

36. クロム

[物質名] クロム; Cr

CAS=7440-47-3

36.1 物理化学的性状

銀白色の白金に似た光沢のある固くてもろい金属。常温できわめて安定で、空気や水に侵されない。強熱するとハロゲン、硫黄、窒素、炭素、ホウ素などと直接反応する。濃硝酸、王水などの酸化力のある酸には溶けない。通常クロムの原子価は+2価、+3価、+6価であり、最も安定な3価の場合は鉄やコバルトとよく似た各種錯塩を生ずる。有機化合物の中にはクロムの酸化数が0および+1に相当するものもある。

名称	クロム	酸化クロム	クロム酸カリウム	重クロム酸カリウム
化学式	Cr	Cr ₂ O ₃	K ₂ CrO ₄	K ₂ Cr ₂ O ₇
原子/分子量	52.01	152.0	194.2	294.2
比重	7.19	5.21	2.73	2.68
融点	1905	1990	975	398
沸点	約2200	約3000		
溶解度	不溶	不溶	58.0g/100g(0°C)	4.9g/100g(0°C)

参考文献

化学大辞典(1964)共立出版。

36.2 生産量及び用途

酸化クロムの主なものにはクロムの酸化数が3価のもの、6価のものがある。前者は平成元年に7100t生産され、研磨剤、高級緑色顔料、ガラス・ほうろう・陶器などのうわぐすりなどの用途がある。後者は同年に13200t生産され、硫安・メタノール・アセトンなどの合成触媒、クロムめっき、顔料などに用いられる。重クロム酸カリウム(生産量1290t)は顔料(ジクロムレート)、有機合成の触媒、マッチ・花火・医薬品などの原料として用いられる。クロム化合物で工業用として最も重要なのが重クロム酸ナトリウムである。生産量は18300t(平成元年)、他のクロム化合物の原料として、あるいはクロムなめし、クロム酸系顔料の原料、染料・染色などの用途に用いられる。

参考文献

11691の化学商品(1991)化学工業日報社。

36.3 分析方法

原子吸光法はクロムの分析に比較的適した分析法で、357.9nmの分析線が多く用いられる。空気-アセチレンフレイムでの検出下限は0.002mg/Lである¹⁾。多くの共存イオンが干渉を与えることが知られているので、硫酸ナトリウム、二硫酸カリウム、二フッ化水素酸アンモニウムなどの

干渉抑制剤を添加する(工場排水試験公定法JIS K0102-65.1)か、溶媒抽出を行う。フレイムレス原子吸光法はより感度が高く、0.005μg/Lの検出下限がえられる。廃水などの分析で、アルカリ元素や塩素、フッ素イオンなどによる軽度の干渉が観察されている。

ICP発光法の場合、通常267.7nmの分析線が用いられ、感度はフレイム原子吸光法とほぼ同じかやや悪い²⁾。溶媒抽出-ICP発光法により多元素を同時濃縮、測定できる点では有利である。

クロムは3価と6価で生物に与える影響が異なることから、3価と6価をわけて分析する方法もある。APDCやジチゾンにより6価のクロムは有機溶媒層に抽出できるが、3価はできないことを利用した分析法である³⁾。抽出操作の後、原子吸光やICP発光法で定量する。

放射化分析も多元素分析能を持ち、絶対量として10ngのクロムを検出できる³⁾。原子炉が必要である。

参考文献

- 1) 保田和雄、長谷川敬彦(1972)原子吸光分析、講談社サイエンティフィック、東京。
- 2) 原口紘矢、久保田正明、森田昌敏、宮崎章、不破敬一郎、古田直紀(1988)ICP発光分析法、共立出版、東京。
- 3) WHO(1988)Environmental Health Criteria 61 Chromium, WHO, Geneva.

36.4 環境中での挙動

環境中に天然に存在するクロムは3価にほぼかぎられ、6価のものがみだされたとすれば、それは人為起源のものであると考えてよい¹⁾。クロムの環境中へのインプットの70%は人為起源のもので、金属の使用、石炭などの燃焼、鉍工業の順である。30%は天然のもので、土壌から植物への移行と、岩石・土壌の風化作用による移行が半々をしめる。火山活動による放出は1%未満である²⁾。

クロムの平均地殻存在量は100mg/kgである。岩石及び土壌中のクロムはほぼ100%3価である。母岩の種類により土壌中クロム濃度は変動幅を持つが、酸あるいはキレート剤で土壌中から抽出可能なクロムを植物にとって利用可能なものと仮定すると、このようなクロムの濃度は総量(20~40 vs 2000~3500mg/kg)によらず、かなり一定である(0.1~0.15 vs 0.24~0.63mg/kg)ことが示されている³⁾。

