

ESTUDIO DE NEUTRALIZACION Y PRECIPITACION DE COLOIDES DE COLOR

APLICACION:

**AGUAS DE LA PRESA EL JIHUITE,
TEPATITLAN, JAL.**

GASTON MENDOZA G★

**★PROFESOR INVESTIGADOR, FACULTAD DE INGENIERIA
UNAM**

RESUMEN

1.	INTRODUCCION	1
2.	CONCEPTOS GENERALES SOBRE COAGULACION	2
2.1	El color en las aguas	2
2.2	Naturaleza de los coloides	2
2.3	Tratamiento	3
2.4	Mecanismos de coagulación	5
2.5	Coagulación electrocinética y ortocinética	6
2.6	Coagulantes	7
2.7	Características y especificaciones de los coagulantes	8
2.8	Co-coagulantes	9
2.9	Estabilización de las aguas clarificadas	11
3.	AGUAS DE LA PRESA EL JIHUITE, TEPATITLAN, JAL.	14
3.1	Datos del sistema de aguas de Tepatitlán, Jal., y calidad de las mismas	14
3.2	Estudio de la neutralización y precipitación de los coloides de color	15
3.3	Coagulantes, co-coagulantes, productos químicos y equipo de laboratorio	16
3.4	Programa de pruebas	17
3.5	Resultados	20
3.6	Interpretación de resultados	26
3.7	Conclusión	27
4.	VALORACION DE LA AGRESIVIDAD DE LAS AGUAS TRATADAS	28
5.	SELECCION Y COSTO DEL PROCESO MAS ADECUADO DE TRATAMIENTO	29
5.1	Estabilización química del agua	30
5.2	Estabilización del agua tratada en laboratorio	31
5.3	Costos de tratamiento	31
6.	CONCLUSIONES	32
7.	RECOMENDACIONES PARