region. Journal of Environmental Management, 54, 39 - 57, 1998.

SEQUI, P.; VIANELLO, G ; CIAVATTA, C. An Italian Approach to the Determination of Areas Vulnerable to Pollution. In: MAPING OF SOIL AND TERRAIN VULNERABILITY TO SPECIFIED CHEMICAL COMPOUNDS IN EUROPE AT SCALE OF 1:5 M, 1991, Wageningen, Holanda. Anais... Wageningen, Holanda: 1991. p. 91-97.

- SCHIMIDT, R. Soil Vulnerability Assessment and Chemical Soil Degradation in Eastern Germany In: MAPPING OF SOIL AND TERRAIN VULNERABILITY TO SPECIFIED CHEMICAL COMPOUNDS IN EUROPE AT A SCALE OF 1:5 M, 1991, Wageningen, Holanda. Anais... Wageningen, Holanda: 1991. p. 77-82.
- SILVA, J., MELLO, J. W. V., CORRÊA, M. L. T., LIMA, C. E. P. Mobilização de metais em dois latossolos tratados com escória de aciaria. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 5, 2002, Belo Horizonte. Anais... Belo Horizonte: 2002. p. 237-239.
- SILVA, E. Princípios básicos de avaliação de impactos ambientais. Viçosa: Departamento de Engenharia Florestal da UFV, 2002. 30p. (Apostila).
- SMIDT, G. R. B. Introduction and framework of the chemical time bombs project. In: MAPPING OF SOIL AND TERRAIN VULNERABILITY TO SPECIFIED CHEMICAL COMPOUNDS IN EUROPE AT A SCALE OF 1:5 M, 1991, Wageningen, Holanda. Anais... Wageningen, Holanda: 1991.
- STEVENSON, F. J., COLE, M. A. Micronutrients and toxic metals. In: STEVENSON, F. J., COLE, M. A. Cycles of soil. 2 ed. New York: John Wiley & Sons, 1999. p. 371 – 414.
- STEWART, M. A., JARDINE, P. M., BARNETT, M. O., MEHLHORN, I. L., HYDER, L. K., MCKAY, L. D. Influence of soil geochemical and physical properties on the sorption and bioaccessibility of chromium (III). Journal of Environmental Quality, 32, p. 129-137, 2003.
- STIGLIANI, W. M. Chemical time bombs: Definition, Concepts and Examples. Executive report 16, Laxenburg. 1991.
- STIGLIANI, W. Changes in Valued “Capacities” of Soils and Sediments as Indicators of Nonlinear and Time-Delayed Environmental Effects, Environmental Monitoring and Assessment, vol. 10, p. 245-347, 1988.

STOLBOVOY, V. S. Data base for the regionalisation of soil and terrain vulnerability to specific groups of chemical compounds in 1:5 M scale. In: MAPPING OF SOIL AND TERRAIN VULNERABILITY TO SPECIFIED CHEMICAL COMPOUNDS IN EUROPE AT A SCALE OF 1:5 M, 1991, Wageningen, Holanda. Anais... Wageningen, Holanda: 1991. p. 149-153.

TACHIZAWA, T. Gestão ambiental e responsabilidade social corporativa. São Paulo: Atlas, 2002.

TILLER, K.G. Heavy Metals in soils and their environmental significance. In:TILLER, K. G. Advances in soil science. New York: Springer, 1989. v9, p. 113-114.

UNEP. Global environmental outlook 2000. [21 fev. 2007]. (<http://www.unep.org/geo2000/>).

USDA. Saturated Hydraulic Conductivity in Relation to Soil Texture. [12 fev. 2007]. (<http://www.mo10.nrcs.usda.gov/references/guides/properties/index.html>).

VAN DUIJVENBOODEN, W. Soil monitoring systems and their suitability for predicting delayed effects of diffuse pollutants. Agriculture, Ecosystems and Environment, vol. 67, p. 189-196, 1998.

VAN LYNDEN, G. W. J. Guidelines for the assessment of soil degradation in Central and Eastern Europe. Roma: 2000. 27 p.

VARALLAY, G. Soil Vulnerability Mapping in Hungary. In: MAPPING OF SOIL AND TERRAIN VULNERABILITY TO SPECIFIED CHEMICAL COMPOUNDS IN EUROPE AT SCALE OF 1:5 M, 1991, Wageningen, Holanda. Anais... Wageningen, Holanda: 1991. p. 83-90.