

含藻濁度之混沉特性分析

*李丁來，**施安琪，***黃志彬
*研究生，**研究助理，***教授
國立交通大學環境工程研究所

摘要

國內地表水源因受到污染，普遍形成富含細小藻類顆粒之優養化水體，傳統混沉處理對優養化水體中藻類顆粒之去除效能並不理想，導致殘存藻類顆粒及膠羽對後續過濾處理功能造成負荷，甚至貫穿濾池後進入配水系統，降低配水系統之水質，因此如何提升混凝操作效率，以提高混沉處理去除含藻濁度之能力乃成要務，然而水中藻類顆粒對混沉去除濁度之影響程度如何一直未深入探討，因此本研究以單細胞綠藻-小球藻 (*Chlorella vulgaris*) 作為水中藻類顆粒之來源，並以高嶺土作為水中無機濁度之代表顆粒，調整高嶺土與藻類之混合比例，模擬自然水體中無機顆粒與藻類共存的狀況，在控制條件下進行混凝沉澱試驗，探討含藻濁度之混沉特性，研究結果發現以 PACl 為混凝劑時，純藻或純高嶺土之混凝機制均以電性中和為主；以 Alum 為混凝劑時，此兩者在低加藥量時為電性中和機制，而藻類在劑量較高時發生沉澱網除，高嶺土則無此現象。高嶺土在混凝劑之耗用量及殘餘濁度上都比藻類差，藻類與高嶺土以等濁度同時存在時，整體之混凝特性以藻類為主導，以 Alum 混凝處理水廠原水時，其操作方式會受藻類影響，而以 PACl 為混凝劑時，則不受藻類影響。

關鍵字：藻類、濁度、混凝、膠凝

前言

近年來因地表水源受到污染，造成水庫優養化之現象，藻類的大量生長使水庫使用年限縮短，降低水源之利用價值，根據行政院環保署八十七年度水庫監測結果⁽¹⁾，二十座水庫水質依卡爾森優養指標分析，其中有十四座為優養化，佔了百分之七十，而十五座供給水源用途類水庫，有十一座呈優養化現象，佔給水部份百分之七十三，如供給高雄地區飲用水之澄清湖淨水場，歷年來被檢測出含有大量之藻類，對淨水處理形成困擾。

長久以來，混、膠凝程序在水處理單元中一直扮演重要角色，其操作之良窳影響到後續沉澱、過濾等程序之處理效果，雖然國內、外對於影響混凝操作效果的各項因子已有廣泛的探討⁽²⁾⁻⁽¹¹⁾，但主要係針對無機顆粒或自然有機物，對於藻類在混凝程序中之混沉特性研究則不多見，而一般淨水場對於混凝劑加藥量之控制，多半是憑著操作人員之經驗或瓶杯試驗所建立之加藥曲線來決定劑量，而未注意水體中濁度組成之改變，可能影響加藥量之控制。

因此本研究將藉由瓶杯試驗設備

探討以高嶺土、藻類二者所配製之人工水樣，模擬自然水體之無機及有機顆粒，在不同條件下之混沉特性，以供國內提升自來水淨水處理效率之參考。

實驗方法與設備

實驗方法

(1) 原水製備

本研究之水樣中含有高嶺土及藻類兩種不同之顆粒，以高嶺土作為人工原水中無機顆粒來源，以國內優養化湖泊常見之單細胞綠藻—小球藻 (*Chlorella vulgaris*)，作為人工原水中藻類顆粒來源，依實驗需求進行不同混合比例之水樣配製，接著加入 NaHCO_3 (Merck, reagent-grade) 調成鹼度為 $100 \text{ mg/l as CaCO}_3$ ，利用 NaClO_4 調整水樣之比導電度達 $500 \mu\text{S/cm}$ ，並調整 pH 值至 7 ± 0.3 。

(2) 瓶杯試驗

使用 Jar tester 進行混凝試驗，混凝劑注入在水樣之表面，快混 1 分鐘 ($G = 350 \text{ s}^{-1}$)，慢混 20 分鐘 ($G = 25 \text{ s}^{-1}$ ， $Gt = 30,000$)。在快混後即量測顆粒之界達電位，慢混停止後分別在沉降 5 分鐘、10 分鐘及 20 分鐘時測殘餘濁度及吸光度。

(3) 顆粒及綠藻濃度計數

a. 顆粒數及粒徑分佈分析

在電子顆粒計數器內有一根玻璃管，操作中需浸入含有 Isoton 稀釋樣品的燒杯中。而在玻璃管近底端的側面具有半透膜的精密小圓孔，用以吸取水樣。在玻璃管內外各有一電極片通以直流電，當水樣中之顆粒通過圓孔時，會暫時干擾到電流，其干擾正比於每個顆粒的大小。所產生的電阻則由示波器的波峰顯示，其高度正比於