環境水中のクロム濃度は一般に非常に低いレベルである。上海の陸水で0.0~0.08mg/L²⁾、アメリカで<0.001~0.112mg/Lで、多くのサンプルで<0.001mg/L⁴⁾、アメリカの15河川で0.0007~0.084mg/Lという報告がある⁵⁾。アメリカの100都市の飲料水では平均値として0.00043mg/Lがえられた⁶⁾。一方EPAによる調査によると、アメリカ国民の18%が0.002~0.06mg/Lの、<0.1%が0.06~0.12mg/Lのクロムを含む飲料水を使用しているという⁷⁾。塩素処理した飲料水中には微量の6価のクロムが検出される²⁾。海水は0.001mg/L以下が多い⁸⁾。有機物含量が少ない環境水中では6価のクロムが存在しうると考えられているが、詳細は不明のままである¹⁾。有機物含量が多い場合、6価のクロムは3価に還元され、3価のクロムは懸濁粒子に吸着するか、コロイド状複合体を形成して、沈澱すると考えられている。海洋中クロムの酸化状態の深度分布では、深部ほど3価クロムの割合が増える¹⁾。

南極大気中クロムの値は0.01ng/m³であった⁹⁾。アメリカにおける調査では平均値として、0.015μg/m³がえられている¹⁾。日本の大阪では0.017~0.087μg/m³がえられている¹⁰⁾。石炭火力発電所、ゴミ焼却場、鉄鋼工場、セメント工場などの付近は10~1000mg/m³という値がみられる

10)。一般にクロムはものの燃焼によって大気中に放出されるが、燃焼温度が高いほど6価のクロムが放出される可能性が高いと考えられている。いったん放出されると6価のクロムは比較的安定な状態で大気中に存在し、地上に降下して有機物によって還元されるまでは6価のままであろうと考えられている¹¹⁾。

海水から生物へのクロムの濃縮は、固着藻類で100~500、浮遊藻類で<70~600、動物プランクトンで<15~10000、貝類で6万~30万、魚で3~30といった値が報告されている¹¹⁾。

参考文献

- 1) WHO (1988) Environmental Health Criteria 61 Chromium, WHO, Geneva.
- 2) Merian, E. (1984) Introduction on environmental chemistry and global cycles of arsenic, beryllium, cadmium, chromium, cobalt, nickel, selenium, and their derivatives, Toxicol. Environ. Chem., 8, 9-38.
- 3) Swaine, D.J. and Mitchell, R.J. (1960) Trace element distribution in soil profiles, J. Soil Sci., 11, 347-368.
- 4) Kopp, J.E. and Kroner, R.C. (1968) Trace metals in waters of the United States: a five-year summary of trace metals in rivers and lakes of the United States (October 1 1962 - September 30 1967), Cincinnati, Ohio, US Department of the Interior.
- 5) Durum, W.H. and Haffty, J. (1963) Implications of the minor-element content of some major streams in the world, Geochim. Cosmochim. Acta, 27, 1-11.
- 6) Durfor, C.N. and Becker, E. (1964) Public water supplies of the 100 largest cities in the United States, 1962, Washington DC, US Geological Survey.
- 7) US NAS (1974) Geochemistry and the environment. I. The relation of selected trace elements to health and disease, Washington DC, US National Academy of Sciences.
- 8) US EPA (1987) Health Advisory Chromium, Office of Drinking Water, Washington DC.
- 9) US NAS (1974) Chromium, Washington DC, US National Academy of Sciences.
- 10) US EPA (1978) Reviews of the environmental effects of pollutants. III. Chromium, Washington DC, US Environmental Protection Agency.
- 11) Brewer, P.G., Riley, J.P., and Skirrow, G. (1975) Chemical Oceanography vol. 1, Academic Press.

