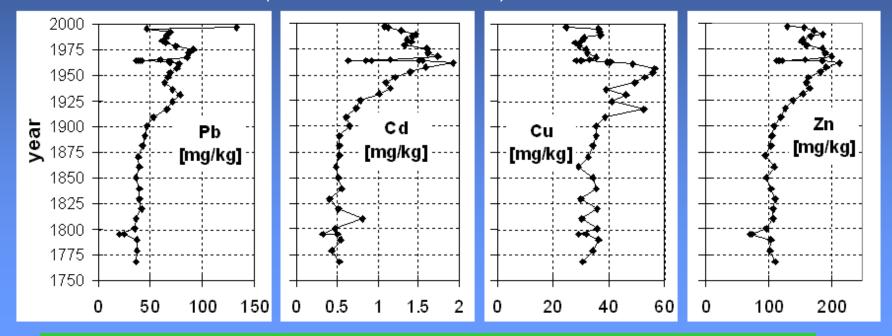
Química Ambiental

Dr David Fangueiro

- Os metais presentes em concentrações vestigiais são elementos fortemente dispersos na crosta terrestre.
- No entanto, as principais fontes responsáveis pela presença destes elementos no ambiente são de origem antropogénica, como por exemplo os efluentes derivados das actividades urbana, industrial e agrícola.
- Os metais vestigiais são, dos poluentes associados à industrialização, uns dos mais preocupantes a nível ambiental visto que não são biodegradáveis, são facilmente acumulados e são tóxicos mesmo quando presentes em níveis de concentração baixos.

Variação da concentração total em Pb, Cd, Cu e Zn num lago próximo de uma zona industrial (Fonte: BRGM-France)



Valores constantes até 1875: base geoquímica

Aumento até 1950-1960: industrialização

Diminuição a partir de 1975 devido a substituição dos EMV nos produtos de grande consumo (combustíveis, baterias...) por compostos orgânicos degradáveis e maior controlo das emissões de EMV

Entre os vários metais vestigiais existentes, podem destacar-se - o cobre, o cádmio e o chumbo – por serem bastante utilizados tanto na indústria como na agricultura e devido ao seu comportamento químico e potencialidades tóxicas.

O fluxo natural e antropogénico de metais vestigiais termina, na maior parte dos casos, nos efluentes líquidos, contaminando, de seguida, as águas superficiais e subterrâneas. Finalmente, são transferidos para as fases sólidas, nomeadamente os sedimentos, nas quais se irão acumular. Os metais vestigiais apresentam, portanto, concentrações nas águas naturais, geralmente, inferiores as concentrações encontradas nos sedimentos (Stumm e Morgan, 1995). Estes valores são muito variáveis mediante as condições hidrológicas e geográficas, o grau de industrialização e de actividade agrícola.

Concentração de Cd, Cu e Pb em vários compartimentos ambientais (*Ademe,* 1995; Stumm e Morgan, 1995) - M. S.: Material Seco.

	Cu	Pb	Cd
Ribeiras (µg.L-1)	0,5 – 50	0,5-4,1	0,1 – 10000
Lagos (µg.L ⁻¹)	5 – 20	0,05 – 1	0,04 - 0,1
Lençóis de água (µg.L ⁻¹)	20 – 100	12 - 200	3 – 20
Oceano Pacifico (µg.L ⁻¹)	0,5-5	0,005 - 0,08	0,01 — 1
Efluentes urbanos (µg.L ⁻¹)			3 – 2140
Lamas (mg.kg ⁻¹ de M. S.)	180 – 8100	1 – 11600	5 – 70
Solos (mg.kg ⁻¹ de M. S.)	13 – 30	2 – 44	0,08 – 0,53
Sedimentos (mg.kg ⁻¹ de M. S.)	14 - 109	7 - 140	0,02 – 0,065

O cobre

- Pouco abundante na crosta terrestre (7×10-3 % da litosfera) onde existe sob a forma de óxido *Cu2O*, carbonato *Cu2CO3(OH)2*, sulfureto *Cu2S* e, essencialmente, sob a forma de *CuFeS2*.
- Muito usado tanto na indústria, devido às suas propriedades de condutividade eléctrica e térmica, como na agricultura, pelas propriedades insecticidas e anti-sépticas dos seus sais.
- Faz parte dos oligo-elementos necessários ao bom funcionamento do metabolismo humano.
- Desta forma só pode ser considerado tóxico quando a sua concentração ultrapassa o limite máximo de assimilação pelo organismo.

O chumbo

- Representa 2×10⁻⁴ % da litosfera e encontra-se principalmente sob a forma de sulfureto PbS e de carbonato PbCO3
- É muito usado na indústria metalúrgica, mas a sua maior utilização é no processo de fabrico dos acumuladores e baterias.
- Não sendo um elemento essencial à vida dos organismos, o chumbo apresenta apenas efeitos tóxicos; é, nomeadamente, responsável pelo saturnismo e pode provocar deficiências intelectuais.

O cádmio

- Elemento muito disperso em toda a litosfera mas em quantidades muito baixas (2×10-5 %)
- Encontra-se principalmente associado a outros metais na forma de óxidos e de sulfuretos
- •As principais fontes de poluição pelo cádmio são:
 - uma poluição indirecta ligada às actividades mineiras e metalúrgicas
 - uma poluição directa devida à utilização do cádmio pelas suas propriedades físicas, químicas e electroquímicas, como por exemplo em baterias.
- Como no caso do chumbo, o cádmio apresenta apenas efeitos tóxicos e pode, em particular, ao acumular-se nos rins, provocar graves disfunções

Noção de catiões duros e catiões moles

- Catiões A « duros »:
 - ✓ Configuração electrónica de um gás nobre
 - ✓ Interacções maioritariamente electrostáticas com aniões duros
 - ✓ Forma essencialmente ligações iónicas não covalentes
 - ✓ Exemplos: Na+, K+, Ca++, F-, Cl-
- Catiões B « moles »:
 - ✓ Configuração electrónica com 10 ou 12 electrões periféricos
 - ✓ Pode estabelecer interacções de tipo covalente e têm preferência para os aniões moles como S, N, moléculas biológicas
 - ✓ Exemplos: Cd²⁺, Ag⁺, Hg²⁺.

Noção de catiões duros e catiões moles

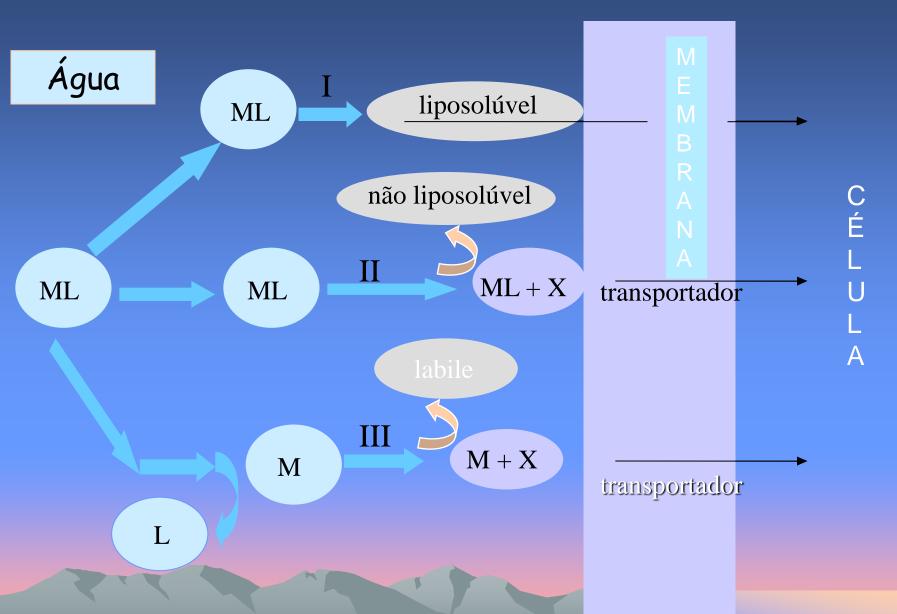


Toxicidade dos EMV

A toxicidade dos EMV depende de:

- (1) A sua bio-assimilação: Capacidade de passar as membranas celulares, complexar grupos funcionais existentes nos organismos vivos (grande dependência do conceito de iões moles ou duros)
- (2) A sua mobilidade que por sua vez depende de:
 - ✓ Sua solubilidade (precipitação, complexação…)
 - ✓ Sua adsorção sobre substratos minerais ou orgânicos
 - ✓ Nalguns casos do seu estado de oxido redução (Cr^{III}, U^{IV} são imóveis enquanto que Cr^{VI}, U^{VI} são moveis...)
- (3) Sua concentração total no meio.

Processo de intoxicação de uma célula



Estado dos EMV

Catião livre

Oxianião livre

Complexo labile

Complexo non labile

Organometálico

Dissolvido

Coloidal

Adsorvido numa

partícula ou

membrana

Metabolizado

Diferenças de

Toxicidade, Biodisponibilidade, Bioacumulaão e Mobilidade

Labilidade do complexos metálicos

Labilidade: capacidade do complexo metálico em libertar o catião livre:

$$ML \xrightarrow{K_d, k} M^{2+} + L^{2-}$$

Um complexo será dito labile se a libertação do catião ocorrer a velocidade requerida e não labile se esta for desprezável a escala de tempo do processo considerado (medição, absorção, intoxicação...)

Noção de iões livres

"A forma livre de um EMV é a forma com maior capacidade de penetração nas membranas celulares e portanto deveria também ser a forma mais tóxica"

Verdadeiro para a maioria do metais pesados: Cd⁺², Cu⁺², Ni⁺², Pb⁺²...

MAS existem EMV para quais formas complexadas são mais bio-assimilaveis:

exemplo: Hg-org >>> Hg+2

Complexação entre um metal M e um ligando L:

```
M + L \Leftrightarrow ML
K = [ML] / ([M] \times [L])
Ex.: Cd^{+2} + CH_3 - COO - \Leftrightarrow CH_3 - COO - Cd^+ (logK = 1.93)
```

Pode ocorrer coordenação múltipla de ligandos:

$$M + 2 L \Leftrightarrow ML_2$$
 $K = [ML2] / ([M] \times [L]^2)$

Ex.: $Cd^{+2} + 2 CH_3 - COO^- \Leftrightarrow (CH_3 - COO)_2 - Cd^+; logK$

É também necessário considerar as reacções ácido-base de cada elemento:

Sistematização

Dois tipos de equação

1) Complexação e ácido-base:

$$K_1 = ML / M \cdot L$$
; $K_2 = H \cdot L / LH$; $K_x = Me_4(OH)_4 \cdot H^4 / Me^4$ etc.

2) Balanço de massa:

```
L_{tot} = L + HL + ML + 2 ML_2

Me_{tot} = Me + MeL + ML_2 + Me(OH) + Me(OH)_2 + Me(OH)_3 + Me_4(OH)_4

H_{tot} = H + L + MeOH + 2 Me(OH)_2 + 3 Me(OH)_3 + 4 Me_4(OH)_4 + OH
```

L, Me et H são os 3 actores principais que permitem definir as espécies químicas existentes no sistema

Principais ligandos

Ligandos orgânicos dissolvidos:

R-COOH carboxilico, Ar-OH fenol, R-NH2 Amina

Estes ligandos podem aumentar a fracção solúvel (e móvel!) dos EMV

Ligandos Inorgânicos dissolvidos:

√ CO₃-2 Carbonato, S-2 sulfureto, PO₄-3 fosfato, OH- hidróxilo (água),

Formação de precipitado: concentração de complexos dissolvidos muito baixa

 $\checkmark CdCO_{3(aq)}, Zn(OH)_{2(aq)}, FeS_{2(aq)}, Fe(OH)_{3(aq)}, Al(OH)_{3(aq)}$

Estes ligandos reduzem as concentrações de EMV nas águas porque precipitam: $CdCO_{3(s)}$ Otavite, $Zn(OH)_{2(s)}$ Zincite, $FeS_{2(s)}$, Pyrite, $Fe(OH)_{3(s)}$, Ferrihydrite (+Hematite, Goethite etc. après déhydratation), $Al(OH)_{3(s)}$ Gibbsite etc.

✓ Ligandos inorgânicos que formam complexos solúveis:

Cl⁻: $Cu^{+2} + Cl^{-} \Leftrightarrow CuCl^{+}$; $Fe^{+3} + 2 Cl^{-} \Leftrightarrow FeCl_{2}^{+}$ etc.

Ligandos de superfície (não dissolvidos, i.e. imóveis):

≡FeOH, ≡MnOH, ≡COOH, ≡NH etc. ≡ simboliza a ligação a um sólido

Argilas, óxidos de Fe & Mn, microrganismos bactérias, fungos, MO degradada:

Reação tipo: ≡FeOH + Cd⁺² ⇔ ≡FeOCd⁺ + H⁺;

Complexação em solução (ligandos organicos)

Complexo...

Forte

EDTA: ligando muito forte

 $Zn^{++} + EDTA^{-4} \leftrightarrow Zn - EDTA^{-2}$; logK = 16.44

$$\begin{array}{c} \text{NaOOC-CH}_2 \\ \text{NaOOC$$

Médio

Glicina: aminoácido,

$$Zn^{++} + Gly^{-2} \leftrightarrow Zn - Gly^{\circ}$$
; $logK = 5.38$

$$H_2N - CH_2 - COOH + Cd^{+2} \Leftrightarrow CH_2 - C == O$$

$$HN O + H$$

$$Cd^{2+}$$

Fraco

Acetato

$$CH_3$$
 – $COOH$ + Cd^{+2} \Leftrightarrow

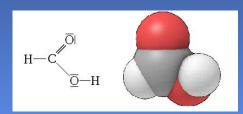
$$Zn^{++} + Ac^{-1} \leftrightarrow Zn-Ac^{+}$$
; $logK = 1.57$

$$CH_3$$
 — C === O + H^+

Pequenos ligandos carboxílicos (R-COOH)

Ácidos monocarboxílicos >>> complexantes fracos

Ácido formico HCOOH



Ácido acético CH3-COOH

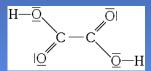
Ácido propiónico CH3-CH2-COOH

Ácido láctico CH3-CH2OH-COOH

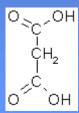
Ácidos dicarboxílicos

>>> complexantes médios (quelatos)

Ácido oxálico HOOC-COOH



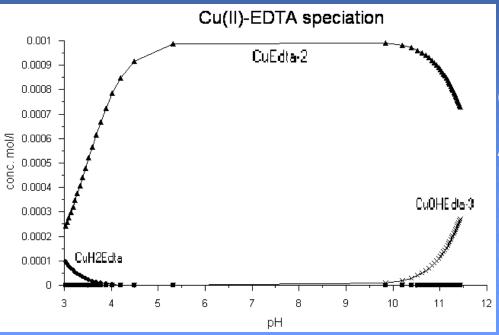
Ácido malónico HOOC-CH2-COOH



HOOC-(CH2)2-COOH

HOOC(CH2)5-COOH

Comparação da complexação do Cu²⁺ por ligandos fortes e fracos



EDTA Ethylènediaminotetraacetic acid C₁₀H₁₂N₂O₈⁴⁻

$$^{-}$$
OOC-CH $_2$ \ $^{'}$ \ $^{'}$ CH $_2$ -COO $^{-}$ \ $^{-}$ OOC-CH $_2$ \ $^{'}$ \ $^{'}$ CH $_2$ -COO $^{-}$

 $Cu_{tot} = EDTA_{tot} = 1 \text{ mmol/l}$

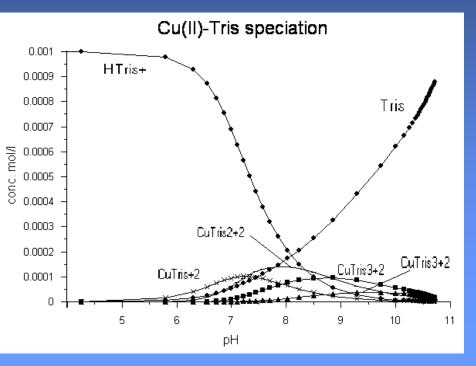
Acid-base species

Edta-4 = Edta-4 ; log_k = 0 Edta-4 + H+ = HEdta-3 ; log_k = 10.948 Edta-4 + 2 H+ = H2Edta-2 ; log_k = 17.221 Edta-4 + 3 H+ = H3Edta- ; log_k = 20.338 Edta-4 + 4 H+ = H4Edta ; log_k = 22.552 Edta-4 + 5 H+ = H5Edta+ ; log_k = 24.052

Cu species

Edta-4 + Cu+2 = CuEdta-2; log_k = 20.489 Edta-4 + H+ + Cu+2 = CuHEdta-1; log_k = 24.016 Edta-4 + 2 H+ + Cu+2 = CuH2Edta; log_k = 26.223 Edta-4 + Cu+2 +H2O - H+ = CuOHEdta-3; log_k = 8.445

Comparação da complexação do Cu²⁺ por ligandos fortes e fracos



TRIS (Tris-(hydroxyméthyle)aminométhane C₄O₃NH₁₁

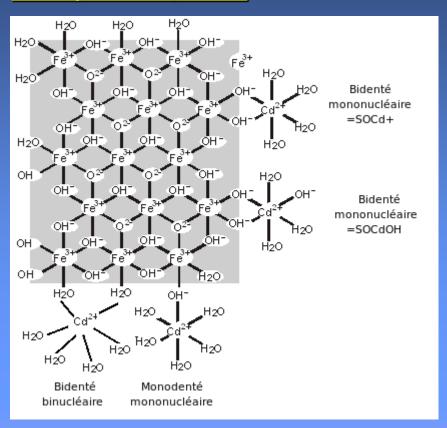
$$\begin{array}{c} \text{CH}_2\text{OH} \\ | \\ \text{HOCH}_2 - \text{C}_2 - \text{NH2} \ \ (\text{+ H}^{\text{+}}) \\ | \\ \text{CH}_2\text{OH} \end{array}$$

$$Cu_{tot} = Tris_{tot} = 1 \text{ mmol/l},$$

Acid-base species

Cu species

Adsorção de superfície



Complexação de Cd+2

 \equiv SO⁻ + Cd⁺² + H₂O \Leftrightarrow \equiv SOCdOH

Reacções ácido-base

 $\equiv SO^- + H^+ \Leftrightarrow \equiv SOH$

 \equiv SO⁻ + 2 H⁺ \Leftrightarrow \equiv SOH₂⁺

Reacções ácido - base do Cd (Hidrólise)

Cd+2 + H₂O ⇔ CdOH+ + H+

 $Cd^{+2} + 2 H_2O \Leftrightarrow Cd(OH)_{2(aq)} + 2 H^+$

. . .

Resulta um jogo complexo de reacções!!!

Adsorção de superfície- isotérmicas de adsorção

- > A isotérmica de adsorção representa a quantidade de EMV adsorvido em função da concentração de equilíbrio do EMV.
- ➤ Para se construir uma isotérmica de adsorção, coloca-se em contacto com a superfície de adsorção várias soluções contendo o EMV em diferentes concentrações iniciais, e aguarda-se até o equilíbrio ser restabelecido mantendo a temperatura constante: determina-se assim a quantidade de material adsorvido.
- ➤ No processo de adsorção, o pH, a temperatura e o tipo de material adsorvente são parâmetros que influenciam a forma da isotérmica. O comportamento gráfico das isotérmicas pode apresentar-se de várias formas, fornecendo informações importantes sobre o modelo matemático que o representa.
- > Os modelos de isotérmica de Langmuir e de Freundlich são os mais utilizados na literatura.

Adsorção de superfície: modelo de Langmuir

O modelo de isotermica de Langmuir assume que todas as forças que actuam na adsorção são similares àquelas que envolvem uma reacção química e que a sorção se resume em uma única camada de EMV sobre a superfície das partículas sólidas.

A expressão linear de Langmuir

$$C_e/q_e = 1/Q_o.b + C_e/Q_o$$

com C_e a concentração do metal no equilíbrio (mg L^{-1}),

 q_e a quantidade adsorvida (mg g-1), Q_o (mg g-1) e b (L mg-1) constantes relacionadas com a capacidade de

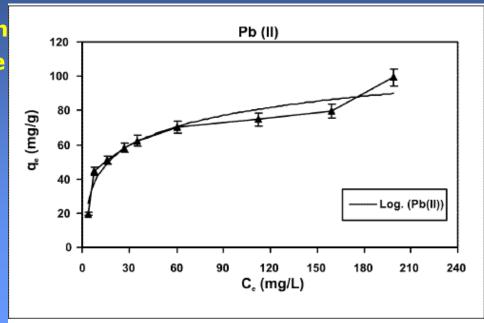
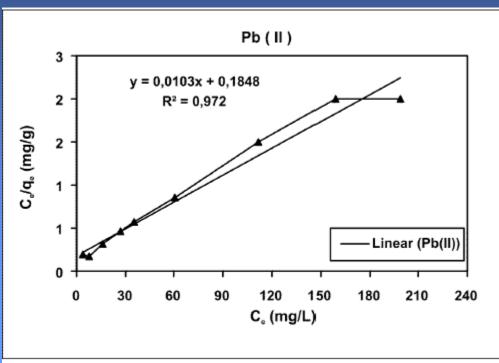


Figura 4 - Isoterma de adsorção para o Pb(II) em *R. opacus* (concentração de biomassa: 1 g.L⁻¹; pH:5,0; velocidade de agitação: 150 rpm; tempo de contacto: 4 h).

Bueno, Belenia Medina et al. **Remoção de Pb(II) de soluções aquosas por Biossorção em R. opacus**. Rem: Rev. Esc. Minas, Dez 2009, vol.62, no.4, p.487-494. ISSN 0370-4467

adsorção maxima e energia de adsorção, respectivamente

Adsorção de superfície: modelo de Langmuir



Bueno, Belenia Medina et al. Remoção de Pb(II) de soluções aquosas por Biossorção em R. opacus. Rem: Rev. Esc. Minas, Dez 2009, vol.62, no.4, p.487-494. ISSN 0370-4467

Figura 5 - Linearização da Isoterma de Langmuir para o Pb(II) em R. opacus.

O gráfico linear C_e/q_e vs C_e confirma a validade do modelo de Langmuir para o processo. A equação de recta obtida apresenta coeficiente angular correspondente a $1/Q_0$ e coeficiente linear correspondente a $1/Q_0$ b.

Adsorção de superfície: modelo de Freundlich

O modelo de isotermica de Freundlich considera que a adsorção ocorre em multi-camadas e é útil para descrever a adsorção em superfícies altamente heterogéneas. A forma linear da Equação de Freundlich é dada pela equação:

$$\log q_e = \log K_f + 1/n \log C_e$$

sendo K_f (mg g^{-1}) e n constantes relacionadas com a capacidade de adsorção. Os valores de K_f e n podem ser obtidos pela intersecção e inclinação do gráfico linear de log q_e vs log C_e . O valor de n entre 2 e 10 indica adsorção favorável.

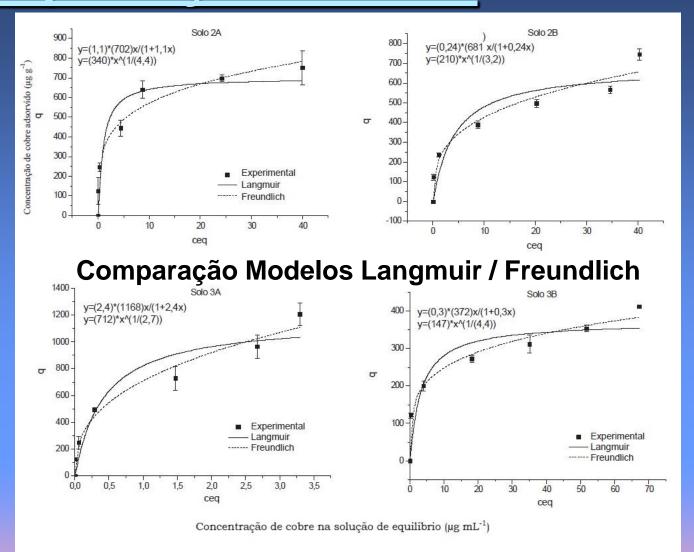
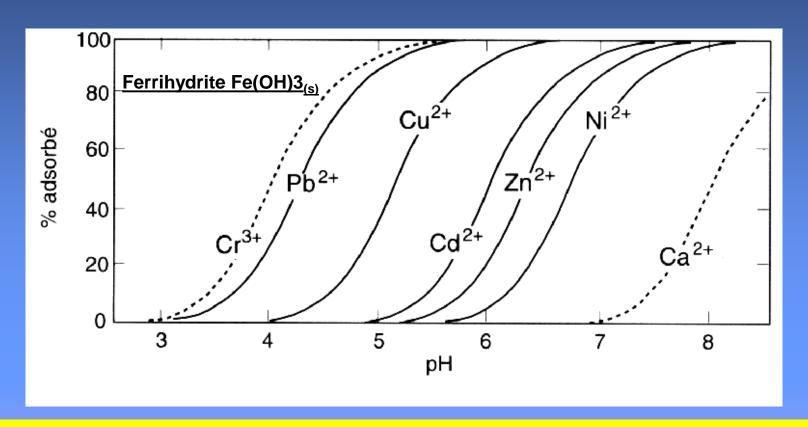


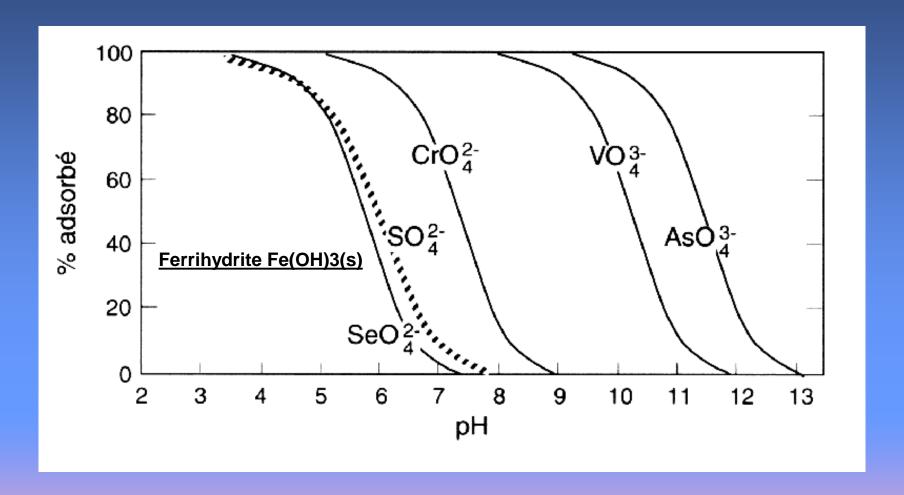
Figura 1. Curvas de adsorção de cobre para Latossolo Vermelho distrófico típico (1A e 1B), Chernossolo Argilúvico Carbonático saprolítico (2A e 2B) e Cambissolo Háplico Tb eutrófico latossólico (3A e 3B) estimadas pelos modelos de Langmuir e de Freundlich.

Adsorção de superfície



Adsorção fraca a pH baixo: competição catião-protão

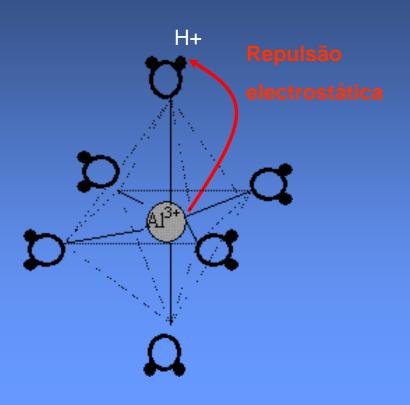
Adsorção de superfície



Adsorção fraca a pH alto: competição aniões-OH-

Hidrolise

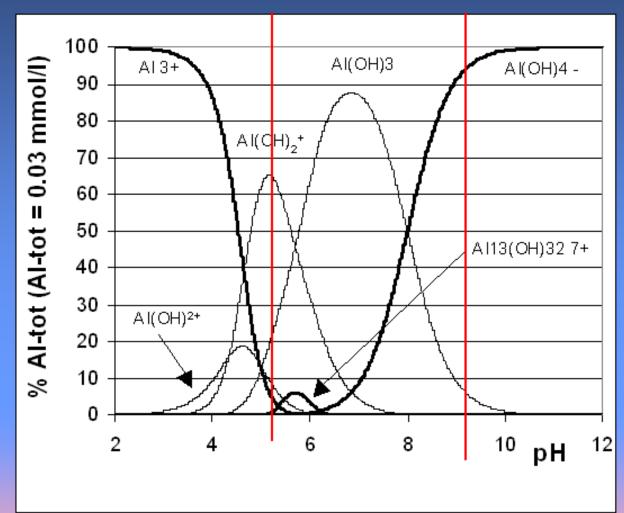
Reacções ácido-base dos EMV



 $\begin{matrix} H^+ & H^+ & H^+ \\ Al(H_2O)_6^{3+} \leftrightarrow AlOH(H_2O)_5^{2+} \leftrightarrow Al(OH)_2(H_2O)_4^{+} \leftrightarrow Al(OH)_3(H_2O)_3^{-0} \leftrightarrow Al(OH)_4(H_2O)_2^{-1} \end{matrix}$

pH baixo pH alto

Reacções dos EMV com H₂O



- * Hidrolise aumenta com pH
- * Carga do complexo:
 - positiva à pH acido,
 - neutro à pH intermédio
 - negativa à pH básico.

Solubilização-Precipitação

Quando um sal se dissolve, ele dissocia-se, e os <u>iões</u> que o constituem passam a existir na <u>solução</u> formada.

Ex: Na2SO4 (s) + (aq)
$$\longrightarrow$$
 2 Na+ (aq) + SO42- (aq)

A solubilidade (s) de um sal é a quantidade máxima de um <u>soluto</u> (sal) que é possível dissolver num determinado <u>solvente</u> para obter um litro de <u>solução saturada</u>, a uma dada temperatura.

Produto de solubilidade

Quando a uma solução saturada é adicionada mais uma quantidade do sal que a originou, passa a existir um equilíbrio entre a fase sólida (sal) e a aquosa (iões do sal):

$$A_aB_b$$
 (s) \leftrightarrow $aA^{b+}(aq) + bB^{a-}(aq)$

A este equilíbrio chama-se equilíbrio de solubilidade, e a constante de equilíbrio passa a ser chamada produto de solubilidade, Ks. O produto de solubilidade é igual ao produto das concentrações dos iões na solução saturada, elevadas aos coeficientes estequiométricos da reacção do equilíbrio:

$Ks = [A^{b+}]_e^a \cdot [Ba-]_e^b$

A constante de solubilidade só depende da temperatura.

Constantes de solubilidade com valores baixos são representativas de sais pouco solúveis.

Solubilização-Precipitação

Formação de precipitados

O quociente da reacção, Q ou X é o produto das concentrações dos iões presentes numa solução, elevadas aos coeficientes estequiométricos da equação de dissolução.

Comparando o valor de Q com o valor de Ks, se:

- ✓ Q < Ks a solução é insaturada, não há formação de precipitado</p>
- ✓ Q = Ks a solução está saturada;
- ✓ Q > Ks a solução está sobressaturada, há formação de precipitado do sal até que Q = Ks

Principais ligandos nos solos

Hídroxidos (OH-)

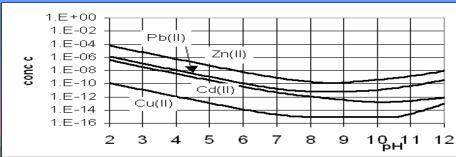
Carbonatos (CO₃-2)

Fosfatos (PO₄-3)

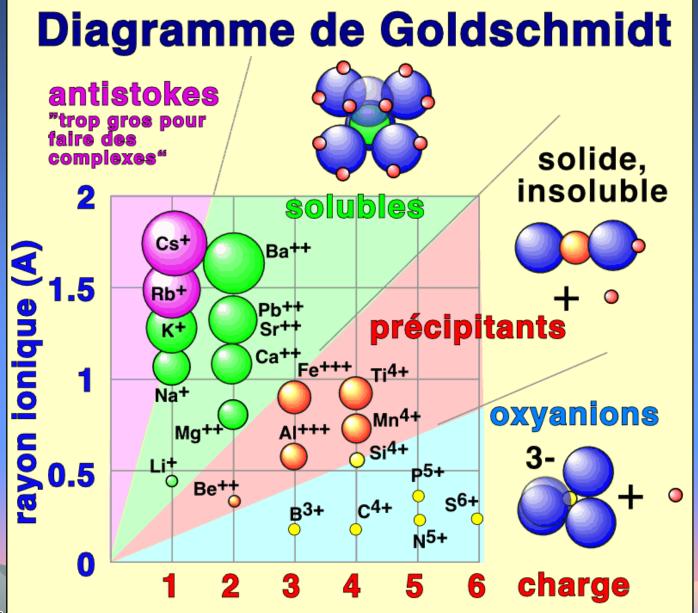
Sulfuretos (S⁻²) ou (S⁻¹)

Os sulfuretos são pouco soluveis. A estabilidade dos complexos formados depende du estado redox do sistema: pode occorer oxidação (SO₄-2 ligando pouco reactivo) e

libertação dos metais



Reactividade Global



- ➤ Toxicidade: conjunto complexo de respostas bioquímicas e fisiológicas de um organismo vivo que ocorrem quando este é exposto a um efeito adverso do meio no qual ele se encontra (Luoma, 1995).
- > A toxicidade dos EMV tem sido muito discutida ao longo dos últimos anos:
 - estudos bioquímicos mostraram que certas espécies aquáticas possuem sistemas de detoxificação dos metais que as tornam invulneráveis (Luoma; 1995; Bascom, 1982).
 - No entanto, apesar de certas espécies poderem tolerar concentrações muito elevadas de metais, a detoxificação tornase, em muitos casos, ineficaz perante os níveis de concentração muitas vezes encontrados no ambiente (Aoki et al., 1989, Roesijadi e Klerks, 1989).
 - Por outro lado, os danos causados a médio e longo prazo pela contaminação com metais são hoje bem conhecidos e, em certos casos, bem visíveis, levando à diminuição da fauna e da flora nas zonas mais contaminadas.

Métodos usados para avaliar o impacto de tal contaminação:

- Análises químicas: permitem realizar uma avaliação quantitativa e qualitativa da contaminação por metais das águas e sedimentos em vários ecossistemas sem, no entanto, realçar os efeitos adversos dos metais sobre o ecossistema (*Luoma*, 1995).
- Testes biológicos: consistem em observar a reacção de um determinado organismo (animal ou vegetal) quando este é posto em contacto com um elemento químico. Estes testes podem ser utilizados com três objectivos diferentes (Luoma, 1995):
 - i) determinar a concentração a partir da qual um elemento químico é tóxico;
 - ii) determinar a toxicidade de uma água natural ou de um sedimento;
 - iii) compreender os processos que determinam a toxicidade.
 - Sunda (1990) demonstrou a utilidade e a eficiência dos métodos biológicos aliados a novas técnicas geoquímicas de quantificação dos metais. No entanto, em muitos casos, os resultados obtidos em testes biológicos não podem ser generalizados nem usados para estudos de modelização.

- Para poder ter qualquer efeito sobre o ecossistema, um EMV deve estar numa forma biologicamente disponível, entendida como o estado em que este elemento se deve encontrar para poder ser adsorvido por organismos vivos (Luoma, 1995).
- Actualmente, é unanimemente reconhecido que os efeitos dos EMV dependem não só da sua concentração total, mas também da sua especiação (Luoma, 1995).
- O termo especiação foi definido por *Florence* (1982) como a determinação das várias formas físico-químicas individuais de um elemento.
- Segundo Florence (1982), os estudos de especiação são necessários para a determinação da toxicidade de um metal, a qual depende, em grande parte, da espécie físico-química sob a qual o metal se apresenta.
- Vários estudos mostraram a grande influência da especiação dos metais vestigiais na sua fixação pelos microrganismos (disponibilidade biológica) e na sua toxicidade (Campbell e Stokes, 1985; Cross e Sunda, 1985; Huntsman e Sunda, 1980; Morel e Hudson, 1985; Sunda, 1990).

Os estudos de especiação de EMV têm como principais objectivos a determinação e compreensão dos seus ciclos biológico e geoquímico:

- ✓ O ciclo biológico refere-se à interacção directa com os organismos, nomeadamente a bioacumulação, bioconcentração, biodisponibilidade e toxicidade.
- ✓ O ciclo geoquímico refere-se à mobilidade dos EMV nos vários compartimentos ambientais.

O estudo da especiação de um EMV é um processo muito mais complexo do que a mera determinação das concentrações totais dos vários metais de uma amostra. Esta complexidade deve-se a vários factores:

- i) a dificuldade em isolar os compostos de interesse em matrizes complexas;
- ii) a maior parte das técnicas de especiação conhecidas perturbam o equilíbrio existente entre as várias espécies químicas presentes na amostra;
- iii) no caso de EMV presentes em níveis muito baixos, poucas técnicas analíticas tem o grau de sensibilidade necessário;
- iv) a falta de materiais de referência apropriados para os vários casos em estudo.

- > As dificuldades encontradas nos estudos de especiação variam também com o tipo de matriz analisada.
- > A abordagem não será a mesma no caso de uma matriz sólida (sedimento ou solo) ou no caso de uma matriz líquida (água).
- ➤ Entre as várias técnicas de especiação de EMV existentes, destacam-se, no caso de uma matriz líquida, os métodos electroquímicos e espectroscópicos assim como os métodos separativos que incluem a cromatografia e a extracção em fase sólida
- ➤ No caso de matrizes sólidas, os métodos mais usados são os métodos de remobilização de metais, nomeadamente, as extracções sequenciais em que os metais são extraídos dos sedimentos ou dos solos usando um ou vários agentes de extracção

Ao longo dos últimos anos, o termo especiação tem sido usado com vários significados e, em certos casos, de forma desapropriada (*Bernhard et al., 1986*). A especiação química, no caso dos sedimentos e dos solos, foi definida como (*Ure, 1993*):

o processo de identificação e quantificação das várias espécies, formas ou fases presentes numa amostra;

Ou

a descrição qualitativa e quantitativa das espécies, formas ou fases presentes numa amostra.

De modo a facilitar a divulgação e compreensão dos trabalhos, existe a necessidade de utilizar termos bem definidos e uniformizados.

Com base nas várias definições utilizadas ao longo dos últimos anos, foram propostas pela IUPAC (International Union for Pure and Applied Chemistry) as definições que se seguem (*Templeton et al., 2000*):

- Espécies químicas de um elemento: forma específica de um elemento definida pela sua composição isotópica, pelo seu estado electrónico, pelo seu estado de oxidação e/ou pela estrutura molecular ou estrutura do complexo formado.
- * Análise de especiação: actividade analítica de identificação ou/e quantificação de uma ou mais espécies químicas de um mesmo elemento presente numa amostra.
- * Especiação: distribuição de um elemento entre várias espécies químicas num sistema.

Muitas vezes é impossível determinar a concentração individual das várias espécies químicas de um mesmo elemento presente numa amostra, devido ao facto destas não serem suficientemente estáveis para permitir a sua quantificação instrumental.

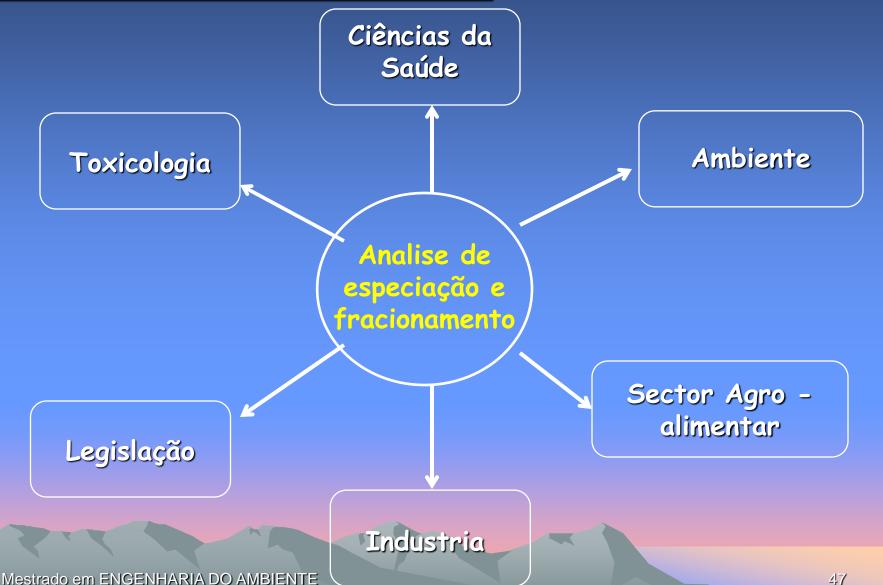
Assim, os estudos de especiação são bastante complexos. Turner (1995) chegou a considerar a especiação química como o maior pesadelo dos químicos e outros investigadores envolvidos nesta área.

Apesar de, em muitos casos, não ser possível determinar directamente a especiação de um elemento, os métodos de análise existentes permitem realizar estudos de fraccionamento (Templeton et al., 2000).

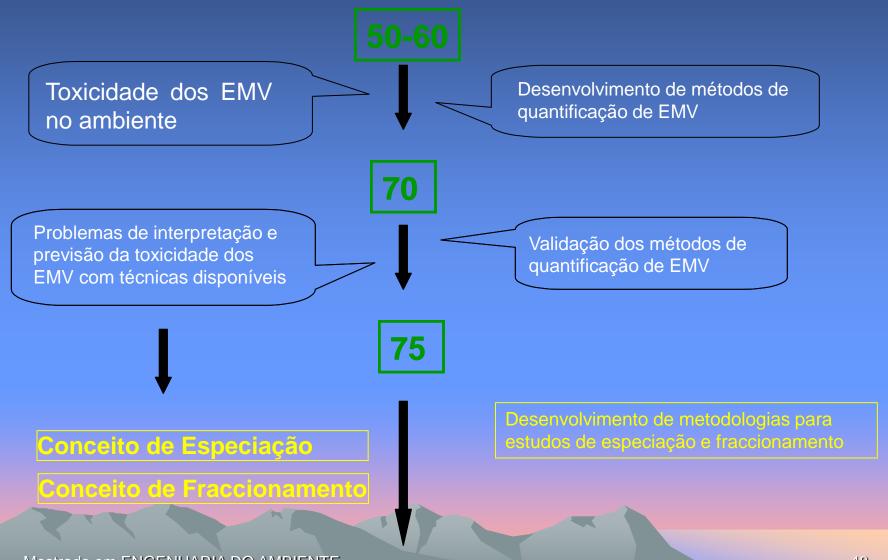
Templeton et al. (2000) introduziram e definiram o termo fraccionamento como sendo o processo de classificação de um analito, ou grupo de analitos, numa amostra com base nas suas propriedades físicas (e.g., tamanho, solubilidade) ou químicas (e.g., complexação, reactividade).

Este método alternativo consiste em identificar várias fracções de espécies de um elemento e determinar a sua concentração em cada fracção (Buffle et al., 1997).

Áreas de aplicação de analises de Especiação química e Fraccionamento



Evolução temporal dos estudos de especiação



Principais etapas de estudos de especiação/fraccionamento



Controlo de Qualidade das analises

Há uma grande falta de métodos de referência. Alguns estão a ser preparados mas ainda se está na fase de harmonização.

A validação dos métodos pode ser realizada com materiais de referencia certificados.

Estes materiais são fornecidos por entidades oficiais tais como:

CBR: Institute for Reference Materials and Measurements (Europa)

NIST: national institut for standards and Technology (USA)

IAEA : agence internationale pour l'énergie atomique (Vienne)