顆粒的大小，而個別的脈衝數由電子數位器直接紀錄顯示。水樣在量測的過程中需加以攪拌以使顆粒均勻分佈，電子顆粒計數法適用於單顆粒藻類計數，例如 *Chlorella sp.*。

b. 分光光度計

首先需掃瞄綠藻之最佳吸收波長，將綠藻溶液充分搖晃後，取水樣置入石英比色管內，將石英管放入樣品槽，其設定波長掃瞄範圍為 $200\text{-}900 \text{ nm}$ ，可在偵測波長 684 nm 下出現波峰，故爾後綠藻之偵測波長即控制在 684 nm ，將待測之綠藻水樣置入樣品槽即可偵測其吸光度值。

實驗設備

(1) 混凝劑

本實驗使用硫酸鋁 ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ，MERCK，Germany)，及多元氯化鋁 (10% as Al_2O_3 ，SHOWA，Japan) 為混凝劑，依不同加藥量添加不同體積之準備液，本研究中所有關於硫酸鋁及多元氯化鋁之劑量皆以 mg/l as Al 為計算單位。

(2) 濁度計

使用 HACH 濁度計 (型號 RATIO/XR，USA)，有三個 channel，可適用於 $0.2 \text{ NTU} \sim 200 \text{ NTU}$ 範圍的監測。

(3) 瓶杯試驗機

使用 Jar tester (Phipps & Bird 型號 PB-700，USA)，最大轉速為 400 rpm ，最小轉速為 10 rpm ，可以同時操作六組水樣，攪拌用的混凝槽為邊長 11.5 公分 、高 21 公分 的方形槽，攪拌器為長 7.6 公分 、寬 2.8 公分 之片狀槳葉，其攪拌器轉數與剪力值呈線性函數關係。

(4) 界達電位儀

使用 ZETA-METER System 3.0 (ZETA-METER Inc., USA), 具有數字顯示幕及自動運算功能, 可量測比電導度、電泳值及界達電位值。

(5) 顆粒計數及粒徑分佈

使用 Coulter Counter (MULTISIZER, Coulter Electronics, USA) 計數細胞數。採用 50 μ m 孔徑之玻璃管, 適用顆粒直徑範圍為 1 μ m ~ 30 μ m。

(6) 分光光度計

使用分光光度計 (DR/4000U Spectrophotometer, USA), 吸光度範圍為 400-900 nm, 可於 684 nm 下來測定藻類之吸光度。

結果與討論

高嶺土與 *Chlorella* 之基本混凝特性

Chlorella 之基本混凝特性

(1) Alum 混凝

採用加藥量 0.5 ~ 8 mg/l 進行混凝, 其結果如 Fig. 1 所示。*Chlorella* 水樣分別在 0.5 及 1 mg/l 的加藥量下, 顆粒之界達電位達 -12.6 及 6.5 mV, 此時之界達電位約在等電位點附近, 而沉降 20 分鐘所得到之殘餘濁度為 0.8 NTU, 此部分顯示 *Chlorella* 顆粒在 Alum 的作用下很快就可以電性逆轉, 並在此劑量下其主要機制為電性中和。

隨著劑量的增加, 界達電位也持續上升, 當劑量到達 2 mg/l 以後變化才不大, 此時之界達電位為 20.9 mV, 但濁度卻上升到 2.9 NTU, 根據研究⁽¹²⁾⁽¹³⁾ 指出, 在 Alum 劑量達 2mg/l 以後

濁度會再增加, 是由於水中開始產生大量的 $Al(OH)_3$ 。

此外若藉由不同的沉降時間來觀測濁度之變化, 可發現如 Fig.2 之沉降情況, 在 Alum 劑量為 1 mg/l 以下時, 無論是在沉降 5、10 或 20 分鐘時, 濁度之變化相差不多, 顯示此時所形成之膠羽沉降性佳, 但是當加藥量超過 2 mg/l 且沉降 5 分鐘時, 水中產生大量的 $Al(OH)_3$ 使得濁度升高許多, 當增加其沉降時間後, 可發現濁度顆粒可明顯的被水中形成之膠羽帶下, 尤其在加藥量為 8 mg/l 時, 濁度有開始下降的趨勢, 此時可能發生了沉澱網除的混凝機制, 以致於這些大量 $Al(OH)_3$ 顆粒與水中顆粒結合, 進而使濁度下降。

在水樣濁度為 20 NTU 時, Alum 劑量從 0.05 ~ 8 mg/l, 其界達電位及濁度之變化如 Fig.1(b) 所示, 可發現與濁度 40 NTU 之水樣有同樣的趨勢, 不過其界達電位為零約發生在劑量 0.2-0.5mg/l 之間, 而在劑量為 1 mg/l 時, 濁度可降至 1.2 NTU, 到劑量為 8 mg/l 時, 即轉變為沉澱網除之混凝機制。

此外, 在藻類之瓶杯試驗中, 也做了殘餘顆粒數及 684 nm 下之吸光度分析, 如 Fig. 3 所示, 發現藻類在濁度—顆粒數及濁度—吸光度上的去除趨勢相近, 而這些在上澄液中所殘留之顆粒為未被混凝去除之藻類, 所以由圖中可發現到這些殘留之顆粒在濁度、顆粒數及吸光度的表現都很一致, 因此可藉由濁度之變化了解藻類顆粒數及吸光度的去除效果。

(2) PACl 混凝

本實驗採用 0.2 至 1 mg/l 共 5 個劑量, 從 Fig. 4(a) 中可以看出隨著劑量的增加界達電位也跟著上升, 當混凝

劑量為 0.2 mg/l 時其界達電位達 -8 mV，至劑量為 0.4 mg/l 時即已電性逆轉為 16 mV，殘餘濁度可降至 1 NTU。而最適加藥量約在界達電位等於零的附近，因此可以判定 PACl 的主要混凝機制為電性中和。隨著劑量增加可得到更低之殘餘濁度，當劑量為 1 mg/l 時，濁度已可降至 1 NTU 以下，量測其吸光度及顆粒數亦與濁度變化呈相同之趨勢。

在濁度為 20 NTU 之 *Chlorella* 水樣中，採用 0.05 ~ 8 mg/l 共 8 個劑量，殘餘濁度及界達電位的變化如 Fig. 4(b) 所示，其結果與濁度 40 NTU 之水樣相似，在劑量為 0.2 mg/l 時濁度已降至 3 NTU，界達電位也逆轉為正值，故此部分混凝機制仍為電性中和。當劑量達 1 mg/l 以後濁度可降至 1 NTU 以下，之後隨著劑量的增加濁度變化不大，過量加藥亦無濁度再升高之現象，可見 PACl 在混凝去除藻類時，劑量只要在 0.5 mg/l 以下就有很好的濁度去除效果，然而 PACl 在過量加藥的情況下，殘餘濁度並不會隨著劑量的增加以及電性的逆轉而有再增加的現象。由於 PACl 的聚集體具有相當高的表面積體積比，所以能更有效的以電性中和的方式吸附於帶負電的顆粒上⁽¹⁴⁾。因此當 PACl 吸附於顆粒時，顆粒表面電性雖由負電性轉為正電性（電性逆轉），但顆粒表面仍有可以供多核鋁錯合物吸附的區位，使顆粒能夠繼續成長，而這膠羽成長的現象將持續到其吸附達飽和為止，所以在過量加藥的情況下，瓶杯試驗所測得的殘餘濁度並不會有明顯上升的趨勢。

高嶺土之混凝特性

(1) Alum 混凝

採用 1 ~ 8mg/l 的 Alum 加藥量進行混凝。結果如 Fig.5(a)所示，當劑量達 1 mg/l 時，高嶺土顆粒之表面電性已逆轉為正值，當劑量為 1.2 ~ 1.6 mg/l

才能達較佳之去除效果，濁度由 40 NTU 降至 4.8 NTU，此時其主要混凝機制為電性中和。在過量加藥的部分，隨著劑量的增加無論是濁度或是顆粒數都明顯的增加許多，尤其當劑量加至 8 mg/l 時由於產生大量的 $Al(OH)_3$ ，此時測得之顆粒數甚至比原始水樣更高，所以去除效果很差。

在水樣濁度為 20 NTU 之混凝試驗中，Alum 劑量從 0.2 ~ 8mg/l，其界達電位及濁度之變化如 Fig.5(b) 所示，結果與 40 NTU 之水樣有相似的趨勢，在劑量為 1.5 mg/l 時，濁度可降至 1.4 NTU，此時同樣也是以電性中和機制為主，隨著劑量的增加無論是濁度或是顆粒數都明顯的增加。

(2) PACl 混凝

採用 0.5 ~ 4 mg/l 的 PACl 加藥量進行混凝。如 Fig. 6(a) 所示，高嶺土水樣之濁度隨著 PACl 劑量的增加而有下降的趨勢，在 0.5 mg/l 加藥量下，顆粒之界達電位即已達到 12.9 mV，顯示高嶺土顆粒在 PACl 的作用下很快就可以電性逆轉，沉降 20 分鐘後之濁度可達 11.7 NTU，當劑量為 1 mg/l 時，可達到 2.6 NTU 的殘餘濁度，之後隨著劑量增加可得到低至 1 NTU 以下的殘餘濁度。由圖中可看出最適之 PACl 加藥量在界達電位等於零附近，其主要混凝機制為電性中和。

在濁度 20 NTU 之高嶺土水樣混凝試驗中，與 40 NTU 之水樣有相似的結果，如 Fig. 6(b)，在過量加藥下 (2 ~ 4mg/l)，殘餘濁度同樣沒有隨著劑量的增加以及電性的逆轉而有再增加的現象。

高嶺土與藻類混凝特性之比較

(1) Alum 混凝

對於 *Chlorella* 濁度為 20 NTU 及 40 NTU 之水樣而言，主要在劑量為 0.5 mg/l 及 1 mg/l 時有最佳之濁度去除，此時以電性中和機制為主，之後隨著劑量增加直到劑量為 8 mg/l 時才有濁度下降之趨勢，此時產生沉澱網除的現象，但其所耗之劑量多且殘餘濁度值也較高，因此 Alum 在去除 *Chlorella* 時有效混凝範圍約在 1 mg/l 附近，超過此範圍則去除效果差且浪費混凝劑。

而進行高嶺土濁度為 40 NTU 及 20 NTU 水樣混凝試驗時，也有類似之現象，其有效混凝範圍約在 1.5 mg/l 附近，所耗之劑量較藻類多且殘餘濁度值也較高，之後隨著劑量的增加而濁度並沒有下降之趨勢，尚未發生沉澱網除之混凝機制。

(2) PACl 混凝

無論是高嶺土或藻類之混凝試驗，其主要之混凝機制均為電性中和，採用 PACl 為混凝劑去除 40 NTU 之藻類水樣時，所耗用之劑量較 20 NTU 之水樣少，只要 0.3 mg/l，而 20 NTU 之水樣則需 1 mg/l。另外在高嶺土水樣的試驗中，無論是 40 NTU 或 20 NTU 之水樣其所需之劑量約在 2 mg/l 左右，仍然比藻類耗用較多的混凝劑。造成這種現象的主要原因可能是因為 *Chlorella* 之界達電位值 -20.7 mV 較高嶺土之 -28.8 mV 為高，所需之混凝劑量較高嶺土少，即可使表面達到等電位點而使顆粒去穩定。

含藻及高嶺土混合水樣之混凝

人工原水

(1) Alum 混凝

如 Fig.7(a) 所示，以 Alum 為混凝劑時可發現，混合水樣最適之加藥量

在 0.75 mg/l，濁度可降至 3.6 NTU，而此加藥量恰好介於高嶺土之 1.6 mg/l 與藻類之 0.5 mg/l 之間，此外，此處與純藻 40 NTU 及 20 NTU 之混凝試驗一樣，在劑量 8 mg/l 時發生了沉澱網除的現象，不過混合水樣之沉澱網除現象較為明顯，大量 $Al(OH)_3(s)$ 的產生與顆粒結合使濁度降至 2.7 NTU，比低加藥量在電性中和機制時之濁度還低，而在高嶺土混凝時，由於濁度持續升高，所以在此加藥劑量下並無沉澱網除機制產生。

(2) PACl 混凝

以 PACl 為混凝劑時也是同樣的情況，如 Fig.7(b) 所示，高嶺土與藻類混合之水樣在混凝時，其最適加藥量約 1 mg/l，比單獨藻類混凝時所需之劑量 0.4 mg/l 多一些，但卻比高嶺土所需之最適加藥量 2 mg/l 少，因此在水樣中同時含有高嶺土與藻類時，其混凝特性介於此兩物種間。

淨水廠原水

為了解淨水廠原水在含有大量藻類時，其水質對於混凝單元之影響，因此將淨水廠原水加入實驗室培養之藻類，以評估當水中含有藻類顆粒時之混凝特性，而本研究所採之原水來自於台灣省自來水公司新竹第一淨水廠原水。其原水濁度為 7.3 NTU，顆粒表面的界達電位為 -12 mV，而在原水加入等濁度藻類後濁度調至 16 NTU，混合水樣之界達電位為 -13.2 mV（原水界達電位值為 -12 mV，*Chlorella* 為 -20 mV）。分別採用 PACl 及 Alum 兩種混凝劑進行試驗，結果如下：

(1) Alum 混凝

首先進行原水之混凝實驗，其結果如 Fig.8 所示，在 2 mg/l 的加藥量下，顆粒界達電位達到 -4.6 mV，而主要混凝機制較接近電性中和，於沉降 5 分鐘時可得到 1 NTU 之殘餘濁度，而

後隨著劑量之增加，殘餘濁度不減反增，但變化均不大。由 Fig. 8(a) 中不同沉降時間來看，則殘餘濁度變化較明顯，而觀察 4 mg/l 到 8 mg/l 的加藥量下，發現此時在沉降 5 分鐘時濁度去除的情況還不錯，但是所生成之膠羽均需要較長的時間才能達到完全的沉降，不過由於此時測得顆粒之界達電位均已由負轉正，因此推測此時發生了沉澱網除之混凝機制。

隨後進行原水加入等濁度藻類之實驗，在 1 mg/l 及 2 mg/l 的加藥量下，顆粒界達電位分別為 -9.0 mV 及 -3.3 mV，沉降 20 分鐘後，殘餘濁度降至 1.54 NTU 及 2.04 NTU，此時其最適加藥量為 1 mg/l。但隨著加藥量的增加，顆粒去除效果不佳且呈一不穩定的狀態，若由 Fig. 8(b) 之沉降情況來看，在加藥量大於 1 mg/l 以後，水中之殘餘濁度逐漸增加，此時 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 也隨之增加，由於加藥量為 4 mg/l 到 8 mg/l 測得顆粒之界達電位均為正值，因此同樣發生了沉澱網除之混凝機制。因此當藻類加入原水後，若使用 Alum 為混凝劑，生成之膠羽需要更長的沉降時間，才能達到濁度之去除。

(2) PACl 混凝

實驗中採用了六種 0.5 ~ 8 mg/l 的 PACl 加藥量進行混凝，在 2 mg/l 的加藥量下，顆粒界達電位達到 -5.0 mV，可得到 0.55 NTU 之殘餘濁度（沉降 20 分鐘），而在 4 mg/l 時，顆粒界達電位達 2.7 mV，已經達去穩定的狀態，此時之主要混凝機制仍為電性中和。而由 Fig. 9(a) 之沉降情況則可看出在沉降 5 分鐘時，所生成之膠羽沉降不佳，當沉降時間增加為 20 分鐘時才有較好的沉降效果，而在加藥量為 2 mg/l 時已達一最適加藥量，之後隨著劑量增加，殘餘濁度無明顯之變化。

而在加入藻類後之結果如 Fig. 9(b)

所示，在沉降 5 分鐘時，所生成之膠羽沉降不佳，當沉降 10 分鐘時才有較好的沉降效果，而當沉降時間增加為 20 分鐘的情況下，在加藥量為 0.5 mg/l 時測得顆粒界達電位為 -7.5 mV，其沉降後殘餘濁度即已降至 1.75 NTU，在 2 mg/l 的加藥量下，顆粒界達電位達到 -3.6 mV，已經達去穩定的狀態，因此沉澱後可得到 0.32 NTU 之殘餘濁度，此時為一最適加藥量，而後隨著劑量之增加，殘餘濁度並沒有再降低的趨勢，但其數值都在 0.6 NTU 以內，此時無機顆粒與藻類顆粒均達一極佳之去除情況。

而在進行原水混凝實驗時，於混凝加藥後並無進行 pH 調整的動作，因此在加藥量愈多的情形下，水樣最終 pH 值下降愈多，在 8 mg/l 的加藥量下 pH 值由初始的 8.1 分別下降至 7.0 (PACl) 及 6.8 (Alum)，但由於此變化尚在混凝劑之有效作用範圍間，所以對實驗之結果影響並不大。

結論

1. 以 PACl 為混凝劑時，純藻或純高嶺土之混凝機制均以電性中和為主；以 Alum 為混凝劑時，此兩者在低加藥量時為電性中和機制，而藻類在劑量較高時發生沉澱網除之混凝機制，高嶺土則無此現象，高嶺土在混凝劑之耗用量及殘餘濁度上都比藻類差。
2. 藻類與高嶺土以等濁度同時存在時，整體之混凝特性以藻類為主導。
3. 以 Alum 混凝處理水廠原水時，其操作方式會受藻類影響，而以 PACl 為混凝劑時，則不受藻類影響。

誌謝

本研究之經費係在臺灣省自來水公司九十年年度研究發展計畫下列支，謹此致謝。

參考文獻

- 1.行政院環境保護署"全國八十七年度水庫監測結果"，行政院環境保護署網站，www.epa.gov.tw，1998。
- 2.Adachi, Y. and Tanaka, Y. Settling Velocity of an Aluminum-Kaolinite Floc. *Wat. Res.*, 31(3), 449-454. 1997.
- 3.Amirtharajah, A. and Mills, K. M. : Rapid-mix Design for Mechanism of Alum Coagulation. *J. AWWA.*, 74, 210-216.1982.
- 4.AWWA Operation Control of Coagulation and Filtration Process. Chapter 1 Jar Testing., *AWWARF*. Ed., 1-41. 1992.
- 5.Bernhardt, H. and Clasen, J. : Flocculation of Micro-Organisms. *J. Water SRT-Aqua*, 40(2), 76-87. 1991.
- 6.Chihg, H. W., Tanaka, T. A. and Elimelech M. : Dynamics of Coagulation of Kaolin Particles with Ferric Chloride. *Wat. Res.*, 28, 559-569.1994.
- 7.Dentel S. K. and Gossett J. M. Mechanisms of Coagulation with Aluminum Salts. *J. AWWA.*, 80, 187-197. 1988.
- 8.Francois, R. J. Strength of Aluminum Hydroxide Floccs. *Wat. Res.*, 21, 1023-1030. 1987.
- 9.秋葉道宏等 "2種綠藻混凝特性相關基礎之研究"，水道協會雜誌。
- 10.曾四恭等 "傳統淨水程序對水源中藻類之去除及其改善方法之研究"，臺灣省自來水公司委託研究報告，1988。
- 11.曾四恭等 "傳統淨水程序對水源中藻類之去除及其改善方法之研究(二)"，臺灣省自來水公司委託研究報告，1989。
- 12.Letterman, R. D., Amirtharajah, A. A. and O'Melia, C. R. Coagulation and Flocculation. *Water quality and treatment*. Letterman, R. D., Ed.; McGraw-Hill Inc. Press, 6.1-6.66. 1999.
- 13.Kan, C. C. and Huang, Chihpin The Significance of G in Flocculation. *Wat. Res.*, 32, 2660-2668.1998.
- 14.Van Benschoten J. E. Effects of Temperature and pH on Residual Aluminum for Alum and Polyaluminum Coagulants. *Wat. Supply*, 4(10), 49. 1992.

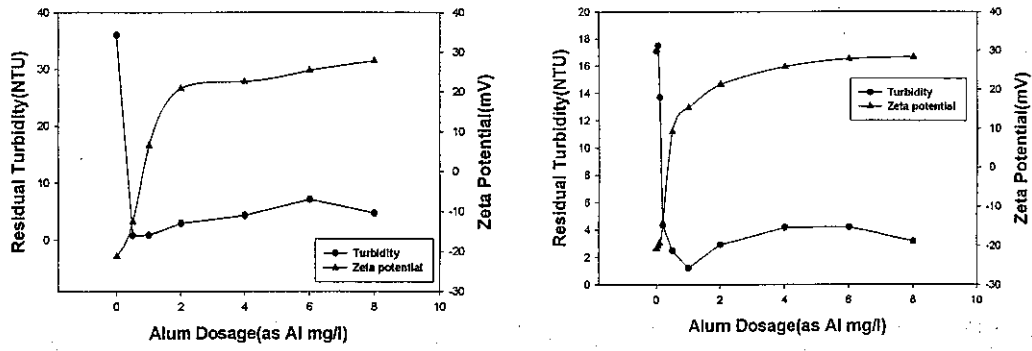


Fig.1 Effects of Alum dosage on residual turbidity and zeta potential of *Chlorella*

(a) Initial turbidity = 40 NTU, (b) Initial turbidity = 20 NTU.

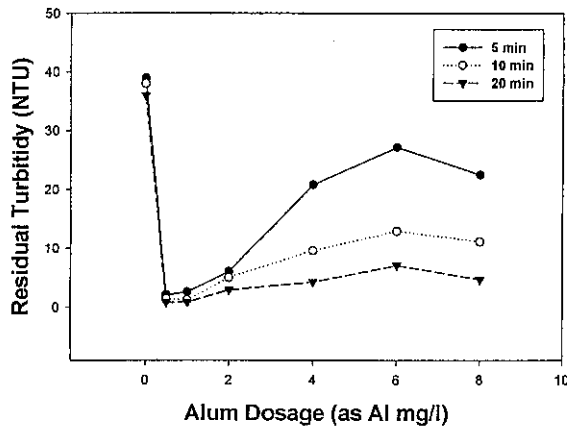


Fig. 2 Settling condition at different settling time of *Chlorella*.

Initial turbidity = 40 NTU.

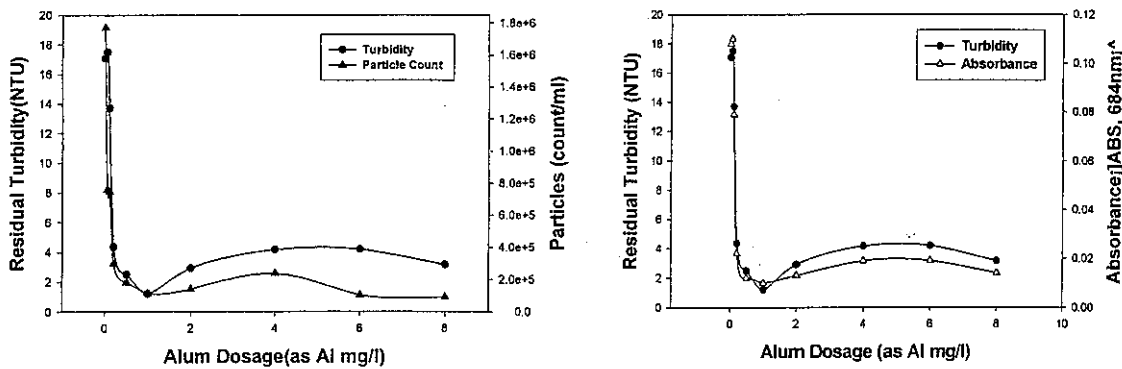


Fig.3 Variation between residual turbidity and (a) particle count, (b) absorbance of *Chlorella*.

Initial turbidity = 20 NTU.

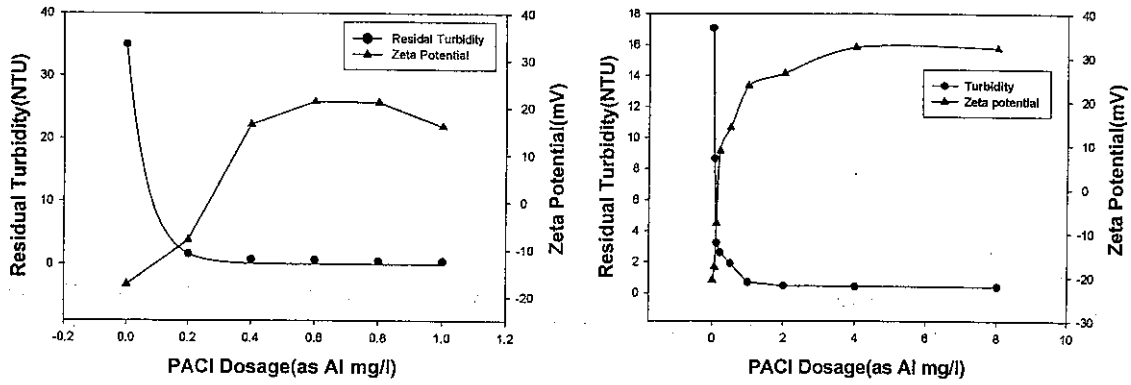


Fig. 4 Effects of PACl dosage on residual turbidity and zeta potential of *Chlorella*
 (a) Initial turbidity = 40 NTU. (b) Initial turbidity = 20 NTU

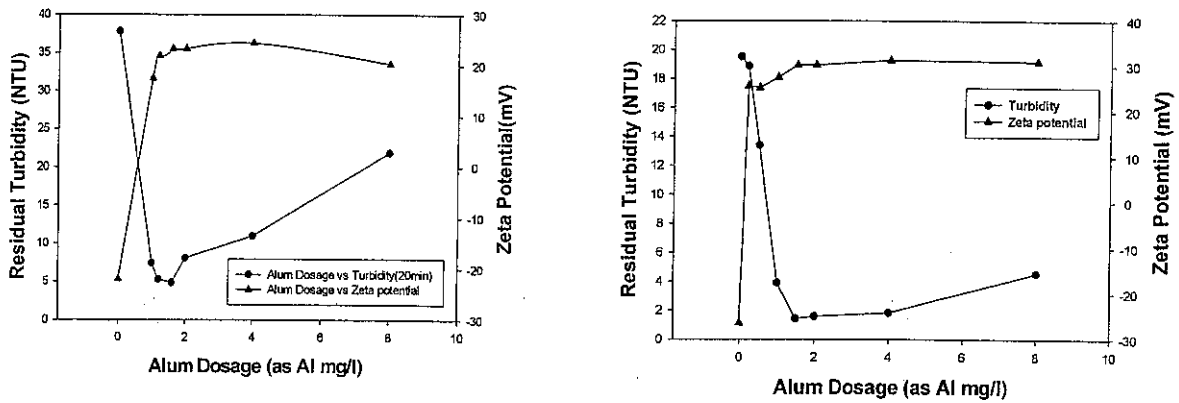


Fig. 5 Effects of Alum dosage on residual turbidity and zeta potential of kaolin.
 (a) Initial turbidity = 40 NTU. (b) Initial turbidity = 20 NTU

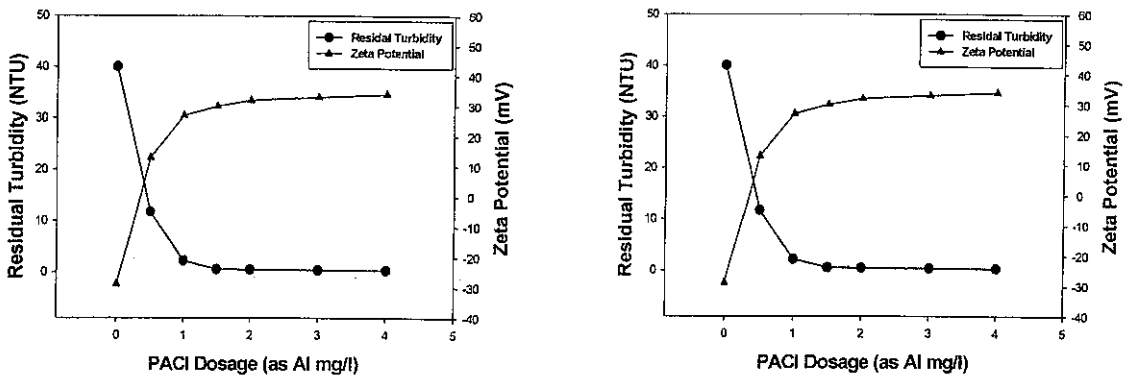


Fig. 6 Effects of PACl dosage on residual turbidity and zeta potential of kaolin
 (a) Initial turbidity = 40 NTU. (b) Initial turbidity = 20 NTU.

