



Química na Agricultura

Daniel Vidal Pérez

Este documento tem nível de compartilhamento de acordo com a licença 3.0 do [Creative Commons](http://creativecommons.org).



<http://creativecommons.org.br>
<http://creativecommons.org/licenses/by-sa/3.0/br/legalcode>

Química na Agricultura

Prólogo

Em se plantando tudo dá? Dá????

Essa será a base da exposição no tema Química na agricultura. Desde o descobrimento do Brasil, tem-se a errônea ideia de que a fertilidade de nossas terras é muito elevada. Quem muito contribuiu para essa ideia foram os primeiros navegantes que aportaram tão longínquas terras e avistaram uma floresta esplêndida (floresta ou Mata Atlântica), como nunca se tinha visto até então. Imagine só quando ocorreram as primeiras incursões pela Hiléia Amazônica?

No entanto, como se descobriu mais recentemente, essa exuberância se deve ao enorme potencial de biociclagem que se estabelece nos primeiros 5-10 cm do solo. Na realidade, a maioria dos nossos solos é originada de rochas muito antigas, datadas do Pré-Cambriano (1,5 bilhões de anos), ou de sedimentos derivados do intemperismo dessas rochas, como é o caso dos solos formados na Bacia Amazônica. Em nosso território, poucos foram os eventos de rejuvenescimento de solos, o que, em geral, está relacionado à presença de geleiras ou de eventos vulcânicos recentes.

Cenário

Desta forma, num contexto em que estudantes estão a descobrir as aplicações da Química no dia-a-dia, sempre terá “aquele engraçadinho” que odeia Química e vai achar que qualquer coisa é mais fácil do que estudar esse assunto. Portanto, num ambiente de férias ou de lazer, num fim-de-semana ou feriado, ocorre dos alunos estarem visitando a propriedade de um familiar deles. Em algum momento, então, surge a ideia de que cuidar da fazenda, plantar, cuidar dos animais... Isso é que é vida! E com o detalhe: EU NÃO PRECISO DE QUÍMICA.

A partir daí, o familiar que cuida da fazenda começará a apontar a presença da Química no campo. Além disso, trabalhando o perfil desse familiar, para a figura de um empreendedor tecnificado, como é comum encontrar hoje no Brasil, tanto entre os pequenos como em grandes fazendeiros, pode se caminhar na direção dos conceitos da sustentabilidade dos recursos naturais na Terra.

Desta forma, o texto a seguir resume os principais conceitos, lastreados em literatura especializada nacional e internacional, algumas citadas no texto, outras simplesmente como fonte de consultas (anexo bibliografia), que deverão permear o tema em questão. O primeiro assunto diz respeito à maneira como a planta obtém seu alimento (I - NUTRIÇÃO MINERAL DAS PLANTAS). Muitos dos textos e

páginas da Internet, selecionados pelo GRUPO de APOIO do PROJETO MÍDIAS da PUC-RJ, demonstram a grande importância dada à questão da adubação. Porém, a base por trás disso, “como as plantas se alimentam?”, isso raras vezes foi passado e, a meu ver, é fundamental para que se faça a tomada de decisão: qual o manejo mais adequado? Adubação mineral? Adubação orgânica? Manejo convencional? Manejo agroecológico? Logo a seguir, em função do grau de interdependência, segue o assunto relativo a uma das principais reações do solo, notadamente importantes em nossas condições, posto que estamos tratando de solos “velhos”: a acidificação (II. REAÇÕES QUÍMICAS NO SOLO: CONSIDERAÇÕES SOBRE A ACIDEZ DO SOLO E CALAGEM). Na sequência, irá se abordar a origem do solo: o intemperismo (III – INTEMPERISMO). A partir daqui, podem se tomar vários caminhos. Por isso, a numeração de cada capítulo pode ser alterada. Minha decisão foi por abordar o maior responsável pela revolução ocorrida na agricultura após a Segunda Guerra, o uso de Pesticidas (IV – PESTICIDAS). Como os conhecimentos em química começam a recrudescer, o próximo capítulo tenta diminuir a “pressão” ao falar dos principais componentes do solo responsáveis por todas as reações vistas até o momento (V - COMPOSIÇÃO DO SOLO). Como se tem focado, até então, em solo e água, o próximo capítulo, muito atual, relaciona o impacto da agricultura nas mudanças globais (VI - EFEITO ESTUFA/MUDANÇAS CLIMÁTICAS). Como esse assunto está intimamente relacionado com os impactos negativos de nossa sociedade, introduz-se, muito superficialmente, o problema da poluição e as alternativas para o controle das áreas já contaminadas, com ênfase para a fitorremediação (VII. POLUIÇÃO DO SOLO E REMEDIAÇÃO). Os capítulos VIII a X visam incrementar um pouco mais a informação sobre a distribuição das principais feições dos solos nacionais, para que as diversas comunidades que serão impactadas pelas informações distribuídas pelo PROJETO MÍDIAS da PUC-RJ possam se encontrar/sensibilizar/motivar. O capítulo VIII introduz, muito superficialmente, dados sobre os solos brasileiros; o capítulo IX aprofunda os conhecimentos sobre uma propriedade muito importante dos solos, a capacidade de troca catiônica, já enfatizada em outras mídias consultadas, mas com outra forma de abordagem; o capítulo X fala da relação do solo com os ecossistemas, com ênfase, no final, para os nossos principais biomas.

I - Nutrição mineral das plantas

São três os meios que contribuem com elementos químicos para a composição das plantas (Faquin, 1994):

- a) O ar, que contribui com o carbono, normalmente, na forma de CO_2 ;
- b) A água, que contribui com hidrogênio e oxigênio;
- c) O solo, que contribui com os demais elementos.

Do ponto de vista quantitativo, C, H e O contribuem com mais de 90%, em massa, da composição elementar de uma planta. Logo, aparentemente, o solo é o meio menos importante. No entanto, a Lei dos Mínimos de Liebig, citada por Raij (1991) e Lepsch (1993), apesar de apresentar uma aplicação limitada, indica, em sua idéia básica, que o "máximo de produção depende do fator de crescimento que se encontra à disposição da planta em menor quantidade":

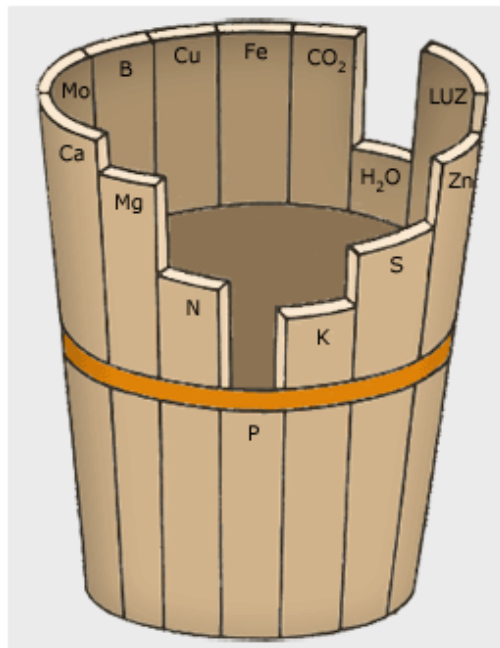


Figura I.1

Processo de contacto				
Elemento	Intercepção	Fluxo da massa	Difusão	Aplicação de adubo
		(% do total)		
N	1	99	0	Distante, cobertura
P(1)	2	4	94	Perto, localizado
K	3	25	72	Perto, localizado
Ca	287	760	0	Lanço
Mg	57	375	0	Lanço
S	5	95	0	Distante, cobertura
B	29	1.000	0	Distante, cobertura
Cu	70	20	10	Lanço, localizado
Fe	50	10	40	Lanço, localizado
Mn	15	5	80	Perto, localizado
Mo	10	200	0	Lanço
Zn	20	20	60	Perto, localizado

Tabela I.1

Os outros elementos, ainda que alguns afetem o desenvolvimento vegetal, tais como o Si, Co, Ni e Na, não são ainda considerados elementos essenciais e, por isso, não são categorizados, de maneira geral, como nutrientes.

A tabela abaixo indica a importância fisiológica de cada elemento e as principais formas absorvíveis (Malavolta et al., 1989; Dechen & Nachtigall, 2006; Kirkby & Romheld, 2007):

Elemento	Formas Absorvíveis	Função Principal
Nitrogenio (N)	NO_3^- e NH_4^+	Componente de proteínas, clorofila e ácidos nucleicos
Fósforo (P)	H_2PO_4^- e HPO_4^{2-}	Transferência de energia; metabolismo; componente de ácidos nucléicos e nucleoproteínas
Potássio (K)	K^+	Síntese de proteínas; translocação de carboidratos; ativador de enzimas
Cálcio (Ca)	Ca^{2+}	Componente estrutural das células da parede celular; alongação celular; afeta permeabilidade celular
Magnésio (Mg)	Mg^{2+}	Componente da clorofila; ativador de enzimas; divisão celular
Enxofre (S)	SO_4^{2-}	Constituinte de proteínas; envolvido na respiração e formação de nódulos
Ferro (Fe)	Fe^{2+}	Síntese de clorofila; reações de oxirredução; ativador enzimático
Manganês (Mn)	Mn^{2+}	Reações de oxirredução; redução de nitrato; ativador enzimático
Cobre (Cu)	Cu^{2+}	Ativador enzimático; redução de nitrato; respiração
Zinco (Zn)	Zn^{2+}	Ativador enzimático; regula pH do meio celular
Molibdênio (Mo)	MoO_4^{2-}	Redução de nitrato; fixação de N atmosférico por leguminosas
Cloro (Cl)	Cl^-	Reações fotoquímicas na fotossíntese
Boro (B)	H_2BO_3^-	Maturação e diferenciação celular; translocação de carboidrato
Níquel (Ni)	Ni^+	Metabolismo de fotoassimilação de carbono; metabolismo de assimilação de N em compostos orgânicos; translocação de N

Tabela 1.2. Elementos considerados nutrientes para as plantas, suas principais funções e espécies químicas preferencialmente absorvidas.

As plantas obtêm os nutrientes que necessitam através da absorção pelas raízes dos elementos essenciais na solução do solo. Essa absorção pode ocorrer de três formas:

- Por interceptação radicular, através do contato direto da raiz ou, no caso da planta ter estabelecido uma simbiose com fungos micorrízicos, através do contato direto das hifas com o nutriente;

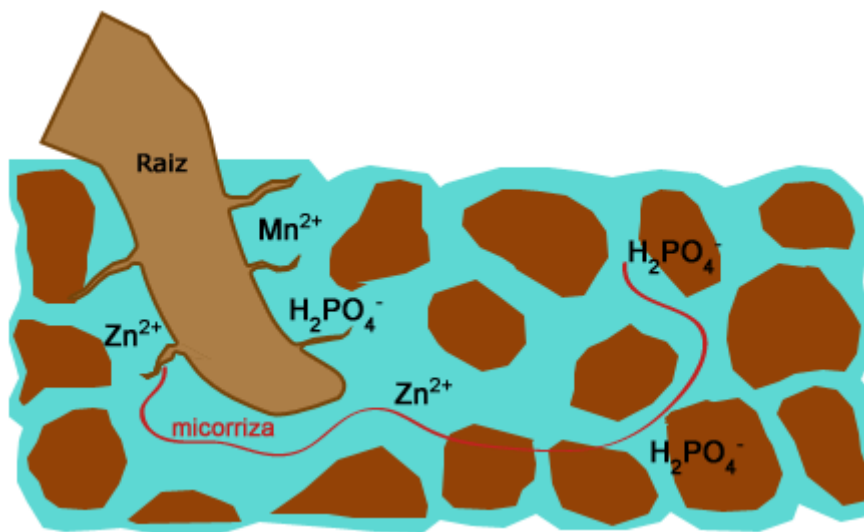


Figura I.2. Esquema de interceptação radicular.

b) Fluxo de massa, através da entrada de água na planta;

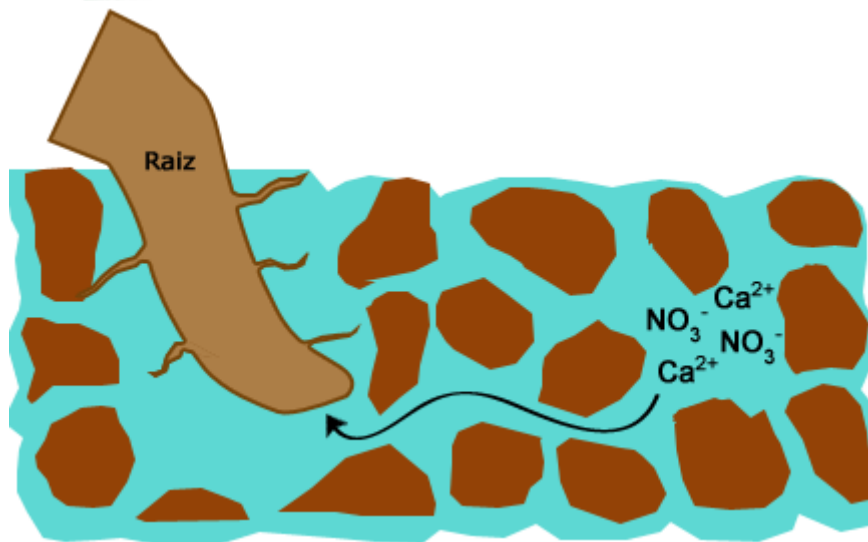


Figura 1.3. Esquema de fluxo de massa.

c) Difusão, ou seja, de área mais concentrada, no solo para a área menos concentrada, próxima a raiz (rizosfera) onde o fluxo de absorção é maior. No entanto, cada elemento tem sua velocidade de difusão, o que é função, basicamente, do seu grau de interação com as forças atrativas ou repulsivas do solo. Por exemplo, o nitrato é muito móvel em função da repulsão que sofre com respeito às cargas do solo que, normalmente, são negativas. O potássio, por exemplo, é adsorvido ao solo por forças eletrovalentes, mais fracas que a ligação do fosfato, que é adsorvido por forças covalentes. Logo, espera-se que, em geral, o K seja mais móvel no solo que o P.

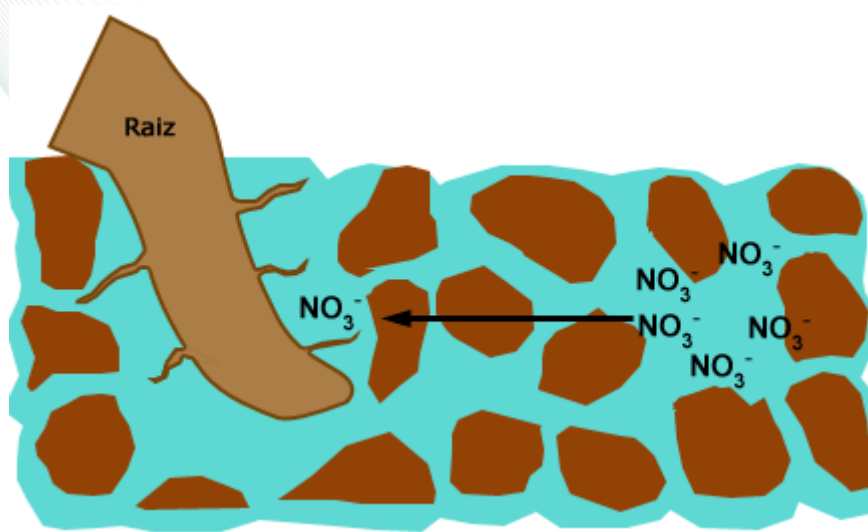


Figura I.4. Esquema de difusão.

Malavolta (1987) apresenta uma tabela que exemplifica a importância de cada um desses três processos para os macro e micronutrientes e sua importância para a localização da aplicação do adubo:

Processo de contacto				
Elemento	Intercepção	Fluxo da massa	Difusão	Aplicação de adubo
(% do total)				
N	1	99	0	Distante, cobertura
P(1)	2	4	94	Perto, localizado
K	3	25	72	Perto, localizado
Ca	287	760	0	Lanço
Mg	57	375	0	Lanço
S	5	95	0	Distante, cobertura
B	29	1.000	0	Distante, cobertura
Cu	70	20	10	Lanço, localizado
Fe	50	10	40	Lanço, localizado
Mn	15	5	80	Perto, localizado
Mo	10	200	0	Lanço
Zn	20	20	60	Perto, localizado

Tabela I.3. Relação entre processo de transferência do elemento para a planta e o local de aplicação do adubo

Como visto, o solo atua como um reservatório, sendo que o esquema abaixo apresenta uma visão geral dos compartimentos e vias de transferência (Reichardt, 1985; Faquin, 1994):

M(Sólido) ⇌ M(Solução) ⇌ M(Raiz) ⇌ M(Parte Aérea)

Onde:

M representa um elemento qualquer;

M(Sólido) representa o elemento na fase sólida (cristalina, precipitada etc.) ou adsorvido;

M(Solução) seria o elemento na fase aquosa:

M(Raiz) e

M(Parte Aérea) estariam associados ao elemento absorvido pela planta.

Apesar de as setas indicarem processos em ambos os sentidos, há uma predominância do movimento do solo para a planta. Quando a fase sólida (matéria orgânica e mineral do solo) não consegue transferir para a solução do solo quantidades adequadas de um nutriente, é necessário aplicar um fertilizante (mineral, orgânico ou organo-mineral) que contenha o elemento em falta. E nisso consiste a adubação, ou seja, cobrir a diferença entre o consumido pela planta e o fornecido pelo solo. No entanto, existem perdas ao colocar os adubos no solo, o que, também, deve ser compensado na hora da adubação.

Essa situação é gerada pela interação do adubo no ambiente. Por exemplo, no caso do nitrogênio, Yamada & Abdalla (2000) ilustram o balanço do nitrogênio no sistema solo-planta-atmosfera, dado pela diferença entre ganhos e perdas no sistema, da seguinte forma:

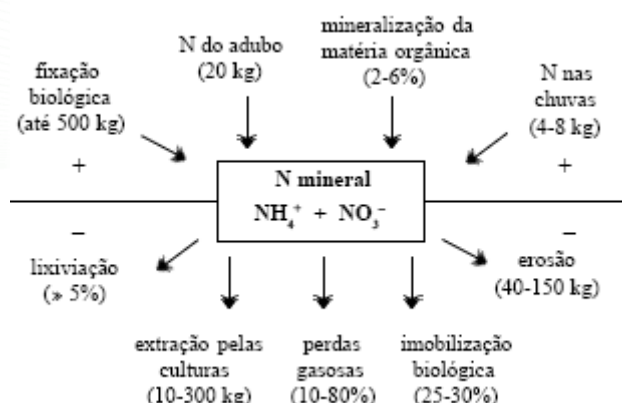


Figura I.5. Balanço de N aplicado na forma de adubo mineral em um solo agrícola hipotético.

Alcarde et al (1998) ilustram, também, na tabela I.5, o efeito do pH na eficiência de absorção de vários nutrientes.

Elementos	PH					
	4,5	5,0	5,5	6,0	6,5	7,0
Nitrogênio	20	50	75	100	100	100
Fósforo	30	32	40	50	100	100
Potássio	30	35	70	90	100	100
Enxofre	40	80	100	100	100	100
Cálcio	20	40	50	67	83	100
Magnésio	20	40	50	70	80	100
Médias	26,7	46,2	64,2	79,5	93,8	100

Tabela I.5. Estimativa de variação percentual da assimilação dos principais nutrientes pelas plantas em função do pH do solo.

O texto a seguir baseia-se completamente em Fernandes & Souza (2006). As células vegetais têm uma parede celular externa e rígida, formada, principalmente, por uma rede de microfibrilas de celulose, interligadas por feixes de glicanas. Esse conjunto está embebido em uma matriz de hemicelulose e substâncias pécicas. Internamente, existe uma membrana, composta, principalmente, de material lipoproteico, conhecida como plasmalema ou membrana plasmática.

Você poderá visualizar a figura que representa célula vegetal, destacando a parede celular e membrana plasmática em

http://pt.wikipedia.org/wiki/Ficheiro:Cell_membrane_detailed_diagram_pt.svg

A membrana plasmática é um delgado filme de fosfolipídios e proteínas, pressionado contra a parede celular.

No quadro abaixo, encontra-se a composição da parede celular de alguns tecidos vegetais:

Quadro 1. Composição da parede celular de alguns tecidos vegetais

Tecido vegetal	Composição da parede celular				
	Celulose	Hemicelulose	Pectatos	Proteínas	Lipídios
	g kg ⁻¹				
Milho (coleóptilo)	350	300	130	-	210
Trigo (folhas)	300	110	220	-	-
Aveia (caule)	260	400	200	130	10

Tabela I.6. Composição da parede celular de alguns tecidos vegetais (Fernandes & Souza, 2006).

Dentro da parede celular há os micro e macroporos formados pela organização das microfibrilas de celulose, hemicelulose e lignina, com incrustações, depósitos de ácidos orgânicos, proteínas estruturais e outros compostos que ajudam a formar a estrutura da parede celular. Esses macros e microporos conectam-se com os espaços intercelulares e formam um *continuum*, também chamado de “espaço livre” ou apoplasma. Qualquer espécie iônica, o K⁺, por exemplo, pode difundir livremente da solução do solo para o interior das raízes, circulando pelo espaço livre.

A passagem de um íon do espaço externo (livre) para o interno de uma célula só ocorre através de sítios específicos na superfície do plasmalema. Logo, se um íon não encontra o seu sítio, ele só poderá circular nos poros, no espaço intercelular e até sair da planta.

No entanto, uma vez absorvido, não volta mais pro lado externo. Ele desloca-se do interior de uma célula a outra até chegar ao parênquima vascular. Nessa situação, o caminho a ser percorrido é possível graças a uma rede de comunicação célula a célula, os plasmodesmas. Ele é um prolongamento do material celular que passa através de poros na parede celular, formando um continuum, desde as células mais externas (epiderme) até as mais internas (endoderme) da raiz. Esse conjunto é chamado de simplasma. Algumas espécies iônicas, de absorção muito rápida, são quase que totalmente absorvidas nas células epidérmicas ou nas primeiras camadas de células. Neste caso, essas espécies chegam à área vascular por deslocamento simplástico, como é o caso do fosfato. Outros íons, como o potássio, deslocam-se facilmente por via apoplástica.

A absorção de íons nas membranas ocorre através de sítios, de origem protéica, que permitem a passagem dos íons do meio externo para o interno das células. Essas proteínas formam os três sistemas que atuam no transporte de íons:

- a) Bombas iônicas = atuam no transporte unidirecional de íons (uniporte) e estão ligadas a sistemas geradores de energia (ex. H-ATPases);
- b) Transportadores de íons = podem ser unidirecionais (uniporte) e atuar na troca de uma espécie iônica por outra (antiporte) ou no transporte simultâneo (simporte);
- c) Canal iônico = transporta apenas a favor de gradientes de potencial eletroquímico.

Nesse ponto, vale a pena fazer uma reflexão: se os íons encontrados na solução do solo e no interior das raízes fossem distribuídos naturalmente, de acordo com princípios de físico-química, deveria haver o deslocamento de íons do local mais concentrado para o menos concentrado. No entanto, a concentração observada de íons na raiz é muito superior (de centenas a dezenas de milhares de vezes) a encontrada na solução do solo. Além disso, mesmo em condições em que a concentração de nutrientes na solução externa seja 1000 vezes inferior a das raízes, ainda assim, as plantas absorvem esses elementos (Figura 1.10). Logo, QUE FORÇAS SERIAM CAPAZES DE VENCER A BARREIRA FORMADA PELOS GRADIENTES DURANTE O PROCESSO DE ABSORÇÃO VEGETAL?

Um dos mecanismos mais importantes na nutrição mineral das plantas envolve a bomba iônica de extrusão de prótons, um transporte contra o gradiente de potencial eletroquímicos e, por isso, considerado como transporte ativo.

Quando uma célula vegetal em equilíbrio com a solução externa é medida, com microeletrodos, por exemplo, observa-se que existe uma diferença de potencial em torno de -100 mV. A existência desse potencial, em condições de equilíbrio de fluxos, indica que as plantas tendem a manter excesso de carga negativa no seu interior, com respeito à solução externa. Essas cargas originam-se da dissociação de ácidos orgânicos, com posterior extrusão de prótons. O pH citoplasmático está em torno da neutralidade e os ácidos orgânicos têm pK em torno de 3,5. Assim, em condições normais de metabolismo, esses ácidos estarão dissociados. Assim, a bomba de prótons gera um gradiente de prótons e, conseqüentemente, uma força próton motriz que energiza o transporte de outros íons.

Como isso funciona?

A bomba de prótons é, na verdade, um transportador de íons específico para prótons (H^+) que funciona usando energia metabólica (ATP). O transportador, estimulado pela presença de H^+ no meio interno,

usa a energia gerada pela hidrólise do ATP para mudar de estado energético, liga-se ao H^+ e o bombeia para o meio externo, independentemente de troca por outro cátion (do meio externo). É, portanto, um sistema de transporte unidirecional (Uniporte).

Os nutrientes, após deslocamento por via simplástica ou apoplástica, alcançam as células do parênquima vascular e um processo inverso tem lugar, com o efluxo dos nutrientes para o espaço livre da área estelar. Esses nutrientes e a água seguem então via xilema para a parte aérea da planta, onde são, novamente, depositados no espaço livre das células. Para participar do metabolismo celular, esses nutrientes precisam atravessar novamente a barreira do plasmalema

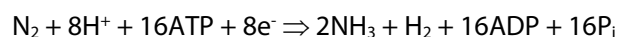
Outras formas importantes de absorção de nutrientes envolvem a simbiose das plantas com microorganismos, como bactérias e fungos. Nesse caso, destacam-se as bactérias fixadoras de N atmosférico (FBN) e os fungos micorrízicos.

A contribuição de bactérias para a nutrição de plantas leguminosas através da fixação biológica de nitrogênio é bastante conhecida (Oliveira et al., 2004). Nestas associações, bactérias Gram-negativas conhecidas como rizóbios (*Rhizobium*, *Azorhizobium*, *Allorhizobium*, *Bradyrhizobium*, *Sinorizobium*, *Mesorhizobium*) colonizam tecidos vegetais internos (raízes e, por vezes, o colmo) como simbioss, causando o desenvolvimento de estruturas de simbiose altamente especializadas denominadas de nódulos. Uma vez que ocorre a formação de nódulos funcionais, os rizóbios assumem uma morfologia característica de associações simbióticas (bacteróides) e fixam ativamente o nitrogênio atmosférico que é transferido para a planta hospedeira em troca de fotoassimilatos.

Esse processo simbiótico é extremamente importante em cultivos comerciais de alguns legumes (soja e caupi, por exemplo) e na recuperação de áreas degradadas (Franco & Faria, 1997).

Com respeito às não-leguminosas, um levantamento da contribuição da FBN para a cultura da cana-de-açúcar foi feito em áreas de produção representativas do cenário brasileiro nos estados de São Paulo, Rio de Janeiro, Minas Gerais e Pernambuco (Polidoro et al., 2001). Utilizando-se os valores médios de $\delta^{15}N$ das plantas de cana-de-açúcar e das testemunhas, estimou-se que a contribuição da FBN para a nutrição nitrogenada da cana-de-açúcar no Brasil variou, nas condições de estudo de 0 a 60%, com média de 32%.

O principal responsável pela fixação do N atmosférico é a enzima nitrogenase que, nas CNTP, media a reação (Moreira & Siqueira, 2006):



Os fungos micorrízicos formam uma associação íntima e benéfica com as plantas, que resulta no aumento da absorção de água e nutrientes pelos vegetais, principalmente o fósforo, devido a sua baixa mobilidade no solo (Siqueira & Franco, 1988; Assis et al., 1992). As associações micorrízicas são de três tipos: endomicorrizas, ectomicorrizas e ectendomicorrizas. Dessas, para as regiões tropicais, as endomicorrizas apresentam-se como as mais frequentes e de maior potencial de utilização. O grupo das endomicorrizas vesicular-arbusculares (MVA) apresenta colonização dos espaços inter e intracelulares das células da epiderme e córtex das raízes, formando vesículas e arbúsculos (Figura I.13). Além disso, apresenta grande quantidade de micélio externo que pode atingir sítios fora da zona de depleção de nutrientes, aumentando assim a absorção e o aproveitamento de água e nutrientes da solução do solo. Outra alternativa para se obter os benefícios dos fungos MVA pode ser o manejo do solo, adotando-se práticas conservacionistas, rotação de culturas, adubação verde, moderação nas adubações fosfáticas e nitrogenadas, redução do uso de agrotóxicos etc., que normalmente elevam o potencial de inóculo dos fungos micorrízicos nativos.

II - Reações químicas no solo: considerações sobre a acidez do solo e calagem

A acidificação do solo é um fenômeno natural. Com ou sem a prática da agricultura, que é feita pelo homem, a acidificação do solo ocorrerá normalmente na natureza.

A formação de um solo a partir de uma rocha matriz (material de origem) é um processo acidificante, que se inicia quando a superfície de uma rocha é colonizada primeiramente por algas e líquens. Com o passar do tempo, em ecossistemas naturais, onde os solos não são cultivados, normalmente, os solos vão ficando gradualmente mais ácidos.

Solos mais velhos e mais intemperizados (ex.: a grande maioria dos solos brasileiros) são, geralmente, mais ácidos que solos jovens (ex.: solos argentinos). Agora, é importante levantar o seguinte aspecto: apesar da elevada acidez natural dos solos brasileiros ($\text{pH} < 5,0$), a produtividade florestal da mata amazônica, por exemplo, é superior quando em confronto com a floresta de regiões mais frias (ex.: florestas francesas e alemãs) com solos menos ácidos. A razão é que as espécies das árvores nativas no Brasil desenvolveram uma série de mecanismos de adaptação a um ambiente ácido, onde o solo é pobre em nutrientes. Além disto, solo ácido normalmente apresenta grande quantidade de alumínio (Al) ou manganês (Mn), que são tóxicos para a maioria das plantas cultivadas (ex.: tomate, repolho e couve). Enquanto as espécies das árvores nativas possuem mecanismos de tolerância a Al, obtidos através de longos anos de evolução, muitas cultivares de plantas cultivadas no Brasil não conseguem se desenvolver em solos pobres em nutrientes e são muito sensíveis à presença de alumínio e manganês.

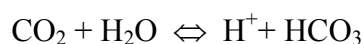
No Brasil, equipes de melhoristas conseguiram importantes progressos na obtenção de cultivares tolerantes a Al, mas, no mercado, predomina ainda um grande número de cultivares sensíveis a este metal. Não se tem conhecimento de cultivares de pepino, tomate, repolho, quiabo ou couve que sejam adaptadas a solos ácidos e sejam produtivas. Cultivares de tomate tipo santa cruz ou salada e cultivares de pepino tipo aodai, japonês ou caipira, por exemplo, além de serem altamente exigentes em Ca, Mg, K e P, são altamente sensíveis ao alumínio. Assim, podemos perguntar: COMO OS SOLOS SE TORNAM ÁCIDOS?

A acidificação do solo é um processo que vai ocorrendo à medida que os nutrientes Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ retidos nas partículas carregadas com cargas do solo (minerais de argila e colóides orgânicos-Vide CTC) vão sendo lixiviados para a solução do solo, ou seja, a água do solo, e substituídos por hidrogênio (H^+) ou alumínio. Entretanto, surge a pergunta: DE ONDE VEM TANTO HIDROGÊNIO PARA SUBSTITUIR CÁLCIO, MAGNÉSIO E POTÁSSIO E DEIXÁ-LOS SEREM LIXIVIADOS?

Existem várias maneiras de ele surgir no solo, das quais se destacam:

1ª) Dissociação do gás carbônico (CO_2)

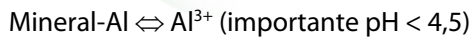
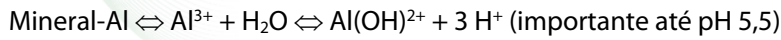
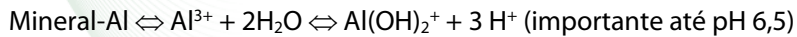
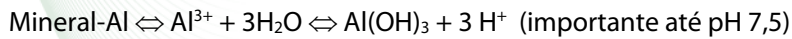
O gás carbônico está naturalmente presente nos poros do solo que contêm ar, devido à respiração dos micro-organismos. Este gás carbônico liberado vai reagir com a água também retida nos poros do solo, de acordo com a seguinte reação:



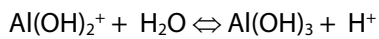
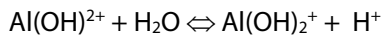
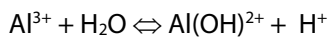
Os íons hidrogênio e bicarbonato ficam dissolvidos na água do solo (também chamada de solução do solo). Por equilíbrio, o hidrogênio presente na solução do solo pode deslocar um nutriente (K^+ , por exemplo) retido nas cargas do solo (CTC). O potássio passa para a solução do solo e juntamente com o ânion bicarbonato (HCO_3^-) é lixiviado para camadas mais profundas do solo, longe das raízes das plantas. Isto ocorre de maneira idêntica para o cálcio e magnésio, mas esta reação leva a acidez do solo até pH 5,2 e é fato que existem solos com pH menor que este. Então, para valores menores de pH, o hidrogênio surge de outras maneiras como será visto a seguir.

2ª) Intemperismo das rochas

Apesar de ser uma reação lenta, o intemperismo das rochas também gera acidez, principalmente quando há a liberação de elementos que se hidrolisam facilmente, como é o caso do Al, Fe e Mn. Abaixo, ilustra-se a situação com Al:



Esta situação também é aplicável quando esses elementos que se hidrolisam estão retidos pelas cargas do solo (vide CTC) e são liberados, por reação de troca ou simples equilíbrio, para a solução do solo, ou seja:

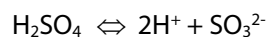


[Nota: M⁺ pode ser H⁺, K⁺ etc.]

3ª) Atividade de micro-organismos do solo

Durante a decomposição da matéria orgânica do solo efetuada por bactérias e fungos, ocorre a liberação de ácido sulfúrico (H₂SO₄) e nítrico (HNO₃) que, uma vez presentes na solução do solo, se dissociam:

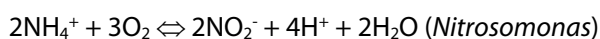
água do solo



Idêntica à primeira, os dois íons hidrogênio deslocam nutrientes (Ca²⁺, por exemplo) que passam para a solução do solo e juntamente com o sulfato (SO₄²⁻) são lixiviados para camadas mais profundas do solo.

Estas duas maneiras do hidrogênio surgir no solo são de ocorrência normal num ecossistema natural, ou seja, o solo vai se acidificando gradualmente. Quando se inicia a exploração agrícola, a acidificação do solo pode ser acelerada.

Outras reações de acidificação promovidas por micro-organismos podem ser exemplificadas, como nas reações envolvidas no processo de nitrificação:



4ª) Absorção de nutrientes pelas plantas

A maioria das plantas cultivadas absorve mais cátions (ex.: Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+) que ânions (ex.: Cl^- e SO_4^{2-}). Para cada cátion absorvido, uma quantidade equivalente de hidrogênio é liberada para a solução do solo (Figura II.1). Apesar de na absorção de um ânion como o cloreto (Cl^-) a raiz da planta liberar uma hidroxila (OH^-), sempre ocorrerá maior liberação de H^+ que acidificará o solo. Além disso, é bem conhecido o sistema de extrusão de H^+ pelas raízes das plantas (Camargo et al., 2001 e VIDE NUTRIÇÃO DE PLANTAS);

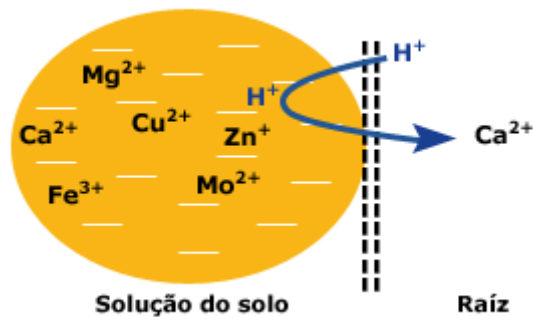
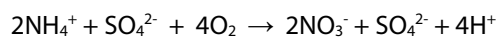
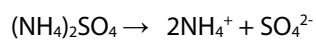


Figura II.1. Detalhe esquemático da absorção de Ca^{2+} pela planta e liberação de H^+ pela bomba de prótons.

5ª) Uso de fertilizantes

Ao adubarmos o solo utilizando adubos minerais como sulfato de amônio, $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, estamos acelerando ainda mais a acidificação do solo, pois este adubo, ao se dissolver no solo, reage com o oxigênio vindo a formar grande quantidade de hidrogênio H^+ .



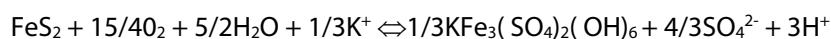
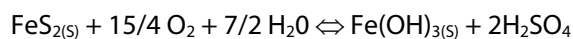
A uréia acidifica o solo de maneira semelhante.

6º) Solos sulfatados ácidos (Golez, 1995; Dent & Pons, 1995; Lani, 1998; Gamero, 2001)

A extrema acidez é causada pelo efeito da drenagem sobre material sulfídrico que acumulou em condições hidromórficas (fortemente redutoras) em áreas costeiras, notadamente em solos da classe Organossolo, mas também, com ocorrência em Espodosolos.

Entre pH 2 a 3,5, o enxofre elementar pode ser oxidado a sulfato, com a conseqüente produção de ácido sulfúrico, pela ação da bactéria *Thiobacillus thiooxidans*. A bactéria ***Thiobacillus ferrooxidans*** também ajuda no processo ao oxidar o Fe^{2+} a Fe^{3+} na pirita (FeS_2).

Outras reações relacionadas à decomposição da pirita e que geram acidez são:



7ª) Poluição

A queima de carvão e de combustíveis fósseis e os poluentes industriais lançam dióxido de enxofre e de nitrogênio na atmosfera. Esses gases combinam-se com o hidrogênio presente na atmosfera sob a forma de vapor de água. O resultado são as chuvas ácidas, como ilustrado na figura abaixo.

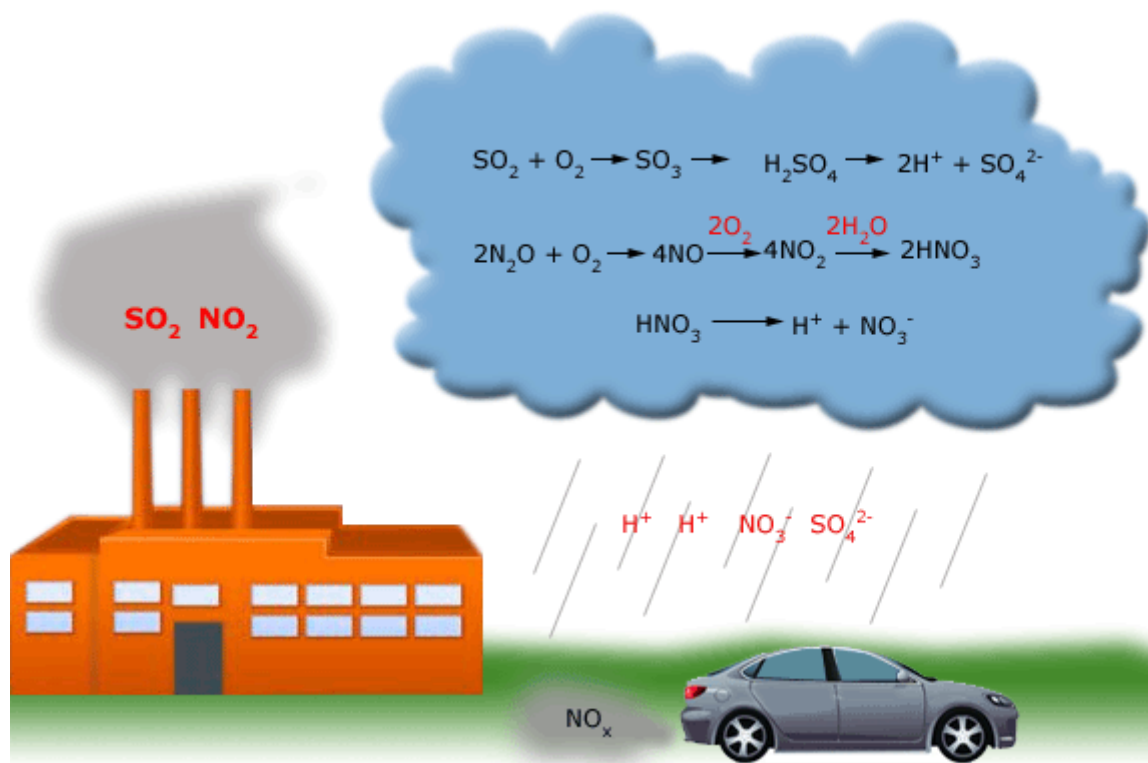
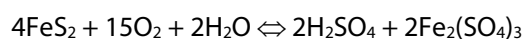
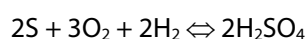


Figura II.2 – Detalhe esquemático da formação de chuva ácida.

Em ambientes de mineração, também é comum observar a acidificação em função da exposição de enxofre natural ou certos compostos de enxofre:



Conforme visto anteriormente, a acidez do solo resulta na lixiviação de nutrientes, que passam a ficar indisponíveis para as raízes, que se concentram em superfície. Em suma, o solo fica pobre em nutrientes como o cálcio, magnésio e potássio. Entretanto, a acidez do solo pode resultar em outros efeitos como:

a) Efeito direto: somente observado em condições de altíssima acidez ($\text{pH} < 3,0$), nas quais o hidrogênio altera a estrutura das células das raízes, impossibilitando-as de absorver nutrientes satisfatoriamente.

b) Efeitos indiretos: são os que normalmente ocorrem no solo, estando relacionados à maior presença de elementos fitotóxicos que induzem uma série de condições prejudiciais às plantas cultivadas:

b.1 - Toxidez de alumínio

Considerado como o principal efeito pernicioso da acidez, pois concentração maior que $0,5 \text{ cmolc kg}^{-1}$ de solo começa a causar danos a muitas culturas. Esta concentração pode surgir a partir do pH (H_2O) < 5,5, aumentando à medida que o pH vai abaixando. O alumínio impede o crescimento das raízes e atrapalha a absorção de fósforo e magnésio pela planta. Muitas vezes, os sintomas de toxidez de Al são observados na parte aérea das plantas que indicam deficiência de fósforo ou magnésio.

b.2 - Toxidez de manganês

Raramente observado. Entretanto, para simples informação, quando a concentração deste elemento está acima de 10 mg/kg de solo, ele pode afetar severamente o crescimento da parte aérea da planta, interferindo negativamente na distribuição do hormônio de crescimento – ácido indol-acético (AIA).

Desta forma, surge a questão: Como diminuir a acidez do solo?

De posse de informações sobre as maneiras como o solo se acidifica e os efeitos no crescimento da maioria das plantas cultivadas, nota-se a necessidade de controlar este fenômeno para permitir um melhor rendimento das culturas.

O procedimento mais eficiente, eficaz e rentável em curto prazo para controlar a acidez do solo é a calagem, pois ela propicia os seguintes efeitos:

- Eleva o pH do solo a níveis adequados para o crescimento da cultura;
- Neutraliza a toxidez de Al ou Mn;
- Enriquece o solo com cálcio e magnésio.

O material mais comum utilizado para corrigir a acidez do solo é o calcário, existente com relativa frequência e abundância no Brasil.

Calcário é o nome que se dá à substância CaCO_3 , também denominada carbonato de cálcio. Pode-se encontrá-la pura ou associada ao carbonato de magnésio – MgCO_3 .

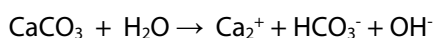
Os principais tipos de calcários são:

- a. *Calcário calcítico, calcita ou aragonita pura*: é o calcário que contém 100% de CaCO_3 .
- b. *Calcário dolomítico ou dolomita pura*: é o calcário que contém 54,3% de CaCO_3 e 45,7% de MgCO_3 .
- c. *Calcário calcinado*: obtido pela calcinação (“enriquecimento” com CaO) parcial do calcário, onde nem todo o CaCO_3 ou MgCO_3 são decompostos. É um produto intermediário entre a cal virgem e o calcário.

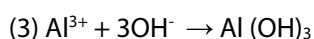
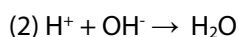
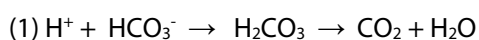


Como O Calcário Diminui a Acidez do Solo?

O calcário, ao ser adicionado no solo úmido, reage com a água da seguinte maneira:



A diminuição da acidez e a neutralização da toxidez de Al ocorrem do seguinte modo:

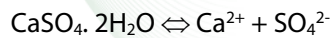


Os nutrientes cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) simultaneamente, à medida que se processam as reações acima, voltam a encontrar espaço na superfície das partículas do solo (minerais de argila e colóides orgânicos) podendo, assim, ficar livres de serem totalmente lixiviados e atender gradualmente às necessidades nutricionais das plantas.

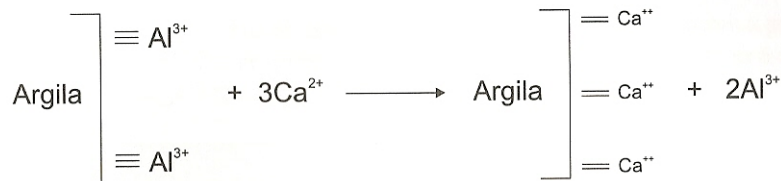
Existem, porém, outras formas de controlar os elementos ácidos, notadamente, o alumínio, que, como já visto, pela hidrólise, libera muito H^+ em solução do solo.

Uma das formas está relacionada à utilização de gesso agrícola, basicamente $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, subproduto da fabricação do ácido fosfórico (Vitti et al., 2008) e sua dissociação em profundidade.

A reação de dissociação no solo é:



Ocorre, então, a troca iônica entre o Ca^{2+} e o Al^{3+} adsorvido na fração coloidal



O Al^{3+} em solução é complexado pelo SO_4^{2-} , formando AlSO_4^+ que não é tóxico.

A exsudação de ácidos orgânicos radiculares é citada por Miyazawa et al. (1992, 1993) e Schlindwein et al. (2003) como um mecanismo das plantas muito eficiente para controlar a toxidez de alumínio nas raízes. Eles são produzidos constantemente pelas raízes das plantas, sendo de baixo peso molecular. Apresentam, contudo, baixa estabilidade no solo. Mesmo assim, embora os efeitos sejam de curta duração, os materiais vegetais podem constituir importantes melhoradores da fertilidade de solos ácidos, pelo menos na fase inicial da próxima cultura utilizada em sistema de rotação (Miyazawa et al., 1992), especialmente em sistema de plantio direto.

III - Intemperismo

Ao longo do tempo, várias modificações na superfície da Terra ocorrem de forma natural, em um processo de dinâmica externa que conduz a formação de paisagens e solos. A ação da água, dos ventos, do calor e do frio sobre as rochas provoca o seu desgaste e decomposição, causando o que se denomina INTEMPERISMO. O intemperismo conduz a desintegração total ou parcial das rochas e pode se dar de vários modos, pelos agentes químicos, físicos e biológicos e suas interações. Esta alteração produz materiais de tamanho menor incluindo as frações areia, silte e argilas e também seixos e fragmentos maiores de rochas, compondo as camadas de materiais que se denominam de REGOLITO ou SAPROLITO ou de SEDIMENTOS.

O deslocamento ou transporte dos sedimentos oriundos da rocha alterada é parte do processo de EROSIÃO. O transporte desse material para as depressões da crosta (oceanos, mares e lagos) pode ser realizado pela água (enxurradas, rios e geleiras) ou pelo vento (eólicos), formando depósitos nas margens de rios, várzeas em áreas de baixadas e as dunas em desertos e praias em áreas costeiras.

Os processos de intemperismo podem ser divididos para fins didáticos em: físicos, químicos e biológicos, ainda que eles se inter-relacionem.

O **intemperismo físico** envolve essencialmente a fragmentação da rocha em unidades menores, principalmente pela ação de forças como o congelamento e descongelamento, o umedecimento e secagem, a abrasão por águas correntes ou ventos ou ainda pelo movimento das geleiras (Figura III.1). Esses processos favorecem a ação do intemperismo químico e biológico ao reduzir o tamanho dos materiais a serem intemperizados. A ação do intemperismo físico é maior em ambientes com grandes oscilações de temperatura e de umidade e onde o atrito é favorecido pelo movimento das águas, vento e gelo.

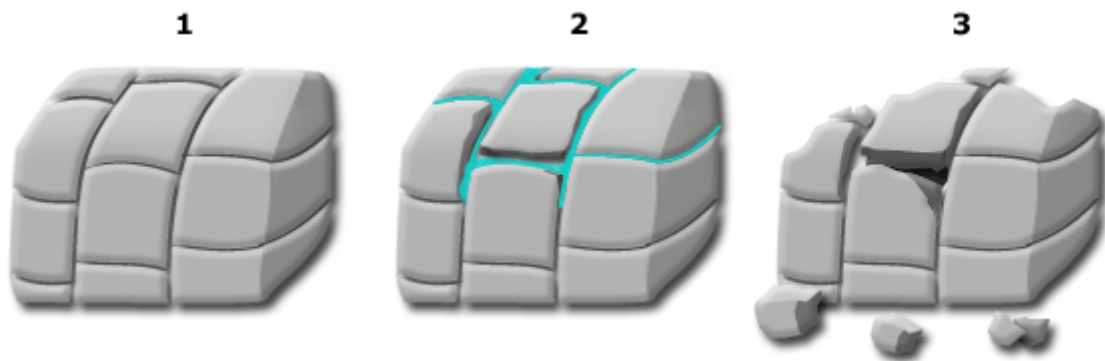


Figura III.1. Esquema De Fraturamento Da Rocha Através De Processo De Congelamento E Descongelamento. A Água Penetra Em Pequenas Fissuras Que Ocorrem Na Rocha (1) E, Pela Expansão Em Volume Com O Congelamento (2), Provoca A Quebra Da Rocha (3).

A figura III.2 demonstra o impacto da redução do tamanho das partículas no aumento da superfície exposta, o que terá importância capital nas reações físico-químicas que ocorrem no solo:

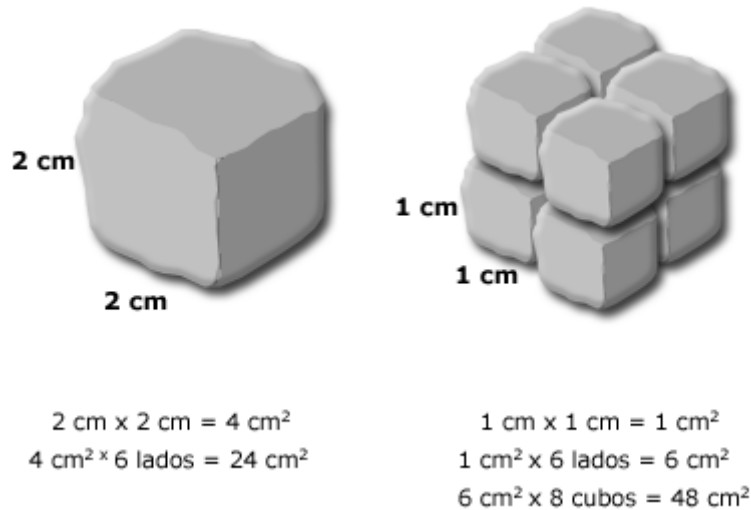


Figura III.2. Comparação da área superficial total de um cubo de 2 cm de aresta e do cubo fragmentado em oito cubos menores de 1 cm de aresta.

O **intemperismo químico** é um dos processos principais na formação dos solos. Através dele, minerais presentes nas rochas são transformados quimicamente e mineralogicamente, produzindo minerais de solo (com propriedades coloidais) e liberando nutrientes para a nutrição de plantas e dos organismos do solo. Os minerais que predominam nas rochas são, em geral, silicatos compostos de oxigênio, silício, alumínio, ferro, magnésio, cálcio, potássio, sódio e hidrogênio, além de outros elementos em quantidades muito pequenas (por isso chamados elementos – traço); além de minerais altamente resistentes ao intemperismo e que pouco se alteram (Figura III.3). Através do intemperismo químico, os silicatos são transformados em materiais insolúveis, que permanecem no solo, e componentes solúveis, que podem ser usados pelas plantas (para sua nutrição) ou serem removidos do solo (lixiviação). Um exemplo de alteração química semelhante ao que ocorre nas rochas com altos teores de ferro, fácil de ser observado, é a ferrugem que se forma em construções, veículos ou peças contendo alto teor de ferro, com a sua exposição à ação da água e do ar.

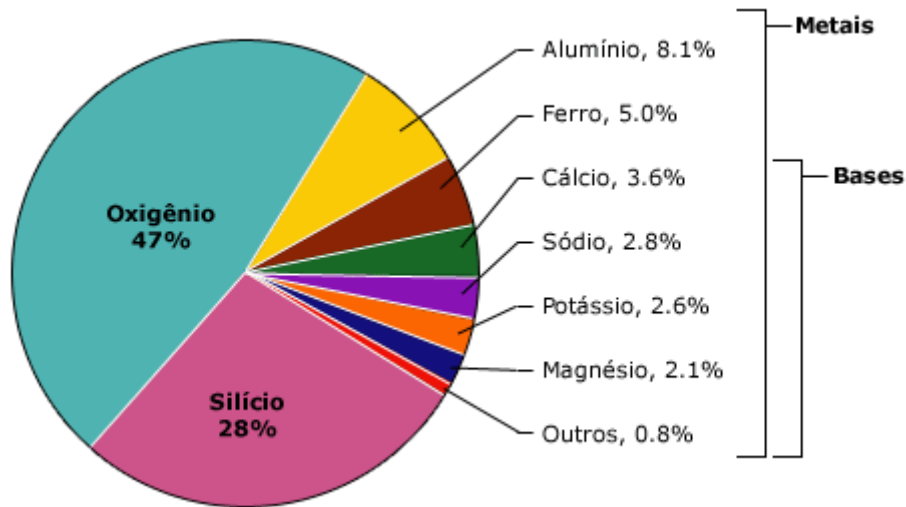


Figura III.3. Composição elementar da crosta.

O intemperismo químico é favorecido pela presença de condições ácidas, alta concentração do íon hidrogênio (H^+) e de elevada umidade associada com alta temperatura, semelhantes às condições tropicais. Várias reações químicas ocorrem no intemperismo químico, entre elas a hidrólise, a hidratação, a carbonatação, a oxidação, a dissolução, que levam a remoção ou modificação na natureza das cargas dos elementos nos minerais, desestabilizando a estrutura dos minerais primários e formando outros minerais (como os da fração argila), com a liberação de elementos solúveis, como os íons sódio (Na^+), potássio (K^+), magnésio (Mg^{++}) e cálcio (Ca^{++}). Na tabela III.1, pode-se observar algumas dessas reações. Na figura III.4, pode-se observar a relação entre o grau de solubilidade e a predominância de forças eletrovalentes (iônicas) ou covalentes nos minerais.

Reação	Exemplo
Hidratação	$\text{CaSO}_4 + 2\text{H}_2\text{O} \Leftrightarrow \text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (anidrita) (gesso)
Dissolução e hidrólise	$\text{Mg}_2\text{SiO}_4 + 4\text{H}_2\text{O} \Leftrightarrow 2\text{Mg}^{2+} + 4\text{OH}^- + \text{H}_4\text{SiO}_4$ (Forsterita) (ácido silícico)
	$4\text{KAlSi}_3\text{O}_8 + 22\text{H}_2\text{O} \Leftrightarrow 4\text{K}^+ + 4\text{OH}^- + \text{Al}_4\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8 + 8\text{H}_4\text{SiO}_4$ (Ortoclásio) (Caulinita)
Carbonatação	$\text{Mg}_2\text{SiO}_4 + 4\text{H}_2\text{CO}_3 \Leftrightarrow 2\text{Mg}^{2+} + 4\text{HCO}_3^- + \text{H}_4\text{SiO}_4$ (Forsterita) (ácido silícico)
	$4\text{KAlSi}_3\text{O}_8 + 18\text{H}_2\text{O} + 4\text{H}_2\text{CO}_3 \Leftrightarrow 4\text{K}^+ + 4\text{HCO}_3^- + \text{Al}_4\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8 + 8\text{H}_4\text{SiO}_4$ (Ortoclásio) (Caulinita)
Oxidação	$\text{Fe}_2\text{SiO}_4 + 1/2\text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} \Leftrightarrow \text{Fe}_2\text{O}_3 + \text{H}_4\text{SiO}_4$ (Faialita) (Hematita)
	$\text{MnSiO}_3 + 1/2\text{O}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \Leftrightarrow \text{MnO}_2 + \text{H}_4\text{SiO}_4$ (Rodonita)

Tabela III.1. Exemplos das principais reações químicas envolvidas no intemperismo químico

O **intemperismo biológico** é decorrente da ação dos vários organismos incluindo plantas, animais e os micro-organismos do solo. Estes agentes extraem os elementos solúveis para sua nutrição, aumentam a acidez do sistema pela adição de substâncias ácidas e de prótons de H⁺, influenciam nas trocas gasosas com adição de CO₂, que ao formar ácido carbônico (H₂CO₃) acelera o intemperismo químico, aumentam a retenção de água no solo e promovem o intemperismo físico pelo crescimento de raízes e abertura de poros que facilitam a percolação da água e o fluxo de O₂ (Figura III.5), este favorecendo a oxidação de minerais ricos em ferro.

Por outro lado, ao adicionar matéria orgânica ao solo, promovem a retenção de cátions e disponibilidade de nutrientes, favorecendo o crescimento de outros organismos, além de constituir a fonte principal de nitrogênio para o solo. Assim, os agentes do intemperismo biológico podem ser considerados como catalisadores dos processos de intemperismo físico e, principalmente, químico.

O progresso do intemperismo e sua intensidade dependem de fatores como: a) resistência das rochas ao intemperismo; b) condições de ambiente que determinam as taxas das reações de intemperismo, como a temperatura e umidade; c) remoção dos produtos do intemperismo (lixiviação) do ambiente e; d) a duração de tempo sob condições que favorecem o processo

A partir do material alterado que permanece *in situ* (no local) sobre a rocha ou no que é transportado e depositado em outros locais formam-se então os SOLOS. Os solos terão diferentes atributos em função dos fatores de formação, quais sejam: o material de origem (rochas e sedimentos), o clima (umidade, temperatura), o relevo (transporte ou deposição), os organismos e o tempo. A ação do intemperismo sobre as rochas e sedimentos delas oriundos é uma fase importante na formação dos solos e nas suas propriedades, entre elas a natureza dos minerais de argila (fração granulométrica de menor tamanho), as proporções das diferentes frações granulométricas (areia, silte e argila) do solo, a quantidade de nutrientes disponíveis para as plantas e de acidez do solo (alumínio e hidrogênio) e o teor de matéria orgânica do solo (este dependente dos organismos).

Como visto, o progresso do intemperismo leva à diminuição das partículas minerais do solo que, atingindo dimensões coloidais (entre 10^{-3} e 10^{-7} mm), passam a apresentar uma característica fundamental para o estabelecimento da vida na Terra: cargas elétricas. Desta forma, boa parte do que se convencionou chamar argila (partículas abaixo de $2 \cdot 10^{-3}$ mm) apresentarão, então, propriedades coloidais. Analogamente, pela decomposição da matéria orgânica bruta, também se obtém partículas coloidais, reconhecidas como substâncias húmicas, o que será alvo de discussão posterior.

Mas como surgem as cargas elétricas nas partículas minerais do solo?

Inicialmente, tem-se que relembrar que boa parte da crosta terrestre é composta por Si, Al e O (Figura III.3). Desta forma, em boa parte dos minerais, predominam duas estruturas: os tetraedros de Si e os octaedros de Al.

Essas lâminas tetraédricas e octaédricas podem estar combinadas, formando minerais do tipo 1:1, 2:1 e até 2:2.

Durante o processo de formação do mineral secundário, pode ocorrer que o Si, do tetraedro, ou o Al, do octaedro, sejam substituídos por cátions de dimensões aproximadas (em torno de 15%) e com diferença máxima de uma valência (Tan, 1982). Esse fenômeno denomina-se substituição isomórfica. Normalmente, isso é verificado na lâmina tetraédrica, entre o Si^{4+} e o Al^{3+} , e na octaédrica, entre o Al^{3+} e o Fe^{2+} ou Mg^{2+} . Desta forma, ocorre um déficit de carga que precisa ser suprido para manter a eletroneutralidade do mineral. Essa carga, assim gerada, é permanente, negativa e será contrabalanceada pela adsorção (por força eletrovalente) de um cátion. Alguns exemplos desse tipo de carga podem ser encontrados nos minerais de argila do tipo 2:

Com isso, surge o conceito de capacidade de troca catiônica, ou CTC, que expressa a quantidade de cargas negativas do mineral, ou solo, e que será mais discutido em outra ocasião.

Existem outros minerais, no entanto, que apresentam cargas derivadas da protonação/desprotonação de grupos funcionais, notadamente hidroxilas (OH) e que, por isso, terão sua carga variável, principalmente, com o pH. Os principais exemplos e que, por sinal, são predominantes em solos brasileiros, são as argilas silicatadas do tipo 1:1 (caulinita, haloisita) e oxi-hidróxidos de Fe, Al e Mn. A figura III.10 apresenta dois exemplos, baseados na caulinita e num oxi-hidróxido de Fe hipotético.

A partir da figura III.10 pode-se perceber que existe um pH em que a soma das cargas positivas e negativas é zero, o que é chamado de ponto de carga zero (PCZ), que pode assumir outras denominações dependendo da metodologia de determinação (Sparks, 2003). Acima do PCZ predominam, então, cargas negativas, assumindo o mineral uma capacidade preferencial de se ligar (eletrovalentemente) a cátions, ou seja, ele apresenta uma CTC. Já para valores de pH menores que o PCZ, o mineral assume uma carga positiva, se ligando, preferencialmente, a ânions. Nesse caso, o mineral, ou solo, assume uma capacidade de troca aniônica, ou CTA. Alguns valores de PCZ encontram-se na tabela III.2.

Mineral	PCZ
Goethita - FeOOH	7-8
Hematita - Fe ₂ O ₃	8-8,5
Gibbsita - Al(OH) ₃	8-9
Caulinita - Al ₄ Si ₄ O ₁₀ (OH) ₈	3-3,5

Tabela III.2. Alguns valores de PCZ dos principais minerais que compõem os solos.

Considerando que o pH normal dos solos está acima de 4,0, pode-se observar que, no caso da caulinita, ocorrerá carga negativa de superfície, assumindo, por isso, uma capacidade de troca catiônica (CTC). Já os oxi-hidróxidos listados apresentarão uma capacidade de troca aniônica (CTA). Isso tem uma importância capital em solos, notadamente os tropicais, como os do Brasil, já que a maioria dos nutrientes são catiônicos (VIDE NUTRIÇÃO MINERAL DAS PLANTAS) e a incidência, na argila, de oxi-hidróxidos é muito comum, chegando a predominar em certos tipos de solos.

E a matéria orgânica? Ela também possui carga?

Segundo Guerra et al. (2008), a matéria orgânica do solo (MOS) pode ser dividida em dois grupos. O primeiro, constituído pelos produtos da decomposição dos resíduos orgânicos e do metabolismo microbiano, como proteínas e aminoácidos, carboidratos simples e complexos, resinas, ligninas e outros. Essas macromoléculas constituindo, aproximadamente, 10-15% da reserva total do carbono orgânico nos solos minerais. O segundo é representado pelas substâncias húmicas propriamente ditas, constituindo, então, o restante.

As substâncias húmicas (SH) originam-se da degradação química e biológica parcial de resíduos orgânicos (animais e vegetais) e da atividade sintetizadora da biota do solo. Os produtos assim formados associam-se em estruturas químicas complexas, atingindo maior estabilidade do que os materiais que o originaram.

De acordo com os critérios empregados nos métodos convencionais de extração, o material húmico do solo pode ser separado em ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina, conforme o esquema a seguir.

Tipo de Substância Húmica	Hidróxido	Ácido	Água
Ácido Fúlvico	Solúvel	Solúvel	Solúvel
Ácido Húmico	Solúvel	Insolúvel	Insolúvel
Humina	Insolúvel	Insolúvel	Insolúvel

Tabela III.3. Os três grupos principais de substâncias húmicas diferenciados em função da sua solubilidade em meio ácido, alcalino ou aquoso.

As substâncias húmicas podem ser definidas como sistemas coloidais em que o principal mecanismo de geração de cargas encontra-se na ionização de seus grupamentos funcionais (Figura III.11), notadamente, os grupamentos carboxílicos e fenólicos distribuídos em sua estrutura. Nesse sentido, como o grupamento carboxílico apresenta pKa próximo a 3,0, admite-se que a carga da matéria orgânica sempre será negativa em solos, embora, também, seja variável com o pH.

As substâncias húmicas podem ligar-se à fração coloidal mineral do solo (argila) através de diversas formas, das quais se destaca a formação de pontes metálicas com cátions polivalentes devido à sua estabilidade. Como os grupos ácidos reativos se distribuem por toda macromolécula, a ligação dos cátions polivalentes pode ocorrer com diferentes partículas de argila simultaneamente.

Em comparação com alguns minerais de argila que apresentam capacidade de troca de cátions (CTC) baixa (caulinita 2-15 cmolc kg^{-1} ; illita 30-40 cmolc kg^{-1} ; montmorilonita 80-150 cmolc kg^{-1}) ou capacidade de troca aniônica (CTA), como no caso dos óxi-hidróxidos de ferro e alumínio, as substâncias húmicas apresentam CTC que varia de 400-1400 cmolc kg^{-1} , o que justifica a sua significativa contribuição na CTC do solo, ou seja, em última instância, na sua capacidade de reter água e nutrientes. Por isso, o manejo da matéria orgânica em solos tropicais é tão importante. Foi nesse contexto que foram desenvolvidas práticas de manejo pioneiras no Brasil, da qual se destaca o plantio direto, que tem fundamental participação nos solos da região do Cerrado, ricos em óxi-hidróxidos de Fe e Al. A tabela III.4 traz alguns resultados, até a profundidade de 20 cm, mostrando o incremento do teor de carbono orgânico, forma indireta de medir o teor de matéria orgânica nos solos, derivada do uso do plantio direto comparado ao manejo tradicional (aração + gradagem).

Local	Estoque de carbono (Mg ha^{-1})	
	Plantio convencional	Plantio direto
Planaltina (DF)	37,34	47,35
Luiziânia (GO)	38,6	41,0
Senador Canedo (GO)	48,6	49,6
Costa Rica (MS)	54,3	57,3
Sete Lagoas (MG)	50,33	50,00
Coimbra (MG)	31,23	38,54
Campinas (SP)	78,00	80,80

Tabela III.4. Aumento percentual nos teores de carbono, na camada de 0-20 cm, pela adoção do plantio direto em diferentes agroecossistemas brasileiros (Costa et al., 2006)

Entretanto, a contribuição das substâncias húmicas não pode ser considerada aditiva, pois alguns sítios reativos são bloqueados pela interação com os minerais. Logo, a CTC das substâncias húmicas extraídas e isoladas são maiores das que a encontrada no solo.

A figura III.13, obtida num experimento de aplicação de doses crescentes de dois tipos de lodo, originados da E.T.E. de Franca e Barueri, exemplifica a contribuição da MOS para a CTC do solo na camada 0-20 cm.

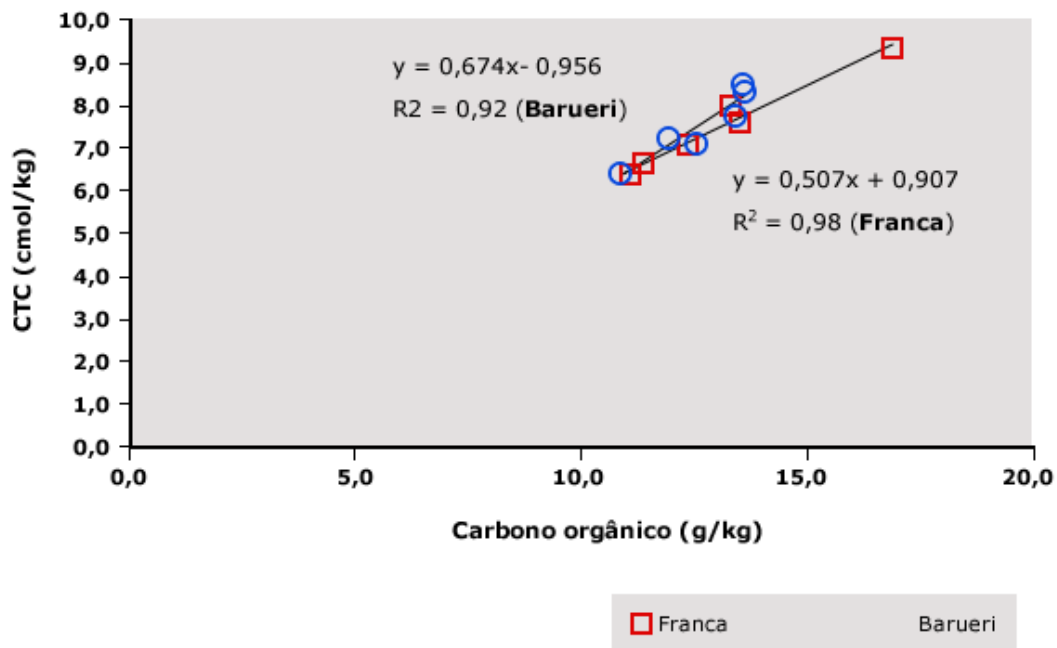


Figura III.13. Relação entre teor de carbono no solo e a CTC em função do tipo de lodo aplicado.

A pequena diferença obtida entre as curvas dos dois tipos de lodo pode ser explicada em função da pequena diferença encontrada entre o teor de ácidos fúlvicos, que é ligeiramente superior nos solos que receberam o lodo da E.T.E. Barueri. E, sabidamente, são os ácidos fúlvicos que mais contribuem para a CTC da matéria orgânica (Tan, 2003).

IV - Pesticidas

Os pesticidas agrícolas, também conhecidos como agrotóxicos, são defensivos agrícolas com ação tóxica, tendo como princípio ativo, normalmente, compostos xenobióticos, desenvolvidos e fabricados para controlar ou erradicar, de maneira geralmente específica, as pragas das plantas, do homem e dos animais (Moreira & Siqueira, 2006). O termo xenobióticos refere-se a compostos químicos sintéticos que não existem naturalmente no ambiente. Ou seja, são substâncias antropogênicas.

Os pesticidas tiveram seu uso em larga escala iniciado logo após a 2ª Guerra Mundial, tornando-se importantes fatores de produção agrícola mundial. Seus benefícios para a proteção e viabilização de produção em larga escala são evidentes, posto que pragas e doenças são responsáveis por perdas, desde a hora do plantio até o armazenamento. No entanto, devido aos efeitos nocivos ao ambiente e à segurança dos alimentos, esses produtos despertam cada vez mais preocupação e exigem mais

cuidados. O exemplo mais emblemático ocorreu em 1962, através de uma americana, Rachel Carson, bióloga e escritora, que publicou um livro, *Silent Spring*, que serviu de inspiração para as primeiras mudanças de comportamento com respeito ao meio ambiente. *Silent Spring* contribuiu para a proibição do uso indiscriminado do DDT, um pesticida popular que se concentrava na cadeia alimentar, causando grande impacto na vida selvagem, notadamente em pássaros. Esse livro inspirou um poderoso movimento ambientalista, com marcos que incluem a fundação da *Environmental Defense Fund*, em 1967, e o primeiro Dia da Terra, em 1970.

IV.1 - Classificação e formulação dos pesticidas

Dependendo do propósito para o qual são usados, os pesticidas são divididos nos seguintes grupos (Tabela IV.1): acaricidas, algicidas, antissepticidas, arborecidas, fungicidas, herbicidas, inseticidas, entre outros (Melnikov, 1971).

Destes, os compostos mais usados na agricultura são os herbicidas, inseticidas e fungicidas.

Grupo de pesticidas	Pestes controladas
Acarecidas	Ácaro, aranhas, carrapato
Avicidas	Pássaros
Bactericidas	Bactérias
Fungicidas	Fungo
Herbicidas	Erva daninha
Inseticidas	Insetos
Miticidas	Minúsculo parasita
Moluscocidas	Caracol, lesma
Nematicidas	Nematóides
Pisticidas	Peixe
Predacidas	Vertebrados
Rodenticidas	Roedores

Tabela IV.1. Esquema de classificação dos grupos de pesticidas segundo a peste combatida

IV.2 - Efeito dos pesticidas sobre o meio ambiente

Pesticidas, quando são usados inadequadamente, contribuem para a degradação do meio ambiente e para o aumento dos casos de intoxicação ocupacional. Dos países da América Latina, o Brasil aparece como o maior mercado consumidor de agrotóxicos, aproximadamente 50% da quantidade comercializada (Joedy, 2007 *apud* FUNCAP, 2005).

O solo é o meio mais atingido pela aplicação dos pesticidas. Neste contexto, Brady & Weil (2003) indicam oito possíveis destinos dos pesticidas no solo e que estão ilustrados na figura IV.1:

- 1- Volatilizados na atmosfera, sem nenhuma modificação química. Esta volatilização pode ser responsável pelo aparecimento de produtos químicos distante do local onde foi aplicado;
- 2- Adsorvidos pelo solo. A sorção é determinada pelas características do solo e dos pesticidas, bem como da quantidade de matéria orgânica presente no solo. Este assunto será mais bem discutido posteriormente;
- 3- Infiltrar-se no solo, na forma líquida ou de solução, sendo perdidos por lixiviação. A movimentação da água pode ajudar a lixiviação, que é maior em solos arenosos;
- 4- Interagir com o solo, sofrendo reações de decomposição;
- 5- Ser fragmentados pelos micro-organismos (biodegradação), através do metabolismo microbiano presente no solo;
- 6- Carreados para dentro de rios e outros corpos d'água, através do escoamento superficial (*runoff*) ou erosão;
- 7- Ser absorvidos por plantas ou animais presentes no solo e entrar na cadeia alimentar;
- 8- Ser fotodecompostos na superfície do solo.

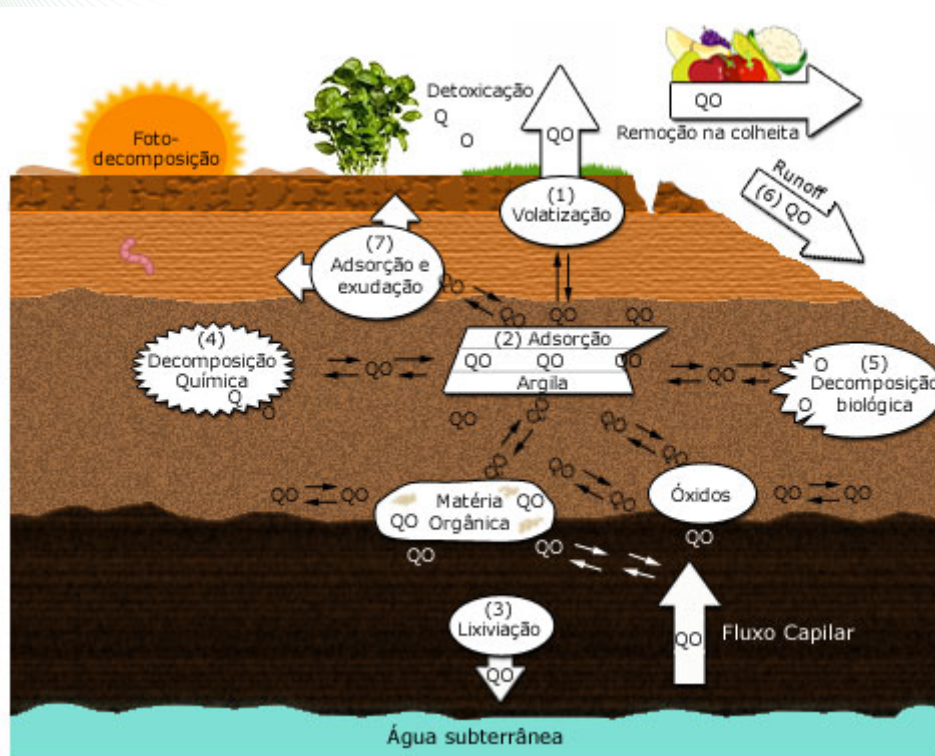


Figura IV.1. Os possíveis destinos dos pesticidas e os processos que afetam a sua dissipação no solo (Brady & Weil, 2003).

Outra característica importante dos pesticidas, principalmente para seu efeito no meio ambiente, está relacionado a sua persistência no solo, que pode variar de semanas a anos. Essa persistência resulta de todas as reações, movimentos e degradações que o pesticida sofre no solo.

Midio (2000) denomina persistência o tempo necessário para que 75 a 100% do composto não seja mais encontrado no local de aplicação e apresenta uma classificação dos pesticidas por tempo de permanência no ambiente:

- a) Não persistentes ou ligeiramente residuais: são os inseticidas organofosforados, carbamatos e piretróides;
- b) Moderadamente persistentes ou moderadamente residuais: herbicidas derivados da uréia;
- c) Persistente ou altamente residuais: inseticidas organoclorados.

A classificação de acordo com toxicidade é baseada na dose letal 50 (DL_{50}), que é um valor estatístico que determina a quantidade da substância (em $mg\ kg^{-1}$ de peso corporal) necessária para matar 50% da amostra animal, em estudo por intoxicações agudas. Estes valores são extrapolados para humanos a partir do peso (Joedy, 2007 *apud* CETESB, 2005).

No Brasil, todos os produtos com pesticidas devem apresentar, no rótulo, a cor correspondente à classe toxicológica, conforme a tabela IV.2:

Classe	Faixa	Classificação do Produto
I	Vermelha	Extremamente tóxico
II	Amarela	Altamente tóxico
III	Azul	Medianamente tóxico
IV	Verde	Pouco tóxico

Tabela IV.2. Classes indicativas de toxicidade dos pesticidas, segundo o Ministério da Saúde (Lei Federal nº 7.802 de 11/07/89, regulamentada através do Decreto 98.816).

IV.3 - Interação pesticida e solo

IV.3.1 - Sorção e desorção

A sorção é um fenômeno físico-químico que se refere aos processos de retenção de forma geral, sem distinção aos processos específicos de adsorção, absorção ou precipitação (Regitano *et al.*, 2001).

A adsorção é um processo físico-químico que ocorre quando moléculas de pesticidas são atraídas para a superfície da matéria sólida ou para a matéria orgânica do solo por mecanismo químico ou físico, tais como reações de coordenação, interações por transferência de cargas, trocas iônicas, forças de Van der Waals, ligações covalentes ou interações hidrofóbicas (Lavorenti *et al.*, 2003). A desorção estabelece o equilíbrio no sistema do solo e dá informação sobre a reversibilidade das reações, na qual está associada com a superfície do solo.

IV.3.2 - Sorção de pesticidas no solo

O processo de sorção depende fortemente das características químicas intrínsecas do pesticida, pois a sorção de pesticidas ácidos, básicos ou catiônicos (Figura IV.2) é influenciada pelo pH do solo, aumentando ou diminuindo as forças de atração entre as moléculas do pesticida e os constituintes coloidais do solo (argila e substâncias húmicas) (Nicholls & Evans, 1991ab; McBride (1994); Stevenson (1994).

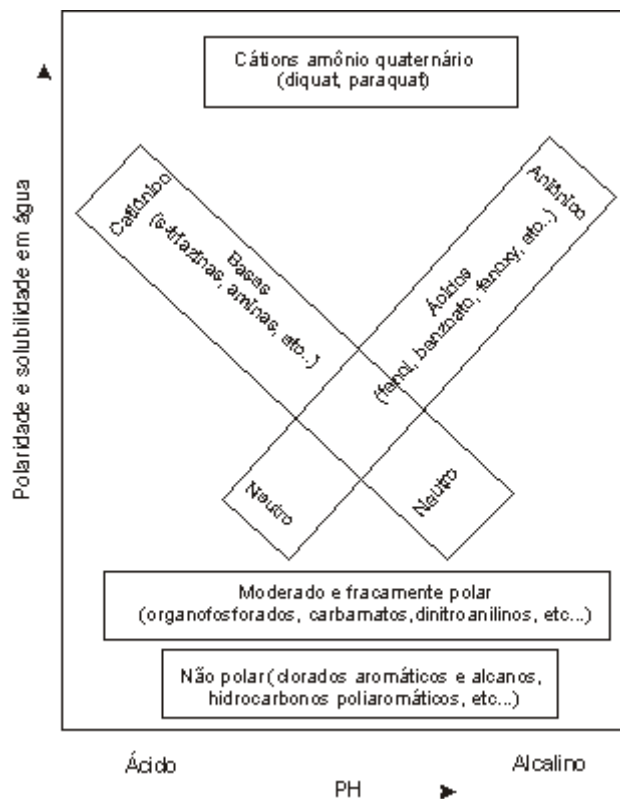


Figura IV.2. Classificação de compostos orgânicos com bases na sua polaridade em função do pH do meio (McBride, 1994).

Quando um pesticida entra em contato com o solo, uma parte será imobilizada pelas partículas do solo, notadamente a matéria orgânica, e uma parte ficará em solução.

Dessa maneira, como forma de obter um indicador sobre a capacidade sortiva de um determinado pesticida, criou-se o coeficiente de partição (K_d) que é calculado com base na relação das concentrações do pesticida adsorvida no solo (C_s) e em solução (C_L):

$$K_d = C_s/C_L$$

O K_d , especialmente para compostos apolares, pode ser usado para prever, qualitativamente, a preferência de partição de determinado pesticida entre a água e o solo:

- $K_d = 1$; igualmente distribuído entre a parte sólida e a água;
- $K_d > 1$; mais de 50% do pesticida está adsorvido;
- $K_d \gg 1$; maior parte do pesticida está adsorvido, muito pouco solúvel;
- $K_d < 1$; mais de 50% do pesticida está dissolvido na água;
- $K_d \ll 1$; maior parte do pesticida está dissolvido na água, muito pouco adsorvido.

Para pesticidas apolares, a sorção está basicamente associada à matéria orgânica em função das ligações hidrofóbicas. Por isso, é comum transformar o coeficiente K_d em função do teor de carbono orgânico, forma indireta de medir o teor de matéria orgânica do solo. Dessa forma, surge um novo coeficiente, o K_{OC} :

$$K_{OC} = [K_d/(\% \text{ carbono orgânico})]$$

Em literatura, também é comum encontrar outro coeficiente, o K_{OW} , que diz respeito à partição do pesticida entre a água (solvente polar) e o octanol (solvente apolar). Ele apresenta excelentes correlações com o K_{OC} , na maioria dos casos.

Com respeito aos pesticidas polares, ou seja, aqueles que sofrem ionização, um sumário do comportamento ambiental esperado encontra-se sumarizado na tabela IV.3:

pK_a/pK_b *	Forma Dominante ¹	Comportamento Ambiental
$pK_a < 3$	aniônica	Alta mobilidade em solo, exceto quando forma complexos químicos; pouco móvel em condições ácidas.
$pK_a > 10$	neutra	Comportamento apolar, exceto em pH mais elevado; menos móvel que o ânion.
$3 < pK_a < 10$	Mistura de formas neutras e aniônicas em função do pH	Se o pH estiver próximo do pK_a , a mobilidade e solubilidade serão sensíveis ao pH.
$pK_b < 4$	catiônica	Alta sorção pelos colóides, levando a uma meia-vida maior e, conseqüentemente, uma atividade biológica menor.
$4 < pK_b < 11$	Mistura de formas neutras e catiônicas em função do pH	Se o pH estiver próximo do pK_b , a mobilidade e solubilidade serão sensíveis ao pH.
$pK_b > 11$	neutra	Comportamento apolar, exceto em pH extremamente ácido; mais móvel que o cátion.

Tabela IV.3. Resumo dos comportamentos esperados de pesticidas polares em função de sua constante de ionização (K_a ou K_b).

Adaptado de Wauchope et al. (1992);

* $pK = -\log_{10}K$.

¹Assumindo uma faixa de variação de pH do solo entre 5-8.

No caso de pesticidas polares, os mecanismos de sorção envolvem:

- Ligação de pesticidas catiônicos em sítios de carga negativa nas superfícies de argilas e substâncias húmicas, notadamente ácidos fúlvicos;
- Ligação de pesticidas aniônicos em sítios de carga positiva dos oxi-hidróxidos de Fe e Al;
- Outras ligações específicas, como pontes de hidrogênio e metálicas.

Em suma, a persistência e a movimentação dos pesticidas e seus metabólitos são determinados por alguns parâmetros, tais como solubilidade em água, constante de sorção no solo (K_{oc}), o coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}) e o tempo de meio-vida no solo (DT_{50}) (Aga & Thurman, 2001).

Um pesticida é capaz de contaminar as águas subterrâneas se o coeficiente de sorção é baixo, tempo de meia-vida longo e a solubilidade em água alta (Barceló & Hennion, 1997).

V - Composição do solo

O solo é reconhecido como um tecido tridimensional biológico, de constituição física expressa pelo arranjo espacial das partículas sólidas e dos vazios a ele associados (Fitzpatrick, 1980; Nascimento, 1995). Logo, a massa do solo pode ser considerada um sistema trifásico (Medina, 1972; Foth & Turk, 1972; Sposito, 1989; Wolt, 1994), composto por:

- a) Fase sólida, que compõe o material do solo;
- b) Fase gasosa, que compõe a atmosfera do solo;
- c) Fase líquida, que compõe a solução do solo.

Entretanto, essas fases não se encontram dispersas. Como mostra a figura V.1, os componentes sólidos geralmente se agregam (por força da coagulação), criando um sistema de poros ("voids"), interconectados ou não, de vários tamanhos, por onde circulam a água e/ou ar (Hayes & Bolt, 1991; Tan, 1993; Alloway, 1995).

A) Fração sólida

Segundo Kiehl (1979) e Sposito (1989), em torno de, no mínimo, 50% do volume do solo é constituído por material sólido. Desse percentual, em geral, 90% representam compostos inorgânicos, à exceção de solos orgânicos, em que o conteúdo de material orgânico representa mais de 50% do material sólido.

Com respeito à composição da fração inorgânica, uma série de minerais foi identificada, sendo que a maioria se baseia em silicatos (Sposito, 1989; Resende et al., 1995), o que já era de se esperar, visto que os elementos silício e oxigênio são os mais abundantes na crosta da Terra e, por conseguinte, no solo. Contudo, óxidos metálicos são facilmente encontrados em solos tropicais, principalmente na fração argila, devido ao alto estágio de intemperismo dos mesmos (Resende et al., 1995).

Os principais componentes mineralógicos da fração argila dos solos podem ser agrupados em função da sua cristalinidade, em:

a) Amorfos: constituídos por géis de Fe, Al, Mn, Si e alofana (cinzas vulcânicas alteradas) e que são relativamente raros em solos brasileiros;

b) Cristalinos: constituídos pelas argilas silicatadas do grupo 1:1, 2:1 e 2:2, além dos oxihidróxidos de Fe, Al e Mn.

A complexidade do componente orgânico torna difícil relacionar todos os compostos presentes. Contudo, Tan (1994) resume a composição orgânica do solo em:

a) Matéria orgânica não humificada, a qual se baseia, principalmente, em compostos liberados por processos de decomposição, na forma original ou pouco modificada. Apesar da grande variedade existente na planta, somente algumas poucas estruturas orgânicas são detectáveis em solo, tais como alguns carboidratos, aminoácidos, proteínas, lipídeos, ácidos nucléicos, ligninas e ácidos orgânicos.

b) Matéria orgânica humificada, o que inclui ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, ácidos himatomelânicos e huminas, cuja origem deriva, segundo a teoria de lignoproteína, da interpolimerização de compostos fenólicos, peptídeos, aminoácidos e carboidratos.

A maioria das argilas e da matéria orgânica humificada tem propriedades coloidais, dentre as quais se destaca o fato de possuírem carga elétrica de superfície. Por isso, esses dois componentes da fração sólida são considerados como os maiores sítios de atividade do solo, sendo, portanto, os principais responsáveis pela sua reatividade (Uehara & Gillman, 1981; Sposito, 1989; Tan, 1994).

Algumas propriedades químicas e físicas relevantes dos principais minerais de argila e material orgânico humificado encontram-se, respectivamente, nas tabelas V.1 e V.2.

Mineral	PCZL*	Área específica m ² /g	Capacidade de troca catiônica cmol _c /kg
Caulinita	3,0 – 3,5	10 – 20	3 – 15
Oxi-hidróxidos de Fe/Al	7,0 - 9,0	1 – 400	0 – 4
Ilita	-----	70 – 120	10 – 40
Vermiculita	-----	300 – 500	100 – 150

*Ponto de carga zero líquida

Tabela V.1. Algumas características químicas e físicas dos minerais de argila mais comumente encontrados em solos tropicais.

Fração húmica	Massa molecular	Carbono %	Oxigênio %	Acidez* mol/kg
Ácido fúlvico	1.000 – 5.000	42 – 47	45 – 50	14
Ácido húmico	10.000 – 100.000	51 – 62	31 – 36	5
Humina	>100.000	>62	<30	>5

*Equivalente ao conceito de capacidade de troca catiônica.

Tabela V.2. Algumas propriedades químicas e físicas dos principais componentes da matéria orgânica humificada.

B) Fração gasosa

A fase gasosa do solo é constituída do mesmo tipo de gases da atmosfera (Foth & Turk, 1972; Reichardt, 1985; Sposito, 1989). Porém, devido a uma série de fatores, entre os quais se destacam a atividade biológica, a continuidade e tamanho dos poros e o gradiente de difusão do O₂ e CO₂ em água (aproximadamente 10⁻⁴ daquela no ar), a composição percentual pode diferir consideravelmente (Kabata-Pendias & Pendias, 1992; Lindsay, 2001). Essa fase tem assumido especial importância atualmente nos estudos sobre a participação do solo nas mudanças globais (Lal, 1995; Pérez, 1997).

C) Fração líquida ou solução do solo

A água do solo é a repositória de sólidos dissolvidos e gases sendo, por isso, reconhecida como a solução do solo, ou seja, o meio em que a maioria das reações químicas de solo se desenvolve (Tan, 1993).

Ela está envolvida no ciclo hidrológico (Bohn et al., 1985; Tan, 1996), em que parte da água que fica no solo é evaporada ou é perdida por escoamento superficial ("runoff") para rios, lagos, restingas, mangues e o oceano; outra parte pode percolar através do solo até atingir o lençol freático ou os aquíferos e somente uma diminuta parte (entre 0,0005 e 0,001 %) fica retida no solo.

A retenção da água no solo ocorre sob diferentes tensões, também denominada como potencial matricial, o que está intimamente ligado a fenômenos de superfície (adsorção) e capilaridade (Tan, 1982; Reichardt, 1985; Tan, 1996).

Para cada amostra de solo homogêneo, há um valor característico de potencial matricial relativo a cada teor de água (Reichardt, 1985). Portanto, é possível supor que as diferenças encontradas entre solos serão função, basicamente, do tipo e quantidade dos colóides que possuem e do tamanho e forma de seus poros (Kiehl, 1979; Tan, 1982; Reichardt, 1985).

O conceito da solução do solo e seu papel nas inter-relações solo-planta-organismos remontam há mais de um século (Adams, 1971; Adams, 1974). Devido ao fato de ser o principal transportador de água, nutrientes e de outros elementos, alguns tóxicos para as raízes das plantas e para a biota do solo (Allen, 1993; Tan, 1993; Ure, 1995; Smethurst, 2000), a definição, em termos quantitativos, dessas inter-relações requer um conhecimento detalhado da química do solo e das leis que a governam. Por isso, só a partir da utilização de critérios termodinâmicos, principalmente o conceito de atividade, derivado do trabalho de Debye & Huckel (Adams, 1974), é possível validar, por experimentação, esses conhecimentos empíricos.

Desta forma, surgiram conceitos que norteiam até hoje a experimentação agrícola com vistas a medir a capacidade de suporte que dado solo teria para determinada cultura. Um dos principais é o que se baseia na determinação de dois parâmetros (Mengel & Kirkby, 1987; Marschner, 1995; Lindsay, 2001), a saber: i) fator intensidade, que representa a concentração do elemento na solução do solo; ii) fator capacidade, que representa a capacidade da fase sólida em repor o elemento que foi retirado da solução.

Considerando a atual preocupação com o meio ambiente, principalmente com a qualidade da água, muitos autores têm enfatizado a participação da solução do solo como meio de transporte de contaminantes orgânicos (geralmente, agroquímicos e derivados de petróleo) e inorgânicos (nitrato e metais pesados) do solo para grandes mananciais de água potável, com efeitos ecotoxicológicos desastrosos (Kabata-Pendias & Pendias, 1992; Lal & Stewart, 1994; Berthelin et al., 1995; Ure, 1995; Alloway, 1995). Além disso, trabalhos recentes têm demonstrado a importância da determinação da concentração de Al e da relação molar Ca/Al na solução do solo, no desenvolvimento de modelos de acidificação do solo e de monitoramento de excesso de entradas ("inputs") de compostos acidificantes de N e S, de origem industrial (Davis, 1990; Vries et al, 1995; Derome et al., 1998; Salm & Vries, 2001). Outro exemplo refere-se a estudos relacionados à formação de solo (pedogênese), notadamente nos processos relativos ao transporte de substâncias húmicas, que puderam ser elucidados pelo conhecimento mais aprofundado da solução do solo (Tipping & Woof, 1991; Dahlgren et al., 1997; Kalbitz et al., 2000; Kaiser et al., 2001).

V.1 - Fatores que afetam a composição da fase líquida do solo

As concentrações dos elementos químicos na solução do solo são governadas por uma série de mecanismos (Bohn et al., 1985; Stevenson & Fitch, 1986; Kabata-Pendias & Pendias, 1992; Lindsay, 2001) que estão, simplificada e ilustrados na figura V.3, onde setas com número ímpar representam saídas ("output") e setas pares, entradas ("input").

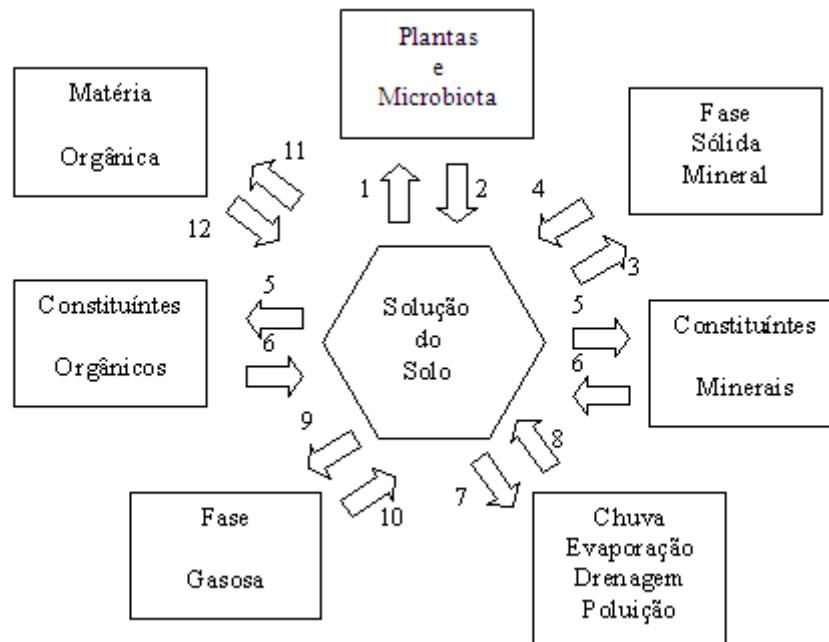
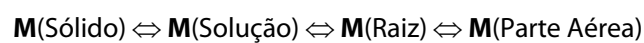


Figura V.3. Inter-relação da solução do solo com outros componentes do sistema (adaptado de Bohn et al., 1985; Kabata-Pendias & Pendias, 1992; Hani, 1996; Lindsay, 2001).

Pela figura V.3, os mecanismos ficam assim identificados:

- 1 – Absorção de nutrientes pela nutrição das plantas e microbiota;
- 2 – Exsudação e excreção de solutos e substâncias orgânicas pelas raízes e micro-organismos, além da morte e decomposição dos organismos, o que libera solutos, também;
- 3 – Precipitação derivada da supersaturação e nucleação na solução do solo;
- 4 – Dissolução via intemperismo;
- 5 – Adsorção por causa de vários tipos de interação intermoleculares, tais como força de Van der Waals, ponte de hidrogênio, ponte hidrofóbica, troca de íons e ligantes etc.;
- 6 – Desorção e troca iônica;
- 7 – Drenagem de constituintes para fora do solo e diluição da solução do solo pela chuva;
- 8 – Adição de metais e ligantes à solução do solo por fertilizantes e contaminantes com possível recombinação, formando novos minerais (3);
- 9 – Liberação de gases para a fase gasosa;
- 10 – Dissolução de gases na água;
- 11 – Formação de compostos orgânicos via polimerização;
- 12 – Decomposição da matéria orgânica via ação microbiana.

Entretanto, apesar de ser afetada por todos estes processos, a composição final da solução do solo é fortemente controlada pela fase mineral do solo (Lindsay, 2001). Segundo Hayes & Bolt (1991), existe uma constante interação entre a fração sólida, principalmente a fração coloidal, e a fração líquida, a qual é complexa, devido aos vários fatores envolvidos. O mesmo autor indica uma razão de distribuição na ordem de 100 entre o sorvido na fase sólida e o contido na solução. Assim, é possível resumir esses processos dinâmicos, no sistema solo-planta-atmosfera, da seguinte forma (Reichardt, 1985):



No caso, **M** representa um elemento qualquer; **M(Sólido)** representa o elemento na fase sólida (cristalina, precipitada etc.) ou adsorvido; **M(Solução)** seria o elemento na fase aquosa e **M(Raiz)** e **M(Parte Aérea)** estariam associados ao elemento absorvido pela planta. Apesar das setas indicarem processos em ambos os sentidos, há uma predominância do movimento do solo para a planta.

Por fim, a literatura aponta outros fatores que também têm sido implicados na variação da composição da solução do solo, quais sejam: o tempo (Mulder & Cresser, 1994; Wolt, 1994), a acidificação do solo, que pode levar a mobilização de uma série de elementos, tornando-os biodisponíveis (Ross, 1994) e a competição entre cátions de elementos traço e de elementos mais abundantes pelos sítios de troca dos colóides (Kabata-Pendias & Pendias, 1992; Ross, 1994).

No que diz respeito à formação de complexos, a água e certos compostos orgânicos, tais como ácidos húmicos e ácidos orgânicos de pequena massa molecular, são os ligantes mais abundantes. Consequentemente, as reações químicas mais comuns em solos serão a hidrólise e a complexação orgânica, as quais são muito sensíveis à variação de pH (Kabata-Pendias & Pendias, 1992).

VI - Efeito Estufa/Mudanças Climáticas

O solo não é considerado, atualmente, tão somente como um meio para o crescimento das plantas e tem sido reconhecido, igualmente, como um dos maiores reguladores do estoque e distribuição de gases que contribuem para o efeito estufa e como um registro dos ambientes passados e de sua mudanças (Figura VI.1), dando pistas para que se possa prever as futuras mudanças ambientais (Yaalon, 1996; Singer & Warkentin, 1996). Com base nisso, tentar-se-á ressaltar os aspectos mais relevantes com relação à participação do solo nas mudanças globais e vice-versa.

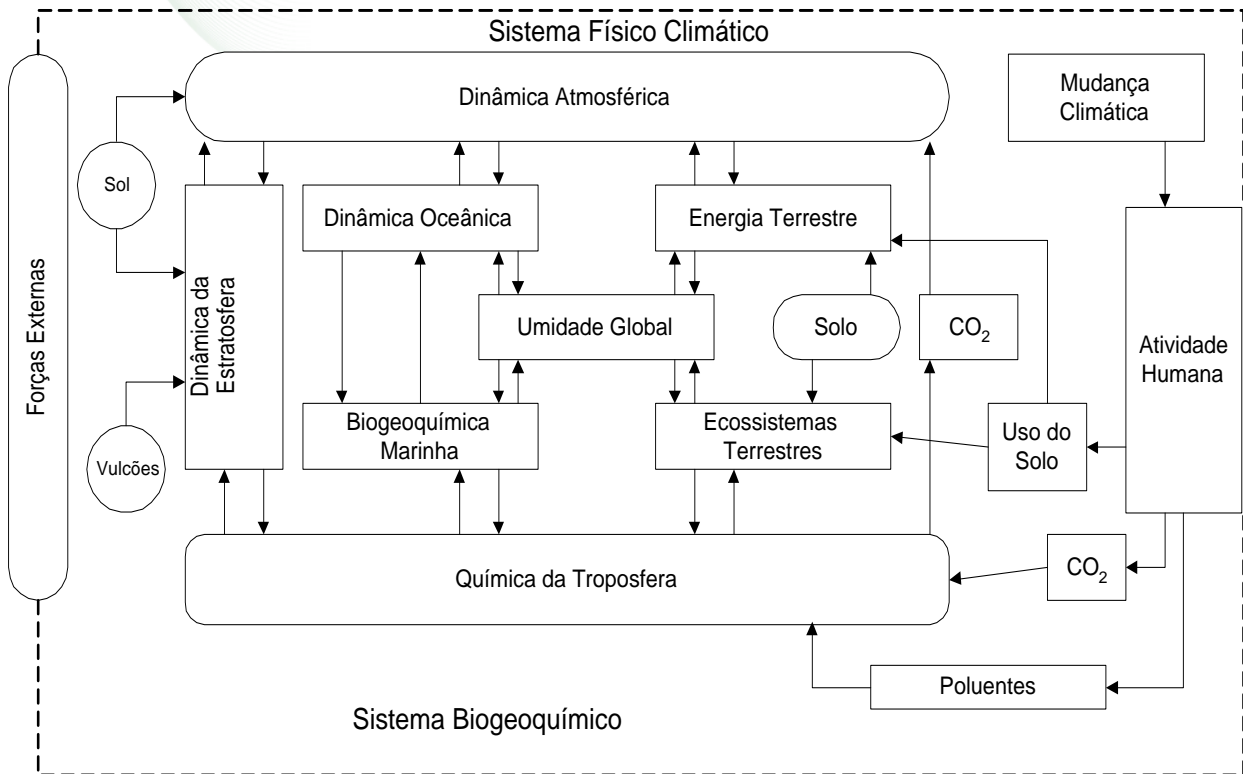


Figura VI.1 Ligações e interações do comportamento do sistema Terra. (Extraído de Yaalon, 1996).

VI.1. "Pools" globais de carbono e fluxos

Existem quatro principais "pools" de carbono (C) no mundo: oceano, atmosfera, ecossistemas terrestres e formações geológicas contendo fósseis e carvão mineral (Tabela VI.1).

Fonte	"Pool" de carbono em Pg ¹
Oceano	38.000
Atmosfera	750
Ecosistemas terrestres:	
• Solo	1.550
• Biota	550
Outros	150

(Fonte: Lal et al., 1995)

Tabela VI.1: "Pools" globais de carbono

O balanço global de carbono orgânico pode ser entendido melhor de acordo com a tabela VI.2. Pode-se observar que a quantidade de carbono, fixada anualmente pela biota do mundo através da fotossíntese, é balanceada pela liberação do carbono pela respiração vegetal e decomposição dos resíduos orgânicos provenientes da biomassa e do material orgânico do solo. As principais fontes de carbono são a queima de combustíveis fósseis, devastação da floresta e o uso do solo, sendo que o primeiro é responsável pela liberação de, aproximadamente, 5,4 Pg de C/ano¹ e os outros dois por 1,6Pg C/ano (Lal et al., 1995).

Fonte	Taxa (Pg/ano)
Uso do solo e devastação da floresta	1,6
Combustível fóssil	5,4
Depósito	
• Atmosfera	3,2
• Oceano	2,0
• Outros (ecossistemas terrestres)	1,8

VI.1.1. Balanço global de carbono e os solos

Tabela VI.2 Balanço global de CO₂ no período 1980-1989 (Lal et al., 1995).

¹ Pg é uma unidade de massa que representa 10¹⁵ vezes o grama.

a) "Pool" de carbono no solo

Os solos do mundo são um importante "pool" de carbono ativo e têm um papel importante no ciclo global de carbono. Existem, basicamente, dois tipos de "pools" de carbono nos solos: o orgânico e o inorgânico. O primeiro concentra-se próximo à superfície e pode ser encontrado em grandes quantidades até, aproximadamente, um metro de profundidade. Estima-se que existam 1.550 Pg de C nessa forma. O "pool" inorgânico ocorre, normalmente, em profundidades maiores (abaixo de um metro) e baseia-se na forma de carbonato de cálcio. Estima-se que existam 1.700 Pg de C inorgânico.

O "pool" atmosférico de carbono e de outros gases tem crescido, em grande parte, devido ao "pool" de solos, já que mudanças pequenas que ocorram nesse "pool" têm largos efeitos nas concentrações atmosféricas de CO_2 , CH_4 e N_2O . As principais atividades agrícolas que levam à perda de carbono do solo são devastação das florestas, queima de biomassa, cultivo e aplicação de fertilizantes.

b) Solos das regiões geladas do hemisfério norte

Os ecossistemas dessa região, que compreende o Ártico, a floresta boreal e os "bogs", contêm, aproximadamente, entre 350 e 455 Pg de C na camada ativa do solo. Este "pool" representa de 22,5 a 29,4% do total de carbono nos solos mundiais, sendo que o ecossistema de Tundra, sozinho, contribui com 12,4% (192 Pg de C).

Com o aquecimento global, a camada ativa desses solos pode aprofundar, aumentando as taxas de decomposição da matéria orgânica do solo e, conseqüentemente, a produção de CO_2 . Desta forma, se o cenário atual de aumento de temperatura do Globo continuar, espera-se que esses ecossistemas cessem de se tornar um depósito e passem a ser uma fonte de carbono.

c) Ecossistemas e solos florestais

Estima-se que contribuam com 60% do "pool" de carbono terrestre. Os solos de floresta representam um "pool" largo e estável de carbono orgânico e de nutrientes, agindo como um tampão para os distúrbios naturais e antropogênicos dos sistemas florestais.

A acumulação de carbono é, geralmente, inversamente proporcional à produção primária da floresta e a taxa de decomposição da liteira. Por isso, os maiores níveis de carbono orgânico no solo são encontrados nas maiores altitudes e latitudes e os menores próximos à região equatorial.

d) Solos hidromórficos

Abrangem uma grande diversidade de ecossistemas e são encontrados em todos os continentes, excetuando o Antártico, ocupando uma área de 6% das terras continentais. As transformações de carbono que ocorrem nessas áreas alagadas se dão em condições redutoras ou anaeróbicas. Com isso, a conversão dessas áreas para a agricultura tem grande impacto no ciclo global de carbono. Por exemplo, por volta de 1980, a drenagem dos "peatlands", nos Estados Unidos, aumentou a liberação anual de carbono em 0,063 a 0,085Pg.

O cultivo de arroz, comum em regiões com solos hidromórficos, também contribui para a liberação de carbono, sendo uma das principais fontes de metano para a atmosfera, contribuindo com 20% do total, estimado em 0,4Pg C/ano.

De maneira geral, admite-se que haja um depósito anual de 0,08Pg e perdas anuais de 0,055Pg de carbono, sendo que 1/3 dessas emissões são na forma de metano.

e) Depósitos de lixo a céu aberto

A reação anaeróbica é o principal processo de decomposição da biomassa nos "lixões", causando, então, a emissão de metano, estimado entre 9 e 70 Tg/ano², e de CO₂ para a atmosfera.

VI.1.2 - Processos que ocorrem no solo e que afetam o balanço global de carbono

a) Erosão

Estima-se que em torno de 190Pg de solo são carregados, anualmente, pelas águas. Logo, assumindo que o conteúdo médio de carbono em solos é de 3%, calcula-se que 5,7Pg de C/ano são perdidos por erosão. Assumindo-se, também, que 1/5 desse carbono é facilmente decomponível, pode-se inferir uma taxa de emissão para a atmosfera de 1,14Pg de carbono.

b) Queima de biomassa

O fogo afeta o balanço global de carbono de duas formas principais: primeiro, ele é o responsável pela liberação direta de carbono da biomassa por combustão. Segundo, ele acentua a perda de carbono do solo. Como efeitos indiretos, o fogo pode causar emissões de óxidos de nitrogênio e metano. Além disso, a perda da cobertura vegetal acelera a erosão e a taxa de mineralização do carbono orgânico do solo.

² Tg é uma unidade de massa e representa 10¹² vezes o grama.

c) Perda de fertilidade do solo por métodos de plantio inadequados

A degradação do solo, nos trópicos, é responsável pela emissão de, aproximadamente, 130Tg C/ano e a devastação das florestas é responsável por uma perda adicional entre 100 a 200Pg C/ano. Somando-se a isso outras perdas relacionadas ao mau uso da terra, tem-se que a emissão total de carbono de solos tropicais deve estar por volta dos 0,5Pg/ano.

A degradação do solo também reduz a produtividade primária da terra, ou seja, a taxa de acumulação de carbono pela biota em relação ao "pool" atmosférico. Conseqüentemente, taxas de emissão de 2,0Pg C/ano, nos trópicos, e 0,2Pg C/ano, nas zonas temperadas, têm sido observadas.

As principais práticas agrícolas que conduzem ao aumento das emissões de carbono são cultivo contínuo da terra em ecorregiões frágeis, pastoreio excessivo, agricultura itinerante e de subsistência e métodos mecânicos de retirada da floresta.

VI.1.3. Mudanças no "pool" de carbono orgânico terrestre pelo uso do solo

A retirada de florestas para iniciar o cultivo libera carbono para a atmosfera. O carbono, inicialmente fixado na biota, é liberado por combustão e pela decomposição do material vegetal deixado sobre o solo após a "limpeza" da área.

Mesmo que a produtividade da terra, pela agricultura, seja tão alta quanto a que existia quando havia a floresta, a produção de liteira é menor, pois uma parte do vegetal é consumida. A redução no "input" da liteira não é, inicialmente, contrabalançada pela redução da respiração do solo. Na realidade, ocorre o oposto, ou seja, a respiração é aumentada pelo incremento da temperatura e pela maior exposição do carbono orgânico ao oxigênio. Com isso, parte do carbono "originalmente" fixado no solo da floresta é liberado para a atmosfera pela perda da mata.

Contudo, o oposto também pode ocorrer. Terras agricultáveis, que são abandonadas e que desenvolvem uma floresta secundária, passam a fixar carbono atmosférico na biomassa e no solo. Desta forma, a contribuição do ecossistema terrestre para a emissão de CO₂ é dependente das mudanças que ocorrem nos ecossistemas ricos ou pobres em carbono.

Porém, quando se pensa em solo, as pastagens de zona temperada são análogas às florestas, pois ambas fixam grandes quantidades de carbono, em condições de equilíbrio. É o uso da terra, ou seja, o cultivo propriamente dito, que reduz esse potencial de fixação.

a) Fluxos de carbono pela mudança no uso da terra: retrospectiva do período de 1850 a 1990.

O fluxo de carbono para a atmosfera, advindo das mudanças do uso do solo, ocorridas nesse período é estimado em 120Pg. Desse total, 2/3 (80Pg) provêm da oxidação do material vegetal por queima ou senescência e 1/3 (40Pg) provêm da oxidação do carbono do solo devido, principalmente, ao cultivo.

O fluxo anual cresceu de, aproximadamente, 0,4Pg C/ano em 1850, para 1,7 Pg C/ano em 1990, sendo que este incremento tem sido mais acelerado nos últimos anos, haja visto que o incremento obtido no período de 1850 a 1950 foi o mesmo que o obtido entre 1950 e 1990, ou seja, 0,6Pg C/ano. Até 1940, a zona temperada apresentou os maiores fluxos. A partir de 1950, os trópicos começaram a aumentar sua importância. As emissões atuais das regiões temperadas do norte e das zonas boreais são próximas de zero. Entre 1850 e 1990, os estoques de carbono orgânico oriundos da vegetação foram reduzidos em 12% e o oriundo do solo em 4%.

VI.1.4. Alguns exemplos brasileiros

Segundo Cerri et al. (1994), a derrubada e queima da floresta Amazônica é um método comum para se iniciar a exploração agropecuária e contribui, aproximadamente, com 27,9ton C/ha para a atmosfera. Considerando que a área explorada dessa floresta é de $9,77 \times 10^6$ ha, estima-se em 0,273Pg de carbono a contribuição para a atmosfera. Isso representa somente 0,24% do total de 120Pg C que foram liberados para a atmosfera, no período de 1850 a 1990, e 0,04% da quantidade estimada de carbono atmosférico, que é de 784,4Pg.

Contudo, resta muita biomassa florestal não queimada após a introdução do cultivo, que é, normalmente, uma pastagem. Com isso, assumindo que o carbono presente nesse material orgânico será liberado pelas constantes queimadas do pasto, reestima-se, para o período de 1850 a 1990, em 1% a contribuição desse processo de uso do solo para o total de carbono liberado para a atmosfera e 0,25% a contribuição para o incremento do carbono atmosférico.

Os estudos com o plantio de cana em São Paulo, nos últimos cinquenta anos (Cerri et al., 1994), indicam um declínio médio de 0,67 ton C/ha/ano e uma perda de 47% do carbono originário dos primeiros 20cm da camada do solo. Assumindo que a magnitude dessa perda tenha sido a mesma nos $4,4 \times 10^6$ ha de cana e nos 10×10^6 ha de soja cultivados anualmente no Brasil, o declínio de carbono representa uma perda de 0,482Pg ou 0,0096Pg C/ano. Considerando que a taxa anual global de crescimento de CO₂ tem sido 3,8Pg, o "input" oriundo das perdas de carbono, como resultado dos principais cultivos brasileiros, pode ser estimado em 0,25%.

Oliveira (1995), citando trabalho de Devol et al. (1990), refere-se à ação de liberação de metano de certos micro-organismos nos ecossistemas de várzeas da Amazônia. Segundo o autor, no período da

vazante, ocorre uma emissão de 68mg de metano/m²/dia nas áreas sobre influencia do rio Amazonas, aumentando para 184mg durante o período das chuvas. Já nas áreas próximas a lagos, foi encontrada uma emissão média de 125 mg de metano/m²/dia. Com base nesses valores, estimou-se que a Amazônia contribua com, aproximadamente, 5,1 toneladas de metano emitido para a atmosfera, por ano, o que corresponde a cerca de 51% de todo o gás evoluído do solo para a troposfera.

VI.2 - Trocas de óxidos de nitrogênio gasoso entre a biosfera e a atmosfera

Os óxidos gasosos de nitrogênio exercem várias influências sobre a química e física da atmosfera e, conseqüentemente, sobre os processos de mudanças globais. Por exemplo, o óxido nitroso (N₂O) é um gás ativo que participa com 5 a 6% da contribuição antropogênica ao balanço de energia global e é, também, um dos grandes responsáveis pela destruição do ozônio na estratosfera. O NO altera a concentração de gases importantes para o efeito estufa através da regulação do nível de oxidantes, na atmosfera, responsáveis pela remoção deles. O NO_x é removido da atmosfera pela oxidação a HNO₃, a qual contribui para as chuvas ácidas. Além disso, por sua emissão, transporte e redeposição, o NO_x é responsável pela redistribuição substancial de nitrogênio entre os ecossistemas naturais e os perturbados, afetando a fixação de carbono pela biomassa e pelo solo (Hutchinson, 1995).

VI.2.1. "Pools" globais de NO_x e N₂O

Cinco fontes de NO_x foram identificadas: processos microbiológicos no solo; relâmpagos; oxidação de NH₃ atmosférico; processos fotolíticos e biológicos no oceano; injeção estratosférica.

Diferenças entre vários autores em relação à interpretação e extrapolação dos dados existentes levam a consideráveis diferenças quanto à magnitude do processo de emissão de NO_x atmosférico global. Davidson (1991), citado por Hutchinson (1995), estimou a fonte de NO de solo global em 20Tg N/ano. McElroy and Wafsy (1986), também citados por Hutchinson (1995), estimaram que a soma das fontes de N₂O do planeta seria de, aproximadamente, 15Tg N/ano, do qual mais da metade resultaria da atividade microbiana do solo.

VI.2.2 - Produção e consumo de NO_x e N₂O no solo

Segundo Lal et al. (1995), os solos do mundo contêm cerca de 95Tg de N. Junto com o fertilizante nitrogenado aplicado aos solos cultivados, esse "pool" de N é a principal fonte de NO₂ e outros gases (NO_x) liberados para a atmosfera, sendo que cerca de 80% do nitrogênio acumulado nos solos mundiais encontra-se nos primeiros 10cm da superfície.

Com respeito à produção de NO_x e N_2O em solos, tanto os processos bióticos como os abióticos estão envolvidos. Para ambos, é geralmente aceito que a maioria dos gases NO_x emitidos pelo solo estão na forma de NO , sendo que as emissões diretas de N_2O contam com menos de 10% do total.

Os processos de nitrificação e desnitrificação, mediados por bactérias, são as principais fontes bióticas no solo. A produção abiótica ocorre, em princípio, através de uma série de reações chamadas quimiodesnitrificação.

VI.2.2.1- Nitrificação

Poucos gêneros de bactérias aeróbicas quimioautotóxicas são responsáveis por esse processo: *nitrosomonas* e *nitrosospira* oxidam o NH_4^+ a NO_2^- e o *nitrobacter* converte NO_2^- a NO_3^- . Há grandes evidências indicando que o NO e o N_2O fazem parte dos produtos desses processos, principalmente do primeiro.

VI.2.2.2- Denitrificação

É definida como sendo a redução respiratória de NO_2^- ou NO_3^- a gases como o NO , N_2O e N_2 , o que é intermediado por vários e diferentes grupos de bactérias bem distribuídas pela natureza.

Nas condições de solo, esse processo só ocorre quando o conteúdo de água no solo é suficientemente alto para restringir a disponibilidade de O_2 .

VI.2.3 - Controle ambiental das trocas de NO_x e N_2O do solo

A despeito da grande variabilidade das taxas de troca de NO_x e N_2O no solo e da diversidade de processos bióticos e abióticos envolvidos na produção, consumo e transporte desses gases, existem padrões. Por exemplo, solos quentes e secos produzem mais NO que os frios e úmidos. Logo, as pastagens e savanas tendem a ser fontes mais importantes que os solos florestais, na mesma latitude. Outros fatores são importantes, o que será discutido a seguir.

VI.2.3.1 - Temperatura do solo

Willians and Fehsenfeld (1991), citados por Hutchinson (1995), estudando a relação entre o grau de emissão de nitrogênio do solo e a temperatura do solo, em diferentes ecossistemas dos EUA, observaram que, apesar da variabilidade dos dados em função do local, havia uma grande correlação entre esses dois parâmetros na faixa de 15 a 35 °C, em todos os locais. Ou seja, as taxas de emissão dobravam a cada aumento de 10 °C. O declínio de emissão verificado acima de 35 °C é resultado, entre outros, da dessecação do solo e da inibição de crescimento de organismos nitrificadores. Temperaturas abaixo de 15 °C afetam em muito os processos biológicos.

Além disso, a temperatura do solo exerce grande influência sobre parâmetros físicos e químicos que controlam o transporte de gases através do solo e sua troca com a atmosfera.

VI.2.3.2 - Disponibilidade de nitrogênio (N) do solo

A disponibilidade de N orgânico e inorgânico nos solos influencia fortemente as taxas de emissão de NO e N₂O, pois os processos de nitrificação e desnitrificação são limitados pelo tamanho do “pool” de N do substrato em que existem.

VI.2.3.3 - Teor de água no solo

O teor de água no solo afeta as trocas de NO e N₂O, pois influencia as taxas de difusão entre as fases líquidas e gasosas dos poros do solo. O conteúdo ideal de poros preenchidos por água que favorece os processos aeróbicos é tido como sendo de 60%. Acima desse valor os processos anaeróbicos são favorecidos. Alguns autores, citados por Hutchinson (1995), relatam um grande “boom” de emissão de NO e N₂O, concomitante com CO₂, que tipicamente ocorre quando se molha, pela primeira vez, um solo muito seco.

VII. Poluição do solo e remediação

Como resultado mundial da urbanização e da industrialização, inúmeros compostos inorgânicos e orgânicos tóxicos têm sido encontrados ao longo de toda a superfície e subsuperfície terrestre. Este fato é resultante de práticas inadequadas de disposição de resíduos químicos, como por exemplo, vazamento acidental, ou não, durante seu manuseio, transporte ou armazenamento (Kong, et al., 1998). A figura VII.1 ilustra o problema da poluição do solo no mundo publicado pelo *Science*.

A quantidade de resíduos industriais contaminados com esses poluentes, conhecidos como recalcitrantes (por não serem biodegradáveis) tem aumentado significativamente. Muitas dessas substâncias possuem um alto risco para a saúde humana, e por vezes, até mesmo aos próprios microorganismos que, eventualmente, poderiam vir a fazer a sua biodegradação. Dessa forma, um tratamento adequado para essas áreas alteradas torna-se necessário e de suma importância para a recuperação desses sistemas naturais.

Segundo a CETESB (2008), a remediação consiste na implementação de medidas que resultem no saneamento da área/material contaminado e/ou na contenção e isolamento dos contaminantes. Desta forma, a remediação de solos contaminados pode ser feita por vários processos agrupados basicamente em duas grandes classes: os processos convencionais e os não convencionais. Os processos

convencionais ou tradicionais de tratamento de solo contaminado envolvem tecnologias já estabelecidas e bastante conhecidas, como por exemplo, a incineração e a disposição do solo contaminado em aterros ou em “containers” (Higarashi, 1999). No entanto, a necessidade de restaurar locais contaminados, evitando riscos adicionais ao ambiente que os métodos convencionais traziam, despertou nas duas últimas décadas um maior desenvolvimento de tecnologias para remediação, buscando melhorar as relações custo-eficiência e risco-benefício, como por exemplo, a biorremediação e os processos oxidativos (Nadim, et al., 1999; Freire et al, 2000; Rivas, 2006).

Os tratamentos tecnológicos podem ser classificados de muitos modos diferentes. Em termos de locais onde os tratamentos são feitos, podem ser classificados em tratamentos *in situ* ou *ex situ*.

- Tratamento *in situ*: principal vantagem deste tipo de tratamento é que permite o tratamento do solo sem que este seja escavado e transportado; no entanto, este tipo de tratamento geralmente requer longos períodos de tempo e a uniformidade do tratamento é certamente menor devido a uma variabilidade de características do solo.
- Tratamento *ex situ*: são tratamentos que geralmente requerem a escavação do solo. Este processo pode aumentar significativamente o custo do tratamento, mas por outro lado diminui, em muito, o tempo necessário para o processo de tratamento, quando comparado a um processo semelhante se feito o tratamento *in situ*. Entretanto, um ponto muito importante que deve ser considerado no momento de avaliar a melhor técnica de remediação é a avaliação do risco de aumento da contaminação pela escavação do solo contaminado.

Segundo o mecanismo de tratamento, podem ser classificados como biológicos, químicos e processos térmicos.

- Tratamento biológico: como os perigosos poluentes orgânicos são, na maior parte das vezes, tóxicos aos micro-organismos, a biorremediação (destruição ou transformação dos poluentes pela ação de micro-organismos, como fungos e bactérias, ou pela ação de plantas, neste último caso, mais conhecida como fitorremediação) apresenta uma maior limitação em termos de concentração dos poluentes orgânicos. Outros parâmetros que podem colocar em risco a eficiência do tratamento por biorremediação devem ser avaliados na hora da escolha da melhor opção de remediação.
- Tratamento térmico: neste processo, uma fonte de calor é fornecida ao solo contaminado com o objetivo de aumentar a volatilização e conseqüentemente, promover a separação dos contaminantes, sua destruição ou imobilização pela queima dos mesmos. Este tipo de tratamento, quando realizado *in situ*, requer um curto período de tempo para a limpeza do local

contaminado, no entanto, sua desvantagem se dá pelo alto custo frequentemente associado à quantidade de energia e equipamentos requeridos. Um exemplo de tratamento térmico *in situ* é a extração do solo a vapor (Tang, 2004). O tratamento térmico *ex situ* pode alcançar uma boa eficiência quando seus impactos são devidamente controlados. A prática de tratamento térmico *ex situ* mais usada é a incineração (Ghiselli, 2001; Tang, 2004).

- Tratamento químico: são processos que buscam converter quimicamente um contaminante perigoso em um composto inerte ou menos prejudicial ao meio ambiente. Os tratamentos químicos também são conhecidos como processos de oxidação química, que utilizam agentes oxidantes para realizarem a remediação do local contaminado. Como agentes oxidantes mais empregados, destacam-se o ozônio, o peróxido de hidrogênio, os hipocloritos, o permanganato de potássio, o dióxido de cloro e o cloro (Tang, 2004).

A natureza dos poluentes, sua concentração e o tipo de meio contaminado são os fatores mais importantes que irão determinar a seleção da tecnologia apropriada para o tratamento específico do tipo de resíduo. A Tabela VII.1 apresenta uma revisão simplificada sobre as tecnologias de remediação de solos.

Tecnologia	Descrição	Contaminantes
Extração de gás de solo (SVE)	Remove, fisicamente, compostos orgânicos voláteis da zona insaturada através de aplicação de um sistema de vácuo.	CHCs, BTEX
Bioaeração ou <i>Bioventing</i>	Acelera a remoção de compostos orgânicos voláteis através da aeração na zona vadosa. Estimula a biorremediação <i>in situ</i> .	CHCs, BTEX
<i>Air sparging</i> (AIS)	Remove, fisicamente, compostos orgânicos voláteis e semivoláteis através de processo de aeração do solo na zona saturada. Estimula a biorremediação <i>in situ</i> .	CHCs, BTEX, PHAs, MBTE
<i>Bio Sparging</i>	Acelera a biodegradação por estimular a microfauna nativa através de processos físicos de aeração do solo nas zonas saturadas.	CHCs, BTEX, PHAs, MBTE
Tecnologias Térmicas	Processos térmicos <i>in situ</i> que destroem contaminantes ou possibilitam a aceleração de transferência da fase do contaminante no subsolo.	CHCs, BTEX
Biorremediação	Altera, artificialmente, as condições naturais dos solos	CHCs, BTEX

Acelerada	ou águas subterrâneas para acelerar a degradação por micro-organismos.		
Sistema de Recuperação de Fase Livre por "Skimming"	Promove a recuperação da fase pura do LNAPL através da aplicação de vácuo. Estimula a biorremediação <i>in situ</i> . Não há extração de águas subterrâneas.	BTEX, fase livre de petróleo.	
Incineração	Materiais escavados são incinerados para a extração de orgânicos voláteis e semivoláteis.	PAHs, PCBs, Pesticidas	
Fitorremediação	Plantas apropriadas são utilizadas para promover a extração e biodegradação de compostos orgânicos e metais no solo.	BTEX, CHCs, PAHs, Pesticidas e Metais Pesados	
Lavagem de solo, Reinjeção e Processos Químicos	A lavagem de solo através de fluidos apropriados promove a estripagem e a biodegradação. Compostos químicos (surfactantes) podem ser usados para acelerar a transferência de fase dos contaminantes.	CHCs, BTEX	
Solidificação / Encapsulamento / Vitrificação	São processos que promovem a imobilização de resíduo através de processos químicos e ou térmicos.	CHCs, Metais Pesados e Radionuclídeos	

Tabela VII.1. Principais tecnologias de remediação de solos.

Fonte: (Nadin et al, 1999; Tang, 2004; FTRT, 2008)

Dentre as técnicas listadas na tabela VII.1, aquela que mais tem despontado é a fitorremediação. Esse termo é relativamente novo, criado em 1991, sendo proveniente de diferentes áreas de pesquisa como as de estudos sobre a acumulação de metais pesados em espécies cultiváveis comercialmente, a construção de áreas úmidas ou submersas (wetland), derramamento de óleos, coberturas de aterros sanitários e áreas de disposição de resíduos sólidos e rejeito de dragagem (Monteiro, 2008). Resultados obtidos até o momento demonstram um menor impacto ambiental, a limpeza e o baixo custo da tecnologia na remediação de áreas contaminadas (Tabela VII.2), despertando grande interesse por parte de pesquisadores de diversas áreas e grupos de cidadãos.

Técnica	Custos (US/Ton)
Fitorremediação	10 - 35
Biorremediação in situ	50 - 150
Lavagem do solo	80 - 200
Extração por solvente	360 - 440
Incineração	200 - 1500
Solidificação/Estabilização	240 - 340
Tratamento térmico indireto	120 - 300
Ventilação do solo	20 - 220

Tabela VII.2. Comparação do custo da fitorremediação com gramíneas (rizodegradação) e outras tecnologias.

A fitorremediação pode ser usada em aplicações "in situ" ou "ex situ". A técnica é, em geral, considerada para uso "in situ" pelo estabelecimento da vegetação em áreas de solo ou água subterrânea contaminada. Porém, o solo pode ser escavado e disposto em uma unidade de tratamento onde a fitorremediação possa ser aplicada. As águas subterrâneas e superficiais podem ser bombeadas para uma unidade de tratamento estabelecida para a fitorremediação ou pode ser pulverizada sobre a vegetação. O fator determinante é que o solo ou a água contaminados devem estar na área de abrangência do sistema radicular da planta selecionada.

A aplicação da fitorremediação é classificada conforme o destino do contaminante (Figura VII.2): degradação, extração, contenção ou uma combinação dos mesmos; e nos mecanismos envolvidos, os quais incluem a extração do contaminante do solo ou da água subterrânea, a concentração dos contaminantes nos tecidos vegetais, a degradação do contaminante por vários processos bióticos ou abióticos, a volatilização ou transpiração de contaminantes voláteis das plantas para a atmosfera, a imobilização dos contaminantes na área do sistema radicular, o controle hidráulico de água subterrânea contaminada (controle da pluma), o controle do escoamento superficial, da erosão e infiltração através da cobertura vegetal. Na Tabela VII.3, são definidas algumas aplicações da fitorremediação.

Mecanismo	Contaminante	Matriz	Espécie	Situação	Referência
Degradação	Atrazina, nitratos	Água superficial	Choupo	Empregado	Schnoor (1995a)
Degradação	Chorume	Água subterrânea	Choupo	Empregado	Licht (1990)
Degradação	TCE	Água subterrânea	Choupo	Demonstração em campo	Rock (1997)
Degradação	TNT	Wetlands	Variável	Demonstração em campo	Bader (1997), Carreira (1996), McCutcheon (1995)
Degradação	TPH	Solo	Gramíneas	Demonstração em campo	Banks (1997), Drake (1997)
Extração	Pb	Solo	Mostarda	Demonstração em campo	Blaylock (1997)
Extração	U	Água superficial	Girassol	Demonstração em campo	Dushenkov (1997)
Extração	Se	Solo, água superficial	Variável	Empregado	Bañuelos (1996), Terry (1996)

Tabela VII.3 Algumas aplicações da fitorremediação

VII.1 - Mecanismos Envolvidos na Fitorremediação

VII.1.1 - Degradação

Os mecanismos envolvidos na degradação do contaminante são a rizodegradação e a fitodegradação (ou fitotransformação).

VII.1.1.1 - Rizodegradação

As plantas podem aumentar a degradação na rizosfera (área de influência das raízes que abrange desde sua superfície até uma distância de 1 a 5 mm) por conta da grande quantidade de micro-organismos presentes. A região apresenta propriedades físico-químicas que aumentam a estabilidade e, associadas ao fornecimento constante de substratos orgânicos e fatores de crescimento, estimulam intensa atividade metabólica das populações microbianas adiculares.

VII.1.1.2 - Fitodegradação

A fitodegradação ou fitotransformação baseia-se na quebra dos contaminantes absorvidos pelas plantas e ocorre internamente, através de processos metabólicos, ou externamente, por meio do efeito de substâncias (como enzimas) produzidas pelas plantas.

VII.1.2 - Extração

A extração envolve a absorção do contaminante através das raízes das plantas, podendo ocorrer posteriormente a translocação e acumulação destes em determinados compartimentos como em raízes e folhas. Os mecanismos relacionados são a fitoextração e a rizofiltração.

VII.1.2.1 - Fitoextração

Na fitoextração, as plantas são colhidas possibilitando o descarte e a destruição do material com o contaminante. Diferentemente do mecanismo de degradação, esta técnica exige transporte do resíduo vegetal para a disposição ou a reciclagem do contaminante. A fitoextração é mais frequentemente utilizada para metais pesados em solos, sedimentos, lodo e ainda, no tratamento de água contaminada.

O mecanismo ressalta a grande relevância das plantas classificadas como hiperacumuladoras (Tabela VII.4), as quais são capazes de acumular elevadas concentrações de metais, em níveis até 100 vezes maiores do que aqueles encontrados em plantas não acumuladoras.

Plantas	Contaminantes Metálicos
<i>Brassica juncea</i> (mostarda da índia)	Pb, Cr (VI), Cd, Cu, Ni, Zn, ⁹⁰ Sr, B e Se
<i>Thlaspi caerulescens</i>	Ni e Zn
<i>Thlaspi rotundifolium</i> ssp. <i>cepaifolium</i> (brassica não cultivada)	Pb
<i>Alyssum wulfenianum</i>	Ni
Famílias Buxaceae (buxo) e Euphorbiaceae	Ni
Choupo híbrido	As e Cd
<i>Brassica napus</i> (canola)	Se e B
<i>Helianthus annuus</i> (girassol)	Cs e Sr

Tabela VII.4. Espécies hiperacumuladoras e alguns dos contaminantes já extraídos

VII.1.2.2 - Rizofiltração

A rizofiltração, inicialmente, resulta na contenção do contaminante através da imobilização ou acumulação na superfície (precipitados formados com exsudatos da raiz) ou no interior da raiz. Os contaminantes são, então, removidos por meio da absorção. É uma técnica similar à fitoextração, diferindo no aspecto em que, na rizofiltração, o mecanismo de acumulação acontece na raiz e, por isso, sua aplicação é mais vantajosa quando aliada às técnicas de hidroponia (cultivo em solução nutritiva – sem solo).

O sistema pode ser *"in situ"* (bóia em lagoa) ou *"ex situ"* (sistema de tanque).

VII.1.3 - Fitovolatilização

A volatilização ou transpiração é o mecanismo que envolve absorção, transporte, transformação e transpiração do contaminante dissolvido na água, através da planta, para a atmosfera.

Projetos de fitorremediação propostos não demonstram que este mecanismo seja conveniente a muitos contaminantes, como o cloreto de vinil que pode ser liberado na atmosfera, voltando a ser acumulado na vegetação, entrando, então, na cadeia alimentar.

VII.1.4 - Contenção/Imobilização

A contenção ou imobilização é um processo que utiliza plantas para reter o contaminante no solo, conferindo a ele a não biodisponibilidade ou a sua imobilização. A contenção física do contaminante pelas espécies vegetais pode ocorrer pelo aprisionamento dentro de uma molécula húmica (humificação), pelo seqüestro físico de metais, como ocorre em alguns *wetlands*, ou por acúmulo nas raízes de plantas.

VII.1.5 - Controle Hidráulico

Na verdade, esta técnica envolve os mecanismos de volatilização e imobilização, visto que, através da transpiração da água contaminada, obtém-se a contenção da contaminação na matriz.

Algumas espécies de plantas consomem grande quantidade de água e conseguem estender suas raízes para a extração de água da zona saturada.

VII.1.6 - Fitoestabilização

A técnica da fitoestabilização utiliza o mecanismo de imobilização do contaminante do solo através da absorção e acumulação nas raízes, adsorção na superfície das raízes ou precipitação na área do sistema radicular, com ou sem auxílio da microbiota, o que evita a migração do solo contaminado pela ação dos ventos e erosão pela água, lixiviação do contaminante e dispersão do solo.

O termo fitolignificação tem sido usado como referência à forma de fitoestabilização em que os compostos orgânicos são incorporados à lignina das plantas (Cunningham et al. 1995). A humificação por meio da incorporação dos contaminantes às substâncias húmicas também confere a fitoestabilização.

A tabela VII.5 apresenta um resumo das técnicas e mecanismos de fitorremediação, além de exemplos de contaminantes e espécies vegetais já estudados.

Mecanismo	Técnica	Matriz	Contaminantes	Espécies	Situação
Degradação	Rizodegradação	Solo Sedimento Lodo	Orgânicos (TPH, HPA's, pesticidas, solventes clorados, PCB's)	Gramíneas Choupos Arroz Amora Taboá	Aplicação em campo
	Fitodegradação	Solo Água subterrânea Sedimento Lodo	Orgânicos (solventes clorados, fenóis, herbicidas, munições)	Alga Choupos Chorão Cipreste	Demonstração em campo
Extração	Fitoextração	Solo Sedimento Lodo	Metais (Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn) Radioisótopos (90Sr, 137Cs, 239Pu, 238,234U)	Mostarda Girassol Choupos <i>Alyssum wulfenianum</i> <i>Thlaspi rotundifolium</i>	Laboratório Aplicação em campo Escala Piloto
	Rizofiltração	Água subterrânea e superficial	Metais Radioisótopos	Girassol Mostarda Jacinto	Laboratório Escala Piloto
Volatilização	Fitovolatilização	Solo Água subterrânea Sedimento Lodo	Solventes clorados Inorgânicos (Se, Hg, As)	Choupos Alfafa Mostarda	Laboratório Aplicação em Campo
Volatilização/ Imobilização/ Contenção	Controle Hidráulico	Água subterrânea e superficial Solo	Orgânicos miscíveis Inorgânicos	Choupos Salix Choupo-do-canadá	Demonstração em campo
Imobilização/ Contenção	Fitoestabilização	Solo Sedimento Lodo	As, Cd, Cr, Cu, Hs, Pb, Zn	Mostarda Gramíneas Choupo	Aplicação em campo

Tabela VII.5. Mecanismo, técnicas, contaminantes e espécies utilizadas na fitorremediação.

VIII - Solos brasileiros

Dois características são essenciais na conceituação da região tropical (van Wambeke, 1991): baixa variação de temperatura ao longo do ano e concentração de chuvas no verão. Esses atributos, que todos os solos dos trópicos compartilham, incorporam peculiaridades nos processos de formação de solos que permitem separá-los dos solos de outras regiões.

Cochrane et al. (1985), avaliando as terras da América do Sul tropical, indicam que, dos solos dessa região: 75% apresentam pH (água) menor que 5,3; 44% apresentam Al em níveis fitotóxicos; 86% possuem menos de 7mg/kg de P na superfície, o que é um nível reconhecidamente deficiente para a maioria das culturas; 58% apresentam baixa disponibilidade de K; 39% possuem baixa disponibilidade de Ca; 29% possuem baixa disponibilidade de Mg. Os mesmos autores observam, ainda, que a maioria dos solos da América tropical apresenta um alto grau de intemperismo, o que é expresso pelo predomínio de argilas de carga variável, principalmente, caulinita e oxi-hidróxidos de Fe e Al.

Embora existam várias formas de se abordar os tipos de solos que existem no Brasil, sua avaliação com base nos domínios morfo-climáticos vem ganhando mais atenção (Resende, 1995; Ab'Saber, 1996). Segundo esse autor, "o domínio morfo-climático refere-se a um certo espaço relevante, em áreas continentais, onde, através da ação dos climas, sobretudo os mais recentes, houve o "modelar" que reflete as atividades climáticas regionais". Como, dentro de cada domínio morfo-climático, ocorrem variações de solos relacionadas, entre outros, ao mosaico geológico e litológico regionais, os comentários sobre os solos brasileiros serão feitos de maneira genérica.

a) Domínio da Amazônia

- São comuns solos com alta saturação por Al, pobres em Fe e baixíssima capacidade de troca catiônica (CTC). Contudo, há solos mais férteis relacionados com aluviões dos rios e em áreas de intrusões de rochas máficas.

A mineralogia de argila é predominantemente caulinitica e goethítica.

b) Domínio do semiárido nordestino

- Há uma grande diversidade de solos no que diz respeito ao grau de evolução, atividade de argila, saturação por bases, textura, presença de sais solúveis e sódio trocável, além da profundidade, o que pode ser exemplificado da seguinte maneira:
 - Em torno de 19% dos solos dessa região são profundos (acima de 1m), possuem baixa CTC, são predominantemente ácidos (pH entre 4,0 e 5,5) e quimicamente pobres;
 - Em torno de 13% dos solos dessa região são rasos (até 50cm de profundidade), com argila de atividade alta (alta CTC), pH (água) entre 6,0 e 7,0 e quimicamente ricos.

c) Domínio dos mares de morros

- Predominam solos profundos, tipicamente caulíníticos, às vezes, com ocorrência de gibbsita, quimicamente pobres.

d) Domínio do Cerrado

- Predominam solos profundos, com baixos valores de CTC, pH (água) entre 4,0 e 5,5. A fração argila é composta, principalmente, por caulinita e gibbsita, sendo que esta última passa a ter uma maior expressão se comparado com o que ocorre em outras regiões, o que reflete um maior estado de intemperismo dos solos do Cerrado.

e) Domínio do planalto das Araucárias

- Predominam solos com maior teor de matéria orgânica e elevados teores de Al "trocável".

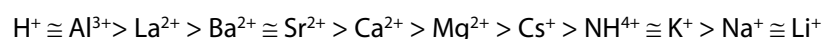
f) Domínio das pradarias mistas

- Há grandes áreas com problemas de drenagem. Usualmente, os solos apresentam pH (água) mais elevados e são quimicamente mais ricos. A ocorrência de argilas de atividade alta são mais frequentes.

IX - Capacidade de troca catiônica do solo (CTC)

O solo possui uma propriedade muito importante que é a capacidade de reter e ceder, sob a forma iônica, determinados elementos químicos que são vitais para o desenvolvimento dos seres vivos. Esta característica é, basicamente, exercida pelos colóides do solo, sejam eles de natureza orgânica ("húmus") ou mineral ("argila"), em virtude da presença de cargas superficiais, normalmente negativas, conferindo aos solos, então, a capacidade de adsorver cátions. Daí, uma das formas de medir essas cargas é a de valorar a sua capacidade de troca catiônica (CTC). É bom ressaltar, no entanto, como observa Alloway (1994), que essa troca iônica refere-se à adsorção não específica, ou seja, a troca entre contra-íons (aqueles que contrabalançam as cargas de superfície) presentes na dupla camada e os íons da solução do solo.

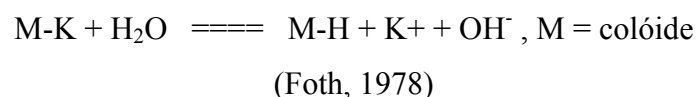
Contudo, de uma maneira geral, há uma certa afinidade entre os sítios de troca por certos íons (Alloway, 1994), a saber:



Como se pode garantir, então, que o método de troca catiônica seja eficiente em remover todos os principais cátions adsorvidos?

Em forças iônicas elevadas, essa seletividade é diminuída a ponto de não haver distinção entre os cátions (Stumm and Morgan, 1996). Daí, o que importará, para que a troca iônica ocorra, é que haja maior concentração de um íon em detrimento de outro (efeito de massa).

Os elementos que existem, em geral, em maiores quantidades nos solos e que se encaixam na definição de elementos vitais (Raij, 1991) têm sido o cálcio, magnésio, potássio, sódio, alumínio e hidrogênio, sendo que os quatro primeiros são conhecidos como bases do solo e os dois últimos como de caráter ácido. Embora, segundo o conceito de Lewis, base seja um aceptor de prótons, os cátions cálcio e magnésio, potássio e sódio são reconhecidos como bases do solo, pois estão associados a certos compostos do solo, tais como carbonatos, que possuem ação básica. Além do mais, como cátions trocáveis, eles agem na formação de OH^- .



Como, através do intemperismo, as bases vão sendo lixiviadas do solo, aumentando, então, a concentração dos elementos ácidos (Keller, 1968), há uma estreita relação entre a contribuição das bases para a CTC (saturação por bases ou V%) com o pH do solo (Castro et al, 1972; Pereira et al., 1998).

Segundo Bradfield (1941) foi Hissink, em 1924, que introduziu o conceito de “saturação por bases”. Contudo, foi Bradfield (1933) que tentou padronizar o método de determinação ao propor a seguinte definição: “um solo saturado por bases é aquele que se encontra em equilíbrio com excesso de CaCO_3 e sob pressão parcial de CO_2 existente na atmosfera e sob temperatura de 25 °C. Nessas condições, o pH que se estabelece se encontra em torno de 8,2 (Anexo 1).

Bradfield baseou-se no fato de que o cálcio, dentre todas as bases existentes no solo, é de longe a mais importante, pois: a) óxidos, hidróxidos e carbonatos de cálcio são usados para corrigir a acidez; b) CaCO_3 é a forma mais comum da reserva de bases do solo.

A maioria dos solos das regiões tropicais possui colóides de carga variável, logo o pH onde se determina a CTC é importante de ser fixado.

Black (1968) aponta uma série de vantagens em se definir a CTC a $\text{pH} = 7,0$, em detrimento de $\text{pH} = 8,2$:

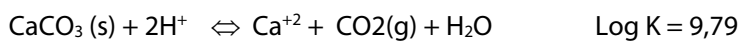
- a) em pH = 7,0 as atividades de H⁺ e OH⁻ são iguais, representando a neutralidade;
- b) pH = 7,0 é geralmente o maior valor encontrado quando solos ácidos sofrem calagem.

Schollenberger and Simon (1945) fazem outras considerações tais como:

- a) o pH do sistema tampão bicarbonato - ácido carbônico, à pressão parcial de CO₂ que prevalece na atmosfera de solos férteis durante a estação de crescimento mais ativo, encontra-se próximo de 7,0;
- b) a água que drena de um solo suficientemente suprido com material básico, para bom crescimento da maioria das plantas cultivadas, tem pH próximo de 7,0;
- c) As informações existentes indicam que o pH entre 6,5 e 7,0 é o mais favorável para a produção vegetal em geral.

Anexo IX.1

Reação de equilíbrio de calcita em sistema aquoso e aberto (baseado em Peech, 1965 e Novozamsky and Beek, 1978)



$-\text{Log}(\text{Ca}^{+2}) = 2\text{pH} - 9,79 + \text{Log PCO}_2$, em que PCO₂ é a pressão parcial de CO₂.

Considerando que PCO₂ = 0,3 mbar (= 0,0003 atm):

$$\text{pH} - \frac{1}{2} \text{pCa} = 6,60$$

Como a concentração de cálcio depende, no sistema Calcita-H₂O-Ar, só da solubilidade do CaCO₃ (sob pressão parcial de CO₂ de 0,3 mbar), então a [Ca⁺²] = 0,00052 mol L⁻¹. Nestas condições, o pH é 8,2.

X - Solos e a biodiversidade

Toda a vida na Terra faz parte de um grande sistema interdependente que, simultaneamente, interage e depende dos componentes abióticos do planeta: atmosfera, oceanos, água doce, rochas e solos (WRI, 1992). A humanidade é totalmente dependente dessa comunidade viva (biosfera).

A diversidade biológica pode ser definida como a variedade e variabilidade entre organismos vivos e os complexos ecológicos em que eles ocorrem (McNeely et al., 1990 citado por Sombroek, 1994). Sombroek (1994) define, então, três níveis de diversidade: de ecossistemas, de espécies e genética. A primeira representa a variedade de "habitats", comunidades biológicas e processos ecológicos. O solo, conseqüentemente, faz parte deste nível de diversidade, junto com as condições climáticas da superfície, hidrologia superficial e subsuperficial, relevo e as variações espaciais e temporais dos processos geomorfológicos.

A conservação da biodiversidade é fundamental, então, para o sucesso do processo de desenvolvimento. Como esta estratégia global para a biodiversidade explica (WRI, 1992), conservar a biodiversidade não é apenas uma questão de proteger a vida silvestre dentro de reservas naturais. Trata-se, também, de salvaguardar os sistemas naturais da Terra que sustentam nossa vida; purificar as águas, reciclar o oxigênio, o carbono e outros elementos essenciais; manter a fertilidade do solo; proporcionar alimentos provenientes da terra, dos rios e dos mares; produzir medicamentos e salvaguardar a riqueza genética da qual depende a luta incessante para melhorar nossas culturas e rebanhos.

A fina camada de solo que cobre a superfície da Terra, nesse contexto da biodiversidade, representa a diferença entre sobreviver ou ser extinto para a maioria da vida terrestre. Solo é um recurso natural vital não renovável para a escala de tempo humana (Jenny, 1980, citado por Doran & Parkin, 1994). Desta forma, o conhecimento da inter-relação entre o solo e os ecossistemas naturais é um dos tópicos-chaves para se compreender, proteger e conservar a biodiversidade.

Com isso, pretende-se, a partir de agora, neste item, abordar uma questão que o autor considera fundamental para o conhecimento das inter-relações citadas: o solo influencia a biota ou é a biota que criou o solo como um corpo natural com propriedades favoráveis a vida na Terra?

X.1 - As propriedades do solo como consequência da biodiversidade

Coleman & Crossley Jr. (1996), citando van Bremen (1992) apontam cinco hipóteses para a relação do solo com a biota:

- i) Existem propriedades do solo favoráveis ao desenvolvimento da vida terrestre, em geral;
- ii) A biota, incluindo plantas e os organismos que habitam o solo, são capazes de afetar as propriedades do solo;
- iii) Numa escala de ecossistema e/ou global, as ações bióticas fazem com que os primeiros 100 cm da camada da crosta terrestre sejam mais favoráveis à vida, em geral, se comparado a mesma situação, porém, sem sua presença;
- iv) Na escala de ecossistema, a biota tende a sobrepujar os efeitos desfavoráveis de propriedades do solo ou do material de origem;
- v) Modificação das propriedades do solo tem papel importante na competição entre as espécies.

A fim de facilitar a discussão, o tópico será abordado com relação aos ciclos biogeoquímicos e à heterogeneidade espaço-temporal das características do solo.

X.1.1 - Ciclos biogeoquímicos

O fluxo de elementos num ecossistema é produto de processos biogeoquímicos que ocorrem em níveis hierárquicos diferentes (Beare et al., 1995). Coleman & Crossley Jr. (1996) observam que a decomposição da matéria orgânica detritica, no solo, é o principal fluxo de energia nos ecossistemas terrestres. Desta forma, será avaliada a participação de cada componente da biodiversidade do solo no processo de ciclagem.

A) Planta

Os vegetais superiores servem como fonte primária de energia (através da fixação do carbono atmosférico) e são, ao mesmo tempo, fonte e depósito de nutrientes. Diferenças específicas entre espécies, como na sua concentração orgânica (lignina, celulose etc.), no conteúdo de nutrientes de seus tecidos e na produção de biomassa, influenciam o tempo de decomposição da matéria orgânica e, conseqüentemente, na liberação de nutrientes ao solo (Beare et al., 1995). Blair (1988) apresenta, por exemplo, valores de taxa de decaimento de nitrogênio, enxofre e fósforo diferentes quando estudou as

liteiras (material orgânico que cai das plantas e se acumula na superfície do solo) formadas embaixo de vegetação do tipo “dogwood, red maple, chestnut oak”, em região no sul dos Apalaches.

As plantas também afetam diretamente a ciclagem de nutrientes por sua ação no intemperismo de minerais. Isto ocorre em virtude da liberação de exsudatos da raiz que, abaixando o pH ou quelatando metais, liberam vários nutrientes essenciais. Contudo, isso varia entre as espécies. Knool and James (1987), citados por Beare et al. (1995), encontraram, por exemplo, que os solos dominados por coníferas apresentavam um menor grau de intemperismo que os dominados por vegetação decídua.

B) Bactérias

Elas são responsáveis por algumas das principais e específicas transformações biogênicas dos ciclos de certos elementos (Beare et al., 1995). No ciclo do nitrogênio, por exemplo, várias bactérias estão envolvidas nos processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação. Embora a fixação biológica de nitrogênio esteja amplamente difundida, a bactéria responsável por essa transformação está limitada a uma faixa estreita de condições ambientais.

C) Fungos

São os maiores componentes da biomassa do solo e são considerados como reguladores de processos em ecossistemas. São versáteis e têm papel importante na decomposição da liteira.

D) Fauna

Do ponto de vista funcional (Swift, 1979, citado por Beare et al., 1995), a fauna do solo pode ser classificada por seu tamanho:

i) A microfauna é composta, principalmente, por nematóides e protozoários. Sua principal participação na biociclagem ocorre por causa de sua alimentação, baseada em fungos e bactérias, e excreção. Devido aos elevados níveis de consumo e rápidas taxas de “turn over”, eles tendem a controlar a dinâmica das populações de fungos e bactérias;

ii) A mesofauna compreende vários tipos de organismos. Os enchytraídeos consomem matéria orgânica e alteram a porosidade do solo, o que afeta a distribuição da solução do solo e as trocas gasosas. Microartrópodos atuam no processo de mineralização de nutrientes, além de, junto com milípodas, fragmentarem a liteira, o que aumenta a área de ataque de micro-organismos;

iii) A macrofauna, representada por diversos organismos, como os térmitas e minhocas, são responsáveis, entre outros, pela incorporação de matéria orgânica e transformação de solutos e partículas em profundidade.

X.1.2 - Heterogeneidade espaço-temporal

Características da estrutura da comunidade biológica dos solos afetam a alocação e a taxa de interações interespecíficas e as transformações biogeoquímicas em solos, o que é muito importante na determinação das propriedades funcionais dos ecossistemas (Anderson, 1988, citado por Beare et al., 1995).

O solo pode ser entendido, então, como uma composição de várias esferas relevantes de influência biológica que influenciam em muito sua heterogeneidade espacial e temporal. A figura 1 dá exemplos das principais esferas.

Segundo Beare et al. (1995), é a composição e estrutura das comunidades vegetais, provavelmente mais do que qualquer outro fator biológico, que determina, direta ou indiretamente, as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Desta maneira, algumas zonas se diferenciam no solo, a saber:

a) Detritosfera

É a zona em que ainda se reconhecem os detritos de plantas e animais. Vários estudos citados por Beare et al. (1995) demonstram que a estrutura das comunidades decompositoras é influenciada pela composição química dos detritos.

Em vários solos, distintas comunidades de organismos, como fungos e microartrópodos, estão relacionados ao ecossistema com cobertura vegetal similar. Christensen (1989), citado por Beare et al. (1995), observa uma correlação muito boa entre diversidade de comunidade de microfungos e a comunidade vegetal.

b) Drilosfera

É a zona de influência das minhocas. Ela é enriquecida em nitrogênio, fósforo e material orgânico humificado, se comparada com o solo do entorno. Isto se deve, basicamente, a sua capacidade de escavar o solo, deixando para trás material orgânico de várias origens (principalmente excreções), o qual servirá de refúgio para micro-organismos decompositores. Contudo, de acordo com o tipo de minhoca, principalmente no que tange à profundidade de sua atividade, a drilosfera terá características diferentes (Moldenke et al., 1994).

c) Porosfera

É a zona dos poros ou vazios do solo. Por simples rearranjo das partículas do solo, a biota de grande tamanho, como raízes de plantas, minhocas e outros organismos da macrofauna, cria macroporos lisos e de forma cilíndrica. Esses poros de origem biológica estendem-se por consideráveis distâncias no solo, servindo de canais de fluxo preferencial para água e nutrientes.

Em geral, os macroporos apresentam uma concentração de atividade microbiológica, já que são frequentemente colonizados por um grande número de microartrópodes, nematóides e protozoários (Lee and Foster, 1991). Evans and Miller (1988), citados por Beare et al. (1995), também observaram, em macroporos de solos não cultivados, uma grande quantidade de inóculo de fungos micorrízicos e uma alta taxa de infecção micorrízica.

Os macroporos também podem servir como sítios de crescimento preferencial de raízes, não só pelo espaço, mas também por que suas paredes, em geral, estão enriquecidas em nutrientes.

d) Agregadosfera

Pode ser definida como a área delimitada pelo ajuntamento, ou organização, das partículas minerais e orgânicas do solo, incluindo os poros criados nesse processo.

As principais contribuições da biota para a formação de agregados ocorre, principalmente, através da bioperturbação (Beare et al., 1995), sendo mais aparente em solos com baixo conteúdo de argila (menos de 15%) e pequena capacidade de expansão/contração (Oades, 1993). Microartrópodos, por exemplo, podem ser responsáveis por alta acumulação de agregados particulados ou fecais na superfície do solo (Rusek, 1985, citado por Beare et al., 1995).

As minhocas também têm grande contribuição para a agregação através de seus coprólitos, chegando, em alguns casos, a representar 50% dos macroagregados (acima de 250 μm de diâmetro) em solos superficiais (Lee, 1985, citado por Beare et al., 1995).

Fungos e bactérias contribuem para a estabilização dos agregados pela deposição de polissacarídeos extracelularmente (Coleman & Crossley Jr., 1996) e pela formação de material húmico aromático, que forma o complexo estável metal-matéria orgânica (Beare et al., 1995).

A micro e mesofauna influenciam, indiretamente, a estabilização dos agregados através de seus efeitos de estímulo ou inibição das atividades das raízes e micro-organismos (Killham, 1994; Coleman & Crossley Jr., 1996).

e) Rizosfera

É a zona de influência primária da raiz. É um ambiente em que os produtos de deposição da raiz estimulam a atividade microbiana e onde a microfauna “caça” as populações de bactérias e fungos, conseqüentemente, alternando o balanço entre mineralização e imobilização de nitrogênio.

É bom lembrar que as raízes de diferentes espécies variam entre si na composição de seus exsudatos e nas suas taxas de exsudação.

X.2 - A biodiversidade como consequência das propriedades do solo

As interações das propriedades físicas e químicas dos solos contribuem para a diversidade de “habitats”, os quais, por sua vez, determinam a composição e atividade da biota naquela exata posição e tempo (Killham, 1995). Além disso, considerando a teia alimentar, se a quantidade de um organismo produtor primário diminui, diminuem, também, as quantidades de seus predadores (Margalef, 1982). Desta forma, será discutida, brevemente, a influência de certas características do solo no desenvolvimento da sua biota.

X.2.1 - Aspectos estruturais

A agregação é um dos mais importantes fatores que controlam a atividade microbiana, o “turn-over” da matéria orgânica e, por conseguinte, o crescimento vegetal.

Segundo Killham (1995), a maioria dos organismos existe no lado de fora dos agregados e nos poros que existem entre eles. Poucos residem dentro dele. Com isso, o tamanho dos poros determina a capacidade do organismo em acessá-lo e de se movimentar, afetando, diretamente, sua capacidade de se alimentar da microflora. Além disso, poros de diminuto diâmetro ficam cheios d’água por mais tempo que os de maior diâmetro, o que cria um ambiente favorável ao crescimento de bactérias. Os fungos preferem os poros mais drenados. No que diz respeito à macrofauna, há uma preferência por solos bem aerados, mas que retenham umidade, ou seja, solos de textura média e bem agregados.

Os agregados, bem como o tipo e quantidade de argila que os compõem, também influenciam na interação entre as enzimas de solo e seus substratos. A partícula de argila tem uma área superficial carregada eletricamente, o que lhe permite adsorver enzimas como a urease e a protease. Dessa forma, elas estão protegidas da hidrólise. Contudo, dependendo da dimensão do substrato, a ação catalítica da enzima fica menos disponível.

Com respeito às plantas, a estrutura do solo pode influenciar a arquitetura da raiz, facilitando seu crescimento através de zonas mais porosas (Beare et al., 1995).

Moldenke et al. (1994) citam um exemplo da influência da textura do solo na capacidade de ciclagem da liteira. As folhas do carvalho europeu possuem fenóis que inibem o desenvolvimento dos organismos decompositores. Contudo, os fungos *Folsomia* e *Tomocerus* são capazes de inibir esse efeito tóxico enchendo seu trato digestivo com partículas de argila.

Desta forma, as florestas de carvalho que se desenvolvem em solos argilosos possuem uma biociclagem bem mais rápida, facilitando sua nutrição e crescimento, do que aquelas que se desenvolvem em solos arenosos.

X.2.2 - Água do solo

Bactérias e protozoários de solo têm uma tendência de viver na água do solo. Com isso, quando o mesmo seca, a água restringe-se a uma pequena película ao redor das partículas do solo, restringindo a movimentação desses organismos. Além disso, dependendo da tolerância do organismo (Tabela X.1), se o solo secar além de sua capacidade de resistir, ele morrerá (Killham, 1995). Desta forma, pode-se observar uma correlação positiva entre o teor de água no solo e a atividade microbiana até o ponto em que os poros estejam todos cheios de água. A partir daí, a atividade volta a diminuir (Figura X.2). Vale ressaltar que este comportamento aplica-se a toda biota do solo (Paul and Clark, 1989). Atualmente, observou-se que, na realidade, não é o valor da umidade do solo o que interfere na atividade da biota do solo, mas sim a quantidade que está disponível (Killham, 1995).

Micro-organismo	Potencial da Água (MPa)
Bacteria	0 a -10
Levedura	0 a -20
Fungo	0 a -60
Actinomiceto	0 a -70

Tabela X.1. Tolerância de micro-organismos ao "stress" hídrico (Killham, 1995)

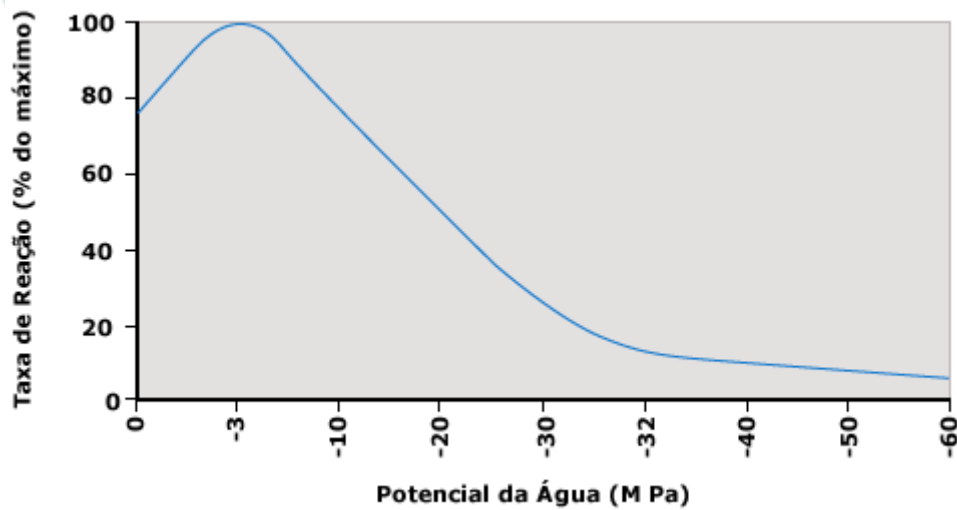


Figura X.2, Curva hipotética da relação entre as taxas relativas de reação microbológica e o "stress hídrico" (extraído de Paul and Clark, 1989).

Outro fator relacionado à água e fundamental para o desenvolvimento dos organismos do solo está relacionado ao suprimento de nutrientes. As principais formas de nutrição da maioria da biota do solo ocorrem por difusão e fluxo de massa, as quais só ocorrem na presença de certa quantidade de água (Killham, 1995).

A água também afeta, indiretamente, a biota por influenciar outras propriedades do solo, tais como, a aeração, o potencial de óxirredução (Redox) e o pH (Paul and Clark, 1989).

X.2.3 - Atmosfera do solo

A maioria dos gases que se encontram nos poros do solo são aqueles que também estão na atmosfera. Contudo, ocorrem diferenças de concentração de acordo com a atividade biológica.

Em princípio, a atmosfera do solo afeta a biota em função da capacidade dos organismos de gerar energia na presença ou ausência de oxigênio (Paul and Clark, 1989). Há casos específicos em que há a necessidade de uma atmosfera de solo especial, como o das bactérias metanogênicas, que consomem e produzem metano (Beare et al., 1995), e o dos organismos oligotróficos, que parecem obter seu suprimento de carbono do CO_2 da atmosfera (Killham, 1995).

X.2.4 - Potencial Redox

Em princípio, a biota do solo obtém sua energia pela oxidação de materiais reduzidos, isto é, pela remoção de elétrons de substrato orgânico ou inorgânico, capturando, assim, a energia que fica disponibilizada durante a oxidação. Essas reações são características de cada organismo e ocorrem a determinado potencial (Paul and Clark, 1989).

X.2.5 - pH do solo

As medidas de pH são um critério importante para prever a capacidade do solo em suportar reações biológicas. A transformação biológica do NH_4^+ a NO_3^- (nitrificação) é um exemplo de uma reação muito sensível ao pH (Killham, 1995). Além disso, enzimas e alguns componentes celulares associados, como as membranas, têm suas atividades dependentes dessa propriedade do solo (Paul and Clark, 1989).

O pH controla a disponibilidade de nutrientes e elementos tóxicos (como o alumínio) no solo (Figura X.3), o que é particularmente importante para as plantas (Killham, 1995).

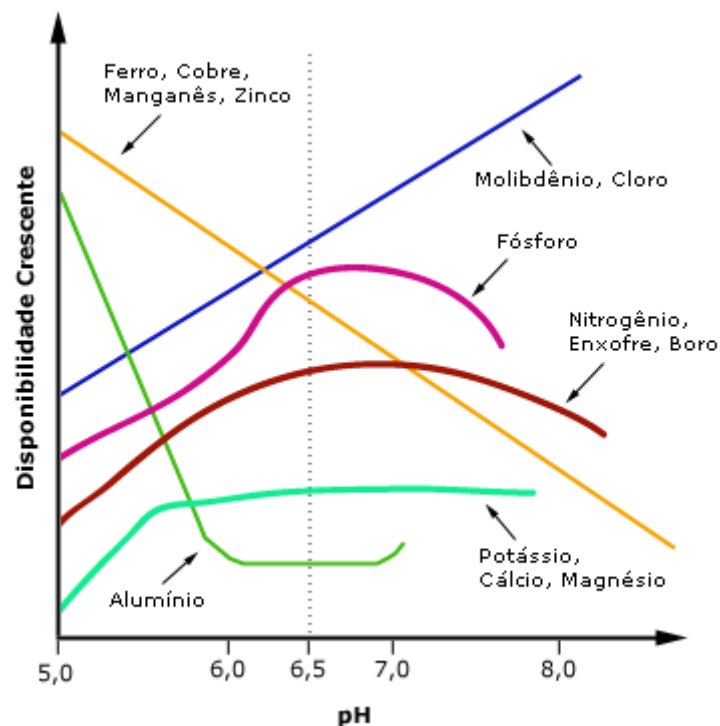


Figura X.3: Relação entre pH do solo e disponibilidade de vários elementos (Malavolta, 1979).

Com respeito à macrofauna, pode-se destacar a minhoca, bastante sensível à acidez do solo (Killham, 1995).

X.2.6 - Temperatura do solo

Ela afeta as taxas de reação fisiológicas, pois a atividade das células é governada pelas leis da termodinâmica, bem como a maioria das reações físico-químicas que ocorrem no ambiente, tais como a difusão, o potencial Redox etc. (Paul and Clark, 1989). Uma curva geral de resposta à temperatura pela atividade microbiana do solo está representada na figura X.4.

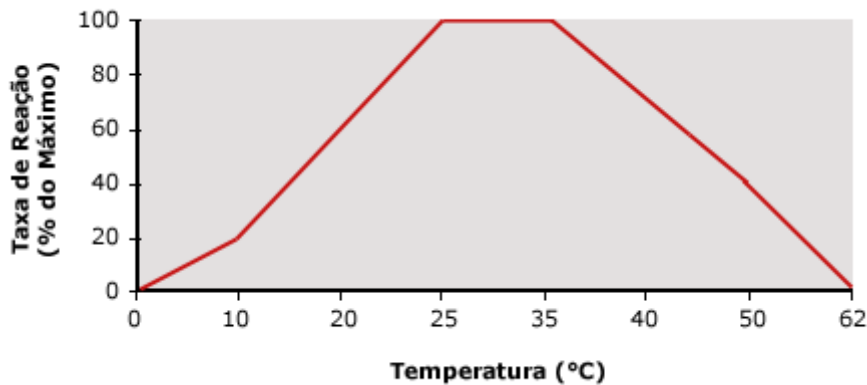


Figura X.4. Taxas relativas de reação microbiológica a diversas temperaturas (extraído de Paul and Clark, 1989).

No que diz respeito às plantas, embora não se conheçam todos os mecanismos envolvidos, temperaturas mais elevadas estimulam o crescimento radicular, a respiração das células da raiz e a capacidade de nutrição (Killham, 1995).

A macrofauna, normalmente, é sensível a extremos de temperatura do solo, o que a leva a migrar para maiores profundidades (Killham, 1995), o que afeta, então, a porosidade do solo.

X.3 - Alguns exemplos brasileiros da interação do solo e biodiversidade

X.3.1 - Amazônia

A Amazônia, com seus quase cinco milhões de hectares, é o maior exemplo de floresta tropical úmida. Apesar da elevada produtividade primária natural, os ecossistemas amazônicos são bastante frágeis, uma vez que sua produtividade e estabilidade ao longo do tempo dependem de processos de reciclagem dos nutrientes, cuja eficiência está relacionada com a biodiversidade e complexidade estrutural da própria floresta (BRASIL, 1991).

De forma a facilitar a discussão, pode-se dividir a Amazônia, de uma maneira mais simples, em dois tipos de ecossistemas distintos (Oliveira, 1995; Rodrigues & Oliveira, 1996; Rodrigues, 1996): a) os ecossistemas de várzea, que compreendem cerca de 5% da região, sofrendo influência das águas barrentas de alguns rios, como o Madeira e Solimões, devido às inundações periódicas, os quais depositam nutrientes nos solos, conferindo-lhes uma boa fertilidade; b) os ecossistemas de terra firme que consistem de vegetações bem diferenciadas, onde ocorrem, principalmente, as florestas exuberantes e de elevada diversidade e os solos de baixa fertilidade e com grande quantidade de alumínio, um elemento que causa toxidez às plantas.

De acordo com Siqueira e Moreira (1996), a família Leguminosae predomina sobre todas as outras famílias na flora amazônica com relação à diversidade de espécies, estando entre as cinco famílias com maior frequência de indivíduos. Por isso, será dada ênfase às relações simbióticas com essa família, já que, segundo Siqueira (1995), a simbiose representa um aumento da versatilidade bioquímica e ecológica dos parceiros, o que representa uma estratégia de sobrevivência comum no ecossistema amazônico.

X.3.1.1 - Ecossistemas de terra firme

A contribuição dos micro-organismos do solo é mais efetiva nesses ecossistemas. Neles, a vegetação passou por um processo de adaptação, procurando utilizar eficientemente os nutrientes reciclados da matéria orgânica decomposta. Com isso, a perda de elementos do solo é pequena, sendo compensada pelos nutrientes trazidos pela chuva (Uhl et al., 1988, citado por Kitamura, 1994), e a contribuição da microfauna é de fundamental importância para a manutenção dos ecossistemas como um todo, devido a sua participação na ciclagem de nutrientes. Por exemplo, as infecções por fungos micorrízicos, responsáveis pelo aumento da superfície de absorção das raízes, são elevadas nessas condições, embora, dependendo do gênero, possa haver influência das características do solo na sua ocorrência (Bonetti & Navarro, 1990, citados por Oliveira, 1995).

O nitrogênio, com seus elevados teores nos solos argilosos de florestas, é um dos responsáveis pela falta ou baixa nodulação observadas nas leguminosas em solos de terra firme. Verifica-se o oposto nos solos arenosos.

X.3.1.2 - Ecossistemas de Várzea

Os estudos de ecologia microbiana demonstram que, apesar das inundações periódicas, existe uma alta população de *Rhizobium*, uma bactéria fixadora de nitrogênio, o que favorece a nodulação das leguminosas. As plantas encontradas nesse ecossistema também se apresentam infectadas com fungos micorrízicos, embora o número de esporos encontrados seja muito baixo (Oliveira, 1995).

Outra atividade microbiana muito comum refere-se aos micro-organismos que liberam metano para a atmosfera (Devol et al., 1990, citado por Oliveira, 1995).

X.3.2 - Cerrado

Não obstante a monotonia da paisagem geomorfológica, os solos do Cerrado são bastante variáveis. Em nível de dominância, predominam os Latossolos que, ao contrário dos Latossolos amazônicos, tendem a ser ricos em gibbsita, apresentando, então, uma estrutura bem desenvolvida que facilita a infiltração da água, a erosão em sulcos e a baixa condutividade capilar, quando o solo deixa de estar saturado (Ker & Resende, 1996).

Segundo Ker & Resende (1996), as relações entre as características dos solos e a fitofisionomia dos cerrados nem sempre são muito claras. Há muitas generalizações, com substanciais exceções a todas elas. Contudo, uma vez estabelecido, o cerrado tende a se manter com mais tenacidade do que outras formações e é, de certa forma, favorecido pelas limitações ambientais, desde que não sejam extremas, como é o caso, por exemplo, da deficiência de água mais pronunciada, que favorece o desenvolvimento da caatinga, ou de uma deficiência de oxigênio, que favorece o surgimento de campos higrófilos e hidrófilos. A deficiência de fertilidade é a única que favorece o cerrado, talvez numa expressão mais campestre. Contudo, as atuais pobreza química, presença de alumínio e deficiência de água não são as causas do cerrado, apenas o mantém em relação às ocupações competitivas da floresta e da caatinga (Ker & Resende, 1996).

Os organismos dos solos, sustentados pela própria diversidade pedológica da região do Cerrado, constituem ainda um conjunto de recursos biológicos e genéticos pouco conhecido (Assad, 1996). No entanto, pode-se admitir que as diferentes espécies aparecem em quantidade variável conforme o tipo de solo e de seu uso. Assad (1996) cita alguns exemplos em que os principais componentes da fauna do solo de cerrado, em termos de biomassa, eram formigas e cupins, os quais exerciam um efeito direto no

ciclo biogeoquímico, através da trituração e do enterro dos detritos vegetais e da movimentação de material ao longo do solo, além de afetarem algumas propriedades do solo, como a porosidade.

X.3.3 - Mata Atlântica

Dentre as florestas pluviais, a Mata Atlântica foi a mais devastada, sobrando poucos remanescentes ao longo do litoral. De maneira geral, os solos nesse ecossistema não se diferenciam do conjunto de solos tropicais e intertropicais, sendo, normalmente, profundos, ácidos e pobres em nutrientes. É a presença da floresta, então, o que modifica esse panorama devido à deposição da matéria orgânica que acaba tendo papel decisivo na ciclagem de nutrientes. Neste contexto, o húmus (estrutura intermediária da decomposição da matéria orgânica), por ser o resultado da interação de diversos fatores vegetais e do solo, notadamente a qualidade e a quantidade dos aportes vegetais e as características pedológicas, pode ser usado como fator de diferenciação funcional dos sistemas de relação entre a floresta e o solo.

Trabalhos citados por Kindel (1996) mostram que existe uma importante variação nos tipos de húmus encontrados na Mata Atlântica. Nos solos da mata nativa da zona de Tabuleiros (Garay & Kindel, 1995), a ocorrência de um progressivo aumento em argila com a profundidade, próprias de um solo Argissolo, favorece o desenvolvimento de um húmus do tipo "mull" mesotrófico tropical. Quando a mata encontra-se sobre um Espodossolo distrófico (Mata de Mussununga), verifica-se a ocorrência de um húmus do tipo "eumoder". Já nas Matas de Restinga instaladas sobre Areias Quartzosas, observam-se tipos de húmus que vão de um "moder" a um "dysmoder", dependendo da acumulação orgânica superficial e do valor da relação C/N da camada mais superficial do solo (Garay et al., 1995). Desta forma, as diferentes formas de húmus encontradas nas condições de Mata Atlântica são função, então, de diferentes modalidades de decomposição e de reciclagem de nutrientes.

X.3.4 - Caatinga

Oliveira (1996), citando Andrade Lima, afirma que a vegetação de caatinga pode ocorrer sob diferentes tipos de formação, o que é resultante da interação clima-solo. Por isso, existe um elevado número de combinações e consequentes comunidades vegetais.

Araújo Filho & Carvalho (1996) atentam, ainda, para o fato de que, entre os fatores ambientais que mais influenciam a sucessão secundária da caatinga é o solo o que mais se destaca. Ressaltam, então, que as correlações solo/vegetação se fazem sentir com maior intensidade à medida que a sucessão aproxima-se do clímax.

X.3.5 - Biomas enclaves

Segundo Karl Walther, citado por Ab`Saber (1996), no interior dos biomas podem ocorrer biomas-enclave que estão relacionados com solos muito diversificados e, sobretudo, fora do padrão do domínio pedológico regional. Esse autor cita três tipos de enclaves que são função direta de condições extremas de solo:

- a) Helobioma - bioma de uma várzea, brejo ou pântano. Nesse caso, a única vegetação que se desenvolve, naturalmente, é aquela adaptada a condições de solo fortemente alagados e, por certas vezes, salinos, como é o caso dos mangues;
- b) Psamobioma - seria um bioma em cima de um campo de dunas, de uma faixa de areia ou mesmo de uma restinga;
- c) Litobioma - corresponderia à vegetação capaz de se desenvolver em áreas rochosas.

Em síntese, em condições extremas, tais como hidromorfismo e elevada salinidade, as propriedades do solo são determinantes no desenvolvimento da vegetação e, conseqüentemente, no resto da biota do solo. Contudo, em condições normais, a biota influencia em muito o desenvolvimento do solo, principalmente dos horizontes mais superficiais.