36.5 人の健康への影響

(1) 吸収・分布・代謝・排泄

ヒトや実験動物では、消化管でのC r III無機塩の吸収率は低い(0.5~3%)。一方C r VI(2~10%)とC r III有機錯体(10~25%)はより簡単に吸収される。C r IIIとC r VIでは器官内での分布が異なる。一般にはC r IIIはC r VIよりゆっくりと細胞膜を通過する。

ラットにC r III (C r C l₃) を0.1ないし1.0 μg/kgで静脈注射すると脾臓と腎臓のクロム濃度が最も高くなった。25mg/lのC r III (C r C l₃) ないしC r VI (N a₂C r O₄) を含む水道水を与えたラットでも同様な結果となる。

哺乳動物でのクロムの代謝はあまり解明されていない。

吸収されたクロムの主要な排泄ルートは尿でその量は80%以上になる。排泄されるクロムの形についてはほとんど知られていない。

静脈注射によるとクロムは糞便中にも排泄されるが、その割合は文献によって著しく異なる。0.1 μg/100gラットのC r C l₃ を静脈注射したところ8時間以内の糞便中には投与量の0.5~1.7%のC r IIIが排泄された。

(2) ヒトへの健康影響

一般的にC r VI化合物はC r III化合物より毒性が強い。0.5~1.5gのK₂C r₂O₇の投与はヒト

に対して致死である。子供に対するK₂C r₂O₇のL D₅₀は26mg/kgである。C r VIを含む空気やダクトを吸入すると鼻中隔の潰瘍や肺活量の減少などの呼吸器系の障害をひき起こす。

(3) 短期毒性

一般に、C r VI化合物はC r III化合物より毒性が強い。種々のC r III塩に対する経口L D₅₀は600~2600mg/kgである。ラットではC r VI (N a₂C r O₄) の経口L D₅₀は19.8mg/kgである。

(4) 長期毒性及び発がん性

C r III (C r C l₃) ないしC r VI (K₂C r O₄) を0~25mg/l (雄では0~1.87mg/kg/day、雌では0~2.41mg/kg/day) 含む飲料水をラットに1年間投与し、1.87mg/kg/day (雄) と2.41mg/kg/day (雌) のNOAELが決定された。(Mckenzie et al., 1958)

ラットに離乳期から死ぬまでC r III 5mg/l (約0.42mg/kg/day) 含む飲料水を与え続けた。この実験結果から0.42mg/kg/dayのNOAELが決定された。

雌イヌ (投与量5段階、1グループ2匹) に対して、C r VI (K₂C r O₆) を0.45~11.2mg/l (0.012~0.30mg/kg) 含む飲料水を4年間与えた。0.30mg/kg/dayのNOAELが決定された。

ラットに2年間 293, 586, 1466mg/kg/dayでC r III (酸化クロム色素) を混餌投与したが、対照群の発がん率に比較して増加はみられなかった。

吸入されたC r VIの発がん性は職場暴露の観点からよく調査されているが、その作用は呼吸系路と肺においてのみ観察されており、経口投与による発がん性の評価には利用できないものと考えられる。

経口投与によるクロムが発がん性ありとする証拠はない。

(5) 生殖及び胎仔毒性

この項に関する重要な情報はない。

(6) 遺伝毒性

クロムの遺伝毒性は in vivo, in vitro のいずれの系でも証明されている。クロムはC r VIの形で細胞膜を通過し、細胞内でC r IIIに還元されるものと考えられている。C r IIIも細胞膜を通過するが、その量は少ない。細胞内でC r IIIはDNAと強固な結合物を形成し突然変異性を示す。ラットの肝及び腎細胞をC r VIに暴露するとDNAで cross-linking が増加する。PettrilliとDe Flora(1978)らはC r VIがAmes試験では陽性であると報告した。

参考文献

- Mckenzie et al. (1958) Chronic toxicity studies II Hexavalent and tri-valent chromium administered in drinking water to rats. Arch. Ind. Health, 18, 232-234.

36.6 水生生物への影響

クロム(VI)に対する急性毒性については、27属の淡水動物に対してデータがあり、甲殻類(ミジンコ、cladoceran)に対する23.07 μg/Lからカワゲラ(stonefly) 1.870mg/Lまでの濃度範囲である。これらの生物種は、生態学的な幅広い機能を担う多様な動物種を含んでいる。特にミジンコ類の5つの種はすべて感度が高い。硬度やpHが高くなるにつれ、クロム(VI)の急性毒性が減少する傾向を示したデータはほとんどない。

ニジマスやカワマスに対する慢性毒性濃度は、264.6 μg/Lで、1.987 μg/Lのファットヘッドミノウに比べ非常に低い値を示した。これらの3種類の魚類における急性/慢性毒性濃度の比は、1

8.55から260.8までの範囲である。これらの慢性毒性試験では、すべて一次的な成長阻害がもっと低い濃度で表れた。5種類のミジンコを用いた6つの毒性試験では、 <2.5 から $40\mu\text{g/L}$ という毒性濃度が得られており、急性/慢性毒性濃度の比は、1.13から >9.68 である。ファットヘッドミノウを除いて、すべての慢性毒性試験は軟水で行われた結果である。緑藻類は極めてクロム(VI)に対して感度が高い。ニジマスに対する生物濃縮係数は3以下であった。Chinookサケの成長は $16\mu\text{g/L}$ で阻害を受けた。

クロム(VI)に対する急性毒性については、23種の海水脊椎動物と無脊椎動物に対してデータがあり、多毛類やアミに対する $2,000\mu\text{g/L}$ から巻貝の 105mg/L までの濃度範囲にある。多毛類に対する慢性毒性濃度は、 <13 から $36.74\mu\text{g/L}$ の範囲にあり、アミに対しては $132\mu\text{g/L}$ であった。急性/慢性毒性濃度の比は、15.38から >238.5 である。大型藻類に対する毒性は、1,000から $5,000\mu\text{g/L}$ と報告されている。クロム(VI)の生物濃縮係数は、2枚貝の125から多毛類の236の範囲が得られている。

クロム(III)に対する急性毒性については、18属20種の淡水動物に対してデータがあり、カゲロウに対する $2,221\mu\text{g/L}$ からトビケラに対する $71,060\mu\text{g/L}$ までの濃度範囲である。硬度はクロム(III)の毒性に大きな影響を与える。硬水に比べ、軟水中のクロム(III)は毒性が高くなる。軟水中でDaphnia magnaを用いたライフサイクル試験では、 $66\mu\text{g/L}$ という慢性毒性濃度が得られた。硬水中での同様な試験では、 $44\mu\text{g/L}$ でDaphnia magnaの繁殖阻害が認められたが、この実験では沈殿したクロムをDaphnia magnaが摂取したことによると考えられる。硬水中でのファットヘッドミノウのライフサイクル試験では $1,025\mu\text{g/L}$ という慢性毒性濃度が得られている。2つの淡水水生植物に対する毒性データがある。9,900 $\mu\text{g/L}$ のクロム(III)でEurasian watermilfoil(フサモ)の根の成長阻害が認められた。淡水緑藻類は、 $397\mu\text{g/L}$ (軟水)で悪影響が認められた。淡水水生生物に対するクロム(III)の生物濃縮係数の測定例はない。

海水産水生生物に対する利用可能なクロム(III)の急性毒性データは、わずかにeastern oyster(カキ)の $10,300\mu\text{g/L}$ と卵生メダカ(mummichog) $31,500\mu\text{g/L}$ だけである。ゴカイ(polychaete worm)を用いた慢性試験では、 $\text{pH}7.9$ (急性致死は $\text{pH}4.5$ で起る)、 $50,400\mu\text{g/L}$ でも毒性影響が認められなかった。クロム(III)の生物濃縮係数は、86から153でクロム(VI)のものと同様の値である。

クライテリア

水生生物の保全とその利用を目的とした国家水質クライテリアを導出するガイドラインの手順から以下の結果が得られる。

その地域に重要で感度が高い水生生物を除いて、淡水水生生物とその利用に対して、もし4日間の平均クロム(VI)濃度が3年間の間、1度も $11\mu\text{g/L}$ を越えなければ、かつ1時間の平均濃度が3年間に、1度も $16\mu\text{g/L}$ を越えることがなければ、許容できないような悪影響はない。

同様に、海水水生生物とその利用に対しては、もし4日間の平均クロム(VI)濃度が3年間の間、1度も $50\mu\text{g/L}$ を越えなければ、かつ1時間の平均濃度が3年間に、1度も $1,100\mu\text{g/L}$ を越えることがなければ、許容できないような悪影響はない。ただし、クロム(VI)の急性毒性は、塩分濃度に依存している傾向がデータから示唆される。それゆえ、1時間平均濃度は、低塩分水域では危険側サイドにあると言える。

クロム(III)については、淡水水生生物とその利用に対して、もし4日間の平均クロム(III)濃

度が3年間の間、1度も $\text{exp}(0.8190[\ln(\text{硬度})]+1.561)\mu\text{g/L}$ を越えなければ、かつ1時間の平均濃度が3年間に、1度も $\text{exp}(0.8190[\ln(\text{硬度})]+3.688)\mu\text{g/L}$ を越えることがなければ、許容できないような悪影響はない。例えば、硬度が炭酸カルシウム換算で50、100、200 mg/L であれば、4日間平均クロム(III)濃度は、それぞれ120、210、370 $\mu\text{g/L}$ で、1時間平均クロム(III)濃度は、それぞれ、980、1,700、3,100 $\mu\text{g/L}$ になる。

カキの胚に対する EC_{50} は、 $10,300\mu\text{g/L}$ であるのに対し、ゴカイに対するライフサイクル試験では $50,400\mu\text{g/L}$ でも影響が認められなかったことから、海水に関するクライテリアは、導出されなかった。

参考文献

U.S. EPA (1985) Ambient water quality criteria for Chromium - 1984. PB85-227478.

36.7 処理方法¹⁾

水中のクロムを除去する方法には、凝集/濾過、石灰軟化処理、イオン交換及び逆浸透があるが、クロムの存在形態により適用できる処理方法は異なる。

室内及びパイロットプラントでの凝集によるクロム(III)の除去試験結果では、硫酸第二鉄を用いた場合には $\text{pH}6.5-9.5$ でほぼ100%除去された。硫酸アルミニウムを用いた場合の除去効率はこれより低く、 $\text{pH}7.5-8.5$ で90%程度かそれ以上、 pH がこの範囲を外れると80-90%とわずかに低下した。同様にクロム(VI)の除去試験を3種類の凝集剤を用いて行ったところ、硫酸第一鉄のみ90%以上の高い除去率を示したが、硫酸アルミニウムと硫酸第二鉄では除去率が30%以下であった。

ジャーテスト及びパイロットプラント実験による石灰軟化処理の結果では、クロム(III)の除去率は $\text{pH}8.5-9.5$ で約72%、 $\text{pH}11-11.5$ では99%以上、また、クロム(VI)の除去率は10%以下であった。

クロム(III)は陽イオンとしてまたクロム(VI)は陰イオンとして挙動するので、イオン交換による両イオンの除去には陰・陽両イオン交換器が必要である。イオン交換による下水、工場排水、クロムメッキ工程からの洗浄排水、冷却塔排水等の処理や、金属回収について、これまで検討がされている。クロム(VI) 0.019mg/L を含むアリゾナの井戸水($\text{TDS}74\text{mg/L}$, $\text{pH}7.85$)を用いた室内実験では、通水倍量がおよそ12,000で破過が起きた。これまでの報告によると、工場排水のイオン交換による処理では、クロム(III)は 0.05mg/L 以下にまで除去することができる。メッキ洗浄排水及びクロム酸塩処理した冷却水からのクロム(III)の除去に、強酸性陽イオン交換樹脂が使われており、この処理では pH は6-8が適当で、なかでも7以下よりも7以上の方が除去率がやや高いとされている。標準的な強酸性合成樹脂によるイオン交換軟化処理では、クロム(III)の除去率が90%以上である。家庭用軟水化装置を用いて、硝酸クロム 1mg/L を添加した給水栓水を処理した実験では、実験終了時の192サイクルまでクロム濃度が 0.020mg/L に維持された。

逆浸透でも、原水中のクロムを82-99%除去できることが報告されている。酢酸セルロース膜及びポリアミド中空糸膜を用いたパイロットプラント実験では、クロム(III)が90-98%、クロム(VI)が82-97%除去され、酢酸セルロース膜より中空糸膜の方が除去率がやや高かった。

参考文献

1) 米国環境保護庁編・水質問題研究会訳(1988) 飲料水中の各種化学物質の健康影響評価-健康に関する勧告集-、日本水道協会。

36.8 法規制等

(1) 規制対象物質の指定¹⁾

水質汚濁防止法：有害物質項目（排水基準）

その他、存在形態により下記で規制対象となっている。

消防法

毒物劇物取締法

労働安全衛生法

危険物船舶運送及び貯蔵規則

航空法

港則法

(2) 労働環境大気許容濃度

日本産業衛生学会²⁾ 時間荷重平均値：- ppm (0.5 mg/m³) 1989年
(金属クロム)

時間荷重平均値：- ppm (0.5 mg/m³)
(3価クロム化合物)

時間荷重平均値：- ppm (0.05 mg/m³)
(6価クロム化合物)

時間荷重平均値：- ppm (0.01 mg/m³)
(ある種の6価クロム化合物。発がん性物質に指定)

米国 ACGIH³⁾ 時間荷重平均値：- ppm (0.05 mg/m³)
(クロム鉄鉱石処理。クロムとして)

時間荷重平均値：- ppm (0.5 mg/m³)
(2価クロム化合物。クロムとして)

時間荷重平均値：- ppm (0.5 mg/m³)
(3価クロム化合物。クロムとして)

時間荷重平均値：- ppm (0.05 mg/m³)
(水溶性6価クロム化合物。クロムとして)

時間荷重平均値：- ppm (0.05 mg/m³)
(ある種の水不溶性6価クロム化合物。クロムとして)

時間荷重平均値：- ppm (0.5 mg/m³)
(金属クロム。クロムとして)

時間荷重平均値：0.025 ppm (0.16 mg/m³)
(塩化クロミル)

時間荷重平均値：- ppm (0.05 mg/m³)
(クロム酸鉛。クロムとして)

但し、クロムとして- ppm (0.012 mg/m³) に改定の予定
OSHA³⁾ 天井値 : - ppm (0.1 mg/m³)
(クロム酸およびクロム酸塩。三酸化クロムとして)

時間荷重平均値：- ppm (0.5 mg/m³)
(2価クロム化合物。クロムとして)

時間荷重平均値：- ppm (0.5 mg/m³)
(3価クロム化合物。クロムとして)

時間荷重平均値：- ppm (1 mg/m³)
(金属クロム。クロムとして)

NIOSH⁴⁾ 時間荷重平均値：0.001 ppm (0.050 mg/m³)
(クロム酸およびクロム酸塩。三酸化クロムとして。発がん性物質に指定)

時間荷重平均値：- ppm (0.001 mg/m³)
(塩化クロミル。6価クロムとして発がん性物質に指定)

(3) 環境水水質基準⁵⁾

米国EPA

<6価クロム> <3価クロム>

人の健康保護に関する基準
(リスクレベル10⁻⁶)

水生生物及び飲料水経由の暴露：0.05 mg/L 170 mg/L

水生生物経由のみの暴露 : - mg/L 3433 mg/L

淡水生物に対する基準 急性毒性：0.016 mg/L 1.7 mg/L

慢性毒性：0.011 mg/L 0.21 mg/L

海水生物に対する基準 急性毒性：1.1 mg/L 10.3 mg/L

慢性毒性：0.05 mg/L - mg/L

(4) 飲料水水質基準

日本 省令⁶⁾ : 0.05 mg/L 1978年
(6価クロムとして)

WHO ガイドライン⁷⁾ : 0.05 mg/L 1984年
(総クロムとして)

米国EPA 最大汚染濃度目標値(MCLG)⁸⁾ : 0.1 mg/L 1991年
(総クロムとして)

最大汚染濃度(MCL)⁸⁾ : 0.1 mg/L 1991年
(総クロムとして)

(5) 発がん性評価

IARC⁹⁾ : 6価クロム化合物

1 (発がん性のあるもの)

金属クロムおよび3価クロム化合物

3 (発がん性の評価が不可能なもの)

米国EPA¹⁰⁾ : D (動物実験で発がん性の証拠が不十分で、分類が不可能なもの)

参考文献

- 1) 化学工業日報社(1992) 11892の化学商品.
- 2) 日本産業衛生学会(1990) 許容濃度等の勧告(1990)、平成2年4月5日、産業医学、Vol. 32、p. 381-423.
- 3) American Conference of Governmental Industrial Hygienists and U.S. Department of Labor, Occupational Safety and Health Administration(1989) Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices for 1989-1990. 29 CFR Part 1910, Air Contaminants, Final Rule. Fed. Reg. 54(12):2332-2983, January 19, 1989.
- 4) National Institute for Occupational Safety and Health(1988) NIOSH Recommendations for Occupational Safety and Health Standards 1988.
- 5) U.S. EPA(1987) Quality Criteria for Water 1986.
- 6) 厚生省(1978) 水質基準に関する省令、昭和53年8月31日.
- 7) World Health Organization(1984) Guidelines for Drinking-Water Quality, Vol.1 Recommendations.
- 8) U.S. EPA(1991) 40 CFR Parts 141, 142, and 143 National Primary Drinking Water Regulations—Synthetic Organic Chemicals and Inorganic Chemicals: Monitoring for Unregulated Contaminants; National Primary Drinking Water Regulations Implementation; National Secondary Drinking Water Regulations; Final Rule. Fed. Reg. 56(20): 3526-3597, January 30, 1991.
- 9) International Agency for Research on Cancer(1987) IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk to Humans, Supplement 7.
- 10) U.S. EPA(1990) Drinking Water Regulations and Health Advisories. April 1990.