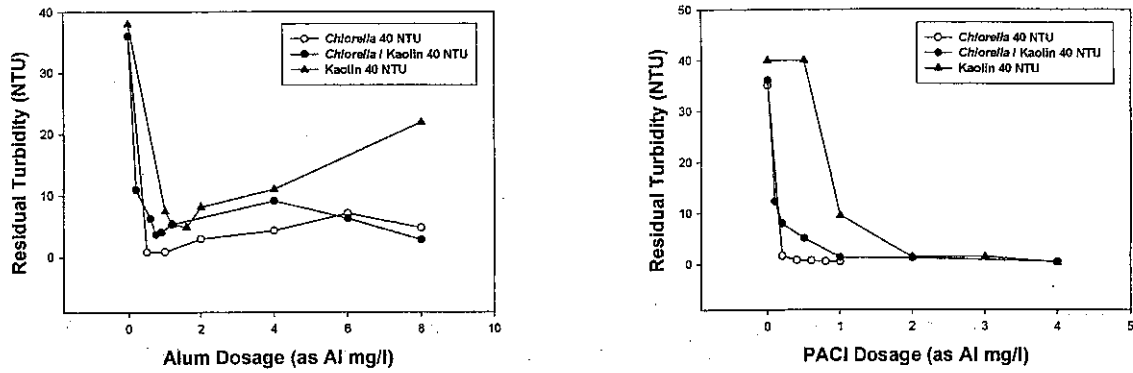


Fig 7 Effects of (a)Alum (b)PACl dosage on residual turbidity at different mixed proportion of *Chlorella* and kaolin.

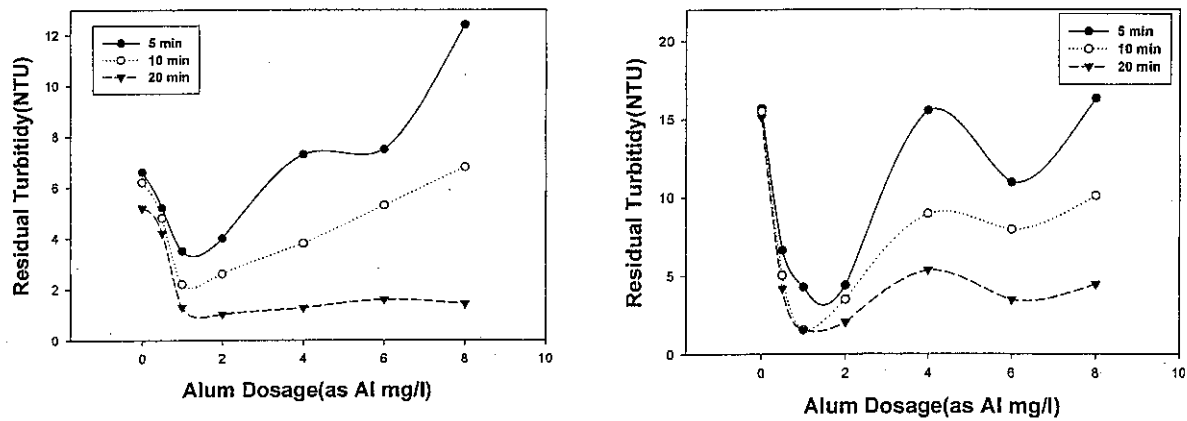


Fig. 8 Settling condition at different overflow rate of (a) raw water and (b) raw water mixed with *Chlorella* by using Alum. Initial turbidity = 16 NTU.

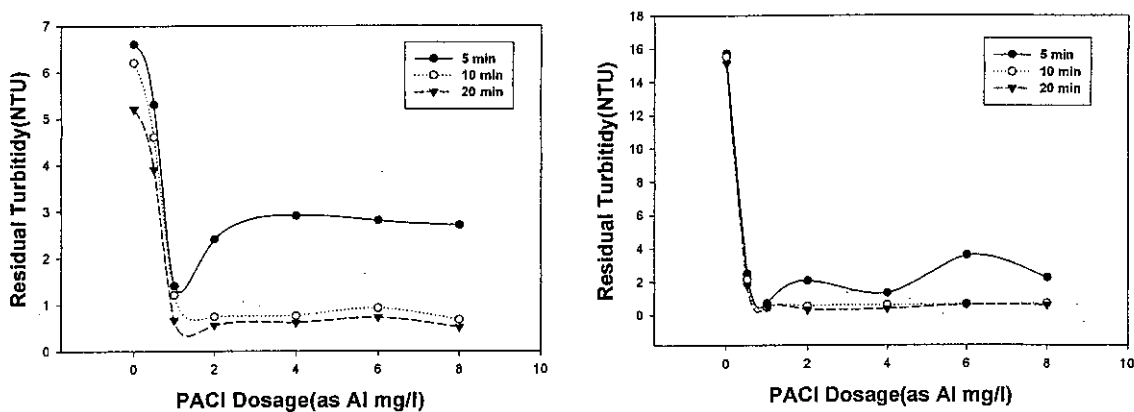


Fig. 9 Settling condition at different overflow rate of (a) raw water and (b) raw water mixed with *Chlorella* by using PACl. Initial turbidity = 16 NTU.