

環境重金属の溶存状態の解明と分離・定量に関する研究 ^{手嶋 紀雄} (愛知工業大学)

Study on Speciation and Determination of Heavy Metals in Environmental Waters

Norio Teshima (Aichi Institute of Technology)

A kinetic-catalytic spectrophotometric method is proposed for the successive determination of nanogram levels of copper and iron. It is based on their catalytic effects on the oxidative coupling of *p*-anisidine with *N*,*N*-dimethylaniline to form a colored compound ($_{max}$ = 740 nm) in the presence of hydrogen peroxide at pH 3.2. 2,9-Dimethyl-1,10-phenanthroline acted as an activator for the copper catalysis, and 1,10-phenanthroline acted as an activator for the iron catalysis. The selectivity was improved in the presence of diphosphate as a masking agent. The determinable ranges were 0.16 - 10 ppb for copper and 1 - 100 ppb for iron with low relative standard deviations, respectively. The method was successfully applied to the analyses of copper and iron in tap, well, river and pond waters.

キーワード: 接触分析法, 高感度定量, 銅・鉄定量, 天然水

1. はじめに

銅や鉄は環境中に幅広く存在する我々にとって身近な元素である。生体内で銅は,セルロプラス ミンやリシルオキシダーゼなどの銅酵素の構成成分として存在し,鉄はヘモグロビン,ミオグロビ ン生成などに関与し,生体にとって必須の元素として有名である¹⁾。環境水中でも微量の銅や鉄は, 極めて重要な役割を演じている。Martin とFitzwater²⁾は海洋中にナノモル(nmoll⁻¹)量の鉄を添 加することにより,植物プランクトンによるクロロフィル生産の増加につながることを報告してい る。また,微量の銅も植物プランクトンの生産に必要である³⁾。また,微量金属イオンの化学形態 が,金属毒性の程度を著しく変化させることも報告されている。例えば,銅イオンを硫酸塩の形で カワマスへ投与すると毒性が強いが,ニトリロ三酢酸のような錯形成剤を共存させることにより, 銅の毒性が著しく減少する⁴⁾。したがって,天然水中の微量の銅や鉄の定量は環境化学や毒物学の 分野に重要な情報をもたらす。このような背景からこれらのイオンを選択的かつ連続的に定量する 方法が求められている。

現在,微量元素の分析法として,原子吸光分析法(AAS),蛍光X線分析法(XRF),高周波誘導 結合プラズマ発光分光分析法(ICP-AES),ICP質量分析法(ICP-MS)のような分析装置が有用と されているが,それぞれ非常に高価な装置であり熟練した技術を必要とする。一方,接触分析法は 分光光度計のような汎用装置があれば,同程度あるいは上記の機器分析法を上回る感度で微量分析 が可能である⁵⁰⁶。すなわち,ある指示反応(例えば色素生成反応)に対する微量元素の触媒(接触) 作用を利用するため,化学量論的な化学分析法よりも数十から数千倍の高感度化を見込むことがで きる。しかし接触分析法ではICP-AESやICP-MSのように多元素分析が困難であり,単一成分の定 量が主流である。しかし,本研究では,特定の金属イオンの接触作用を著しく高めるアクチベータ ーを見出した。この発見により,同一の指示反応に対する二種金属の選択的・連続定量が可能とな る。そこで,この原理を利用した銅と鉄の超高感度分析法を確立し,河川水,井戸水,池水などの 天然水の定量に応用した。

2. 定量原理

過酸化水素の存在下でp·アニシジンとN,N-ジメチルアニリン(DMA)は酸化カップリングし, 740 nm付近に吸収極大を有する色素を形成するが,この反応は極めて遅い。しかし,極微量の銅 (II)⁷¹や鉄(III)⁹が存在するとこの反応は著しく促進される。したがって,一定時間後に生成した色素 の吸光度を測定することにより,銅イオンや鉄イオンの定量が可能となる。ここで酸化剤として働 く微量の銅(II)や鉄(III)はそれぞれ還元されるが,過酸化水素により酸化再生され,再び酸化剤と して色素生成反応に関与する。したがって,化学量論的な反応を用いた場合より高感度な測定が可 能となる。またこのような接触反応系に,ある種の配位子が存在することにより,金属イオンの接 触作用がさらに増幅される。このような配位子をアクチベーターという⁹。本研究では,銅イオン に対しては2,9-ジメチル-1,10-フェナントロリン(ネオクプロイン),鉄イオンには1,10-フェナント ロリン(phen)が選択的なアクチベーターとして作用することを利用して二成分混合試料において も,選択的な定量が可能となる。

3. 実験

3.1. 試薬

すべての試薬は,分析用特級試薬を精製せずに使用した。また,試薬及び試料調製に用いた水は,Advantec製のAquarius GSH-210で精製した脱イオン水を用いた。

銅(II)及び鉄(III)標準溶液:それぞれの原子吸光分析用標準溶液(和光純薬製)を0.01 M 塩酸 で希釈することにより調製した。

0.1 M p-アニシジン溶液:和光純薬製のp-アニシジン3.08 gを4 M 塩酸70 ml で溶解させ,水で 希釈して250 ml とした。調製した溶液は遮光して保存した。

0.2 M DMA 溶液:和光純薬製の N, N-ジメチルアニリン 6.06 gを4 M 塩酸 20 ml で溶解させ,水

で希釈して250 mlとした。調製した溶液は遮光して保存した。

5 M 過酸化水素水:シグマアルドリッチ製の30%過酸化水素水25 mlを水で希釈し,50 mlとした。実験の都度,調製した。

4 × 10⁻³ M ネオクプロイン溶液:東京化成製のネオクプロイン塩酸塩0.245 gを水で溶解させ, 250 ml とした。調製した溶液は遮光して保存した。

5 × 10⁻³ M phen 溶液:同仁化学製の1,10-フェナントロリンー水和物0.099 gを1 M 塩酸4 ml で 溶解させ,水で100 ml に定容した。調製した溶液は遮光して保存した。

2.5 × 10⁻² M ニリン酸塩溶液:和光純薬製のニリン酸ナトリウム十水和物1.12 gを水で溶解させ 250 ml に定容した。調製した溶液は遮光して保存した。

1.25 M 酢酸塩緩衝液 (pH 3.2):シグマアルドリッチ製の酢酸 19 ml を水で 250 ml に希釈した。 また,ナカライテスク製の酢酸ナトリウム三水和物 17.0 gを水で溶解させ,100 ml に定容した。 これらの溶液を混合させることにより pH 3.2 に調整した。

バソクプロインジスルホン酸塩水溶液:同仁化学製のバソクプロインジスルホン酸二ナトリウム塩を適量秤量し,水で溶解させた。調製した溶液は遮光して保存した。

パソフェナントロリンジスルホン酸塩水溶液:同仁化学製のパソフェナントロリンジスルホン 酸二ナトリウム塩を適量秤量し,水で定容した。調製した溶液は遮光して保存した。 3.2. 装置

吸光度測定には光路長10 mmのガラス製セルを備えたU-2000A型ダブルビーム分光光度計を用 いた。pHの測定には,堀場製F-22 pH/mVメータを,また反応温度を制御するために大洋科学工 業製C-630 恒温槽を使用した。

3.3. 銅定量のための標準操作

25 mlのメスフラスコに0.1 M p-アニシジン2.5 ml, 0.2 M DMA 2.5 ml, 1.25 M 酢酸塩緩衝液2 ml, 2.5 × 10⁻² M 二リン酸塩2 ml, 適量の銅標準溶液 (4 - 250 ng Cu/ 25 ml), 4 × 10⁻³ M ネオクプ ロイン2.5 mlを加えた。そして, 1 M NaOHを加えることによりpH 3.2 に調整した後, 55 の恒 温槽に約5分間浸し, 55 恒温とした。予め同温度に加温された5 M 過酸化水素2.5 mlを加える ことにより接触反応を開始させ,同温度の水で定容した。反応開始から5分後にこの溶液の一部 を試験管に採り,約30秒間氷冷することにより反応を停止させ,水を対照に740 nmの吸光度変 化を測定した。

3.4. 鉄定量のための標準操作

25 mlのメスフラスコに3.3.の操作と同濃度かつ同量のp-アニシジン,DMA,酢酸塩緩衝液試 薬を加え,適量の鉄標準溶液(25-2500 ng Fe / 25 ml),5 × 10⁻³ M phenを加えた(ネオクプロイ ンは加えない)。その後の操作は,反応温度60 ,反応時間15分としたことを除き,3.3.と同様 とした。

4. 結果と考察

4.1. アクチベーター濃度の影響

接触反応において,適当なアクチベーターを用いることにより,感度や選択性が向上する場合 がある。銅あるいは鉄触媒の存在下,及び,非存在下での色素生成反応に及ぼすネオクプロイン, バソクプロインジスルホン酸塩 (BCS), phen,及びバソフェナントロリンジスルホン酸塩 (BPS)の濃度の影響を検討した。

図1にネオクプロインとBCSの影響を示す。これらの配位子は銅イオンに対してのみアクチベ ーターとして作用した。鉄イオンの場合(図1(b),(b)')に対してはプランク値と一致している ことから,アクチベーターとして作用していないことが分かる。したがって,ネオクプロインと BCSの添加により,銅イオンの選択的な定量が可能となる。図1(a)と(a)'に見られるように,ア クチベーターの濃度がある濃度を超えると,徐々に吸光度が減少した。このような濃度依存性は, 「アクチベーター・触媒金属・基質」(ここで基質とはp-アニシジンまたはDMAを指す)の三元錯体 の形成を示唆する特有の性質である[®]。この指示反応の場合,「ネオクプロイン-(あるいはBCS-) Cu-p-アニシジン(あるいは-DMA)」の三元錯体となる。このような三元錯体の形成にとって, BCSはネオクプロインよりも立体的に不利なため,ネオクプロインより高い吸光度が得られなか ったと考えられる。したがって,銅イオンの定量には4×10⁻⁴ Mのネオクプロインをアクチベー ターとして選択した。



 図1 銅・鉄イオンの接触作用に及ぼすネオクプロイン((a), (b))とバソクプロインジスルホン酸塩 ((a)', (b)')濃度の影響.
銅・鉄非存在下(ブランク)), 銅・鉄触媒存在下().(a)と(a),'10 ppb Cu, 反応時間=5分, 反応温度=55;(b)と(b),'40 ppb 鉄, 反応時間=15 min, 反応温度=60.その他の条件: C_{p.7}= >>>, 0.01 M; C_{DMA}, 0.02 M; C_{酢酸塩緩振液}, 0.1 M(pH 3.2), C=U>酸塩, 2 × 10⁻³ M; C_{適酸化水素}; 0.5 M.



図2 銅・鉄イオンの接触作用に及ぼす1,10-フェナントロリン((a),(b))とバソフェナントロリンジス ルホン酸塩((a)',(b)')濃度の影響. 銅・鉄非存在下(ブランク)),銅・鉄触媒存在下().(a)と(a),'10 ppb Cu,(b)と(b),'40 ppb Fe.他の条件は図1と同様.

銅イオンと鉄イオンの接触作用に対するphenとBPSの濃度の影響を図2に示す。これらの配位 子は逆に鉄イオンに対してのみアクチベーターとして作用した。つまりネオクプロインの代わり に,phenまたはBPSを添加すれば,鉄イオンを選択的に検出することができる。図2(b)と(b)' のようにやはりアクチベーターがある濃度以上になると吸光度の減少が見られた。これも 「phen-(あるいはBPS-)Fe-*p*-アニシジン(あるいは-DMA)」の三元錯体の形成を示唆している。 Fe の定量には5 × 10⁻⁴ M phenを選択した。

ここで,ネオクプロインとphenがCu(II)/Cu(I)系あるいはFe(III)/Fe(II)系の条件酸化還元電 位(E)に及ぼす影響を考察する。ネオクプロイン共存下のCu(II)/Cu(I)系のE 。を式(1)に示す。

$$E'_{\rm Cu} = E^{\circ}_{\rm Cu} + 0.059 \log \frac{\alpha_{\rm Cu(I)(neocupuroine)}}{\alpha_{\rm Cu(II)(neocuproine)}} + 0.059 \log \frac{C_{\rm Cu(II)}}{C_{\rm Cu(I)}}$$
(1)

ここで, E_{cu} は,Cu(II)/Cu(I)系の標準酸化還元電位(E_{cu}° = 0.153 vs. NHE), は錯形成反応の 副反応係数(例えば_{Cu(I)neocuproine} = 1 + _{n(Cu(I)neocuproine)}[neocuproine]ⁿであり, は全生成定数(n = 1,2)), Cは各酸化数の金属の総濃度である。このネルンスト式から明らかなように, E_{cu}° はオク プロインの共存によって E_{cu}° よりも高くなる。これは銅(I)・ネオクプロイン錯体の生成定数(log $_{2}$ = 19.1)が銅(II)・ネオクプロイン錯体のそれ(log $_{2}$ = 11.7)よりも大きいため,式(1)の右辺第 2項が大きくなることに起因する¹⁰。 E_{cu} が上昇することは,銅(II)の酸化力が増大することであ り,したがってネオクプロイン存在下で,有機化合物の酸化反応が有利に進行するものと考えら れる。同様に,Fe(III)/Fe(II)系の条件酸化還元電位 E_{Fe} はphenの存在下で上昇する。Fe(II)phen 錯体の生成定数(log_3=21.3)がFe(III)-phen 錯体(log_3=14.1)より大きいためである¹⁰。 本指示反応には,それぞれの触媒金属イオンの酸化力を高める配位子が,アクチベーターとして 作用することが明らかとなった。

4.2. ニリン酸塩濃度の影響

前節において本指示反応には,銅イオンと鉄イオンの両者が接触作用を有し,それぞれ特有の アクチベーターが存在することが明らかとなった。しかし,両イオンが共存する二成分混合試料 の回収率を検討したところ,両イオンの共存可能な濃度範囲が狭く,実用には不向きであった。 そこで,両イオンへの錯形成能力を有するマスキング剤として二リン酸塩を選択し,その効果を 検討した。表1に二リン酸塩が存在する場合と,しない場合での銅と鉄の回収率を示す。銅定量 の際に二リン酸塩が存在しないと,銅の回収率は100%を大きく上回った。これは,鉄イオンの接 触作用による正の妨害である。また,二リン酸塩が共存しないと多くの場合で鉄の回収率は100% を下回った。これは,銅(II)-phen錯体(log ₃ = 20.9)[®]が形成することにより,phenの鉄イオン に対するアクチベーター効果が阻害されたものと考えられる。一方,二リン酸塩が共存すること により,銅と鉄の回収率がいずれも100%付近となり,良好な結果を得ることができた。

表1 二リン酸塩が存在する場合としない場合での銅と鉄の回収率

添加量 / ppb		Cu 定量	值 ^a /ppb	Fe 定量值 ^a /ppb			
Cu	Fe	なし	あり	なし	あり		
2	50	10.5±0.1 (524) ^b	1.99±0.2(100) ^b	48.8±0.4 (98) ^b	51.7±0.4 (103) ^b		
5	50	13.7 ± 0.1 (274) ^b	4.74±0.1 (95) ^b	45.6±0.4(91) ^b	50.9 ± 0.4 (102) ^b		
10	50	17.3±0.1 (173) ^b	9.86±0.1 (99) ^b	44.1±0.4 (88) ^b	52.0 ± 0.4 (104) ^b		
10	20	$14.6 \pm 0.1 (146)^{b}$	9.56±0.1 (96) ^b	18.0 ± 0.5 (90) ^b	20.9 ± 0.5 (105) ^b		
10	100	19.9± 0.1 (199) ^b	10.2 \pm 0.1 (102) ^b	$117 \pm 0.3 (117)^{b}$	94.9±0.3 (95) ^b		

a. n=3.b. 回収率,%.



図3 銅・鉄イオンの接触作用に及ぼす二リン酸塩の濃度の影響. **銅・鉄非存在下(プランク)(**;5分間,;15分間). 銅・鉄存在下(;5分間,;15分間). (a)10 ppb Cu;(b)100 ppb Fe.他の条件は図1と同様.

図3は二リン酸塩の濃度の影響である。二リン酸塩が存在すると,銅(II)・二リン酸錯体(log 2 = 10.3)¹¹⁾の形成により,銅の接触作用が若干抑制されるが,鉄の定量値への妨害がこの錯形成に より排除される。二リン酸塩は鉄(III)とも極めて安定な錯体を形成するので,この作用により銅 定量における妨害が除去される。しかし,phenがアクチベーターとして作用するため,鉄イオン は完全にはマスキングされず,適度な接触作用を有し,高感度定量が可能となった。二リン酸塩 濃度は,2×10⁻³ Mを選択した。

4.3. その他の反応条件

その他の反応条件の最適化を行った結果,銅イオン,鉄イオン定量に対してそれぞれ0.01 M p-アニシジン,0.02 M DMA,0.1 M 酢酸塩緩衝液(pH 3.2),0.5 M 過酸化水素水という試薬濃度 条件を得た。また,銅定量の反応温度と時間は55 ,5分間,鉄定量では,60 ,15分間が最適 条件であった。

4.4. 検量線

最適条件下で銅イオンと鉄イオンの検量線を作成した。それぞれ上に凸の二次曲線となった。 10 ppb 銅,40 ppb 鉄の5回の繰り返し測定による相対標準偏差はそれぞれ1.1%と0.97%であり,再 現性は良好であった。また,それぞれの定量範囲は0.16 - 10 ppb 銅,1 - 100 ppb 鉄となった。プ ランクの3 で考慮した場合の銅イオンの検出限界(limit of detection, LOD)は0.05 ppb であり, ICP-MSの感度(LOD_{cu} = 0.04 ppb)¹²に匹敵する。本法の鉄イオンのLOD は0.3 ppb であり, ICP-MS(LOD_{Fe} = 0.58 ppb)¹²よりも高感度である。

4.2.で検討した銅イオンと鉄イオンの二成分混合試料の回収率実験について,さらに濃度範囲 を拡張して再検討したところ,1 ppb 銅の定量に対して,約200 倍量の鉄イオンが存在しても妨害 を示さなかった。また,20 ppb Feの定量に対して,10 ppbのCuの共存が許容された。 4.5. 共存イオンの影響

表2は,4 ppb 銅と20 ppb 鉄を同時に存在させ,それぞれの定量に対する共存イオンの影響を 検討した結果である。それぞれ95 - 105%の範囲の妨害を許容とした。200 ppb まで共存させた殆 どのイオンがいずれの定量値に対しても,妨害を示さなかった。一方,200 ppbのNi(II)は正の妨 害を示した。しかし,50 ppbのNi(II)の共存は許容された。

許容濃度 / ppb	Cu定量	Fe定量			
50000	Na(I),K(I),Mg(II),Ca(II), NO ₃ ⁻ ,Cl ⁻ ,SO ₄ ²⁻ BO ₃ ³⁻	Na(I),K(I),NO ₃ ⁻ ,CI ⁻ ,SO ₄ ⁻² ⁻ , BO ₃ ⁻³⁻			
20000	Al(III)	Mg(II),Ca(II)			
2000	Cd(II)	Al(III),Zn(II),Pb(II)			
1000	Pb(II)	Cr(VI),Cd(II)			
500	Mn(II)				
200	Cr(VI),Co(II),Zn(II)	Mn(II),Co(II),Ni(II)			
50	Ni(II)				

表2 銅4 ppbと鉄20 ppbの混合溶液の分別定量における共存イオンの影響

4.6. 水道水及び天然水への応用

本法の実用性を確認するため,日本分析化学会頒布の河川水標準物質(JAC 0032)中の銅と鉄の定量を行った。この標準試料水を25 mlメスフラスコに2.5 ml加えて(つまり試料は10倍希釈 されて定量される),3.3.及び3.4.の標準操作に従って定量した。表3に示すように,本法の定量 値は,保証値と良く一致した。

	定量值 ^b /ppb	保証値/ ppb	
Cu	$10.5 \pm 0.2^{\circ}$	10.5 ± 0.2	
Fe	$58.3 \pm 1.2^{\circ}$	57 ±1.2	

表3 河川水標準物質⁴中の銅と鉄の定量

a. 日本分析化学会頒布.

b. 平均值 (n=3).

c. 試料を10倍希釈して定量し,元の試料溶液中の濃度に換算.

本法を水道水,井戸水,河川水,池水のような天然水中の銅と鉄の定量に応用した。その結果 を表4に示す。水道水は濃塩酸を加えることにより,約pH2に調整した。また,天然水はサンプ リングした後に,孔径0.45 µ mのメンプランフィルターで吸引ろ過し,水道水と同様に濃塩酸で pH2となるように酸処理を行った。銅と鉄の添加回収率を検討した結果,それぞれ良好な値を得 ることができた。すなわち本法は,天然水中に存在する種々の共存物質の影響を受けずに正確に 銅,鉄の定量を行うことができる。

サンプル	希釈率		添加量 / ppb		検出値 /ppb		サンプル中の濃度 / ppb		回収率 / %	
	Cu	Fe	Cu	Fe	Cu	Fe	Cu	Fe	Cu	Fe
水道水	10 ^a	5	0	0	0.67	9.46	1.68	47.3	-	-
	10 ^a	5	1	10	1.72	20.0	1.80	50.0	105	105
	10 ^a	5	2	20	2.72	29.8	1.80	49.0	103	102
	10 ^a	5	3	30	3.65	39.5	1.63	47.5	99	100
							平均 1.73±0.09	48.5 ± 128		
井戸水	5	2.5	0	0	1.17	38.1	5.85	381	-	-
	5	2.5	1	10	2.17	48.2	5.85	382	100	101
	5	2.5	2	20	3.13	57.7	5.65	377	98	98
	5	2.5	3	30	4.01	66.7	5.05	367	95	95
							平均 5.60±0.38	377 ± 6.85		
Л	10 ^a	5	0	0	0.49	43.8	1.23	219	-	-
	10 ^a	5	1	10	1.45	53.3	1.13	217	96	95
	10 ^a	5	2	20	2.43	64.3	1.08	222	97	103
	10 ^a	5	3	30	3.52	72.3	1.30	212	101	95
							平均1.18±0.10	217 ± 4.27		
池	10^{a}	5	0	0	0.22	6.69	0.55	33.5	-	<u></u>
	10^{a}	5	1	10	1.27	16.9	0.68	34.5	105	102
	10^{a}	5	2	20	2.31	26.8	0.78	34.0	105	101
	10 ^a	5	3	30	3.27	37.6	0.68	38.0	102	103
							平均 0.67±0.09	35.0 ± 2.05		

表4 天然水中の銅と鉄の定量

a. 試料水体積が大きいため、2×10⁻² Mネオクプロイン溶液0.5 mlをメスフラスコに添加した (最終濃度は最適条件である). その他の検体では、3.3.の標準操作に従った.

5. 結論

銅と鉄触媒下での過酸化水素によるp-アニシジンとDMAの酸化カップリングを用いた接触分析 法の実験条件を検討した。また,この接触分析法では,銅に対してはネオクプロインが,そして鉄 に対してはphenが活性化剤として作用した。また,二リン酸塩を加えることにより,銅イオン, 鉄イオンそれぞれの定量の選択性を高めることができた。反応pH,反応温度,反応時間,試薬濃 度といった実験条件の最適化を行った後,日本分析化学会頒布の河川水標準物質(JAC0032)中の 銅と鉄の定量を行ったところ,保証値と良く一致し,本法の実用性が確認された。そして,水道水 や天然水中の銅と鉄の定量に応用した結果,前処理をせずppbレベルの銅イオンと鉄イオンの分別 定量を良好に行うことができた。

謝辞

本研究は,平成14年度日比科学技術研究助成金により行われた。ここに感謝の意を表する。また, 本成果の一部は学術性を考慮し,国際誌"Talanta"誌に投稿し受理された。

参考文献

- 1) "**広範囲 血液・尿化学検査免疫学的検査 その数値をどう読むか -** ",日本臨牀,750 (増刊号) (1999).
- 2) J. H. Martin and S. E. Fitzwater, Nature, 331, 341 (1988).
- 3) K. H. Coale, Limnol. Oceanogr., 36, 1851 (1991).
- 4) J. B. Sprague, Nature, 220, 1345 (1968).
- 5) S. Nakano, Bunseki Kagaku, 48, 285 (1999).
- 6) T. Kawashima, N. Teshima and S. Nakano, "Catalytic Kinetic Determinations: Nonenzymatic",
- in "Encyclopedia of Analytical Chemistry", ed. R. A. Meyers, pp. 11034-11070, John Wiley & Sons, Chicheser, 2000.
- 7) S. Nakano, K. Kuramono and T. Kawashima, Chem. Lett., 1980, 849.
- 8) T. Kawashima, Y. Kozuma and S. Nakano, Anal. Chim. Acta, 106, 355 (1979).
- 9) P. R. Bontchev, Talanta, 19, 675 (1972).
- 10) W. A. E. McBryde, "A Critical Review of Equilibrium Data for Proton and Metal Complexes of 1,10-phenanthroline, 2,2 '-Bipyridyl and Related Compounds ", Pergamon Press, Oxford (1978).
- 11) L. G. Sillen, "Stability Constants of Metal-ion Complexes, Section I: Inorganic Ligands", The Chemical Society, Burlington House (1964).
- H. Haraguchi, E. Fujimori and K. Inagaki, "Free Radical and Antioxidant Protocols", ed. by D. Armstrong, in "Methods in Molecular Biology", Vol. 108, pp. 389-411, Humana Press, Totowa, (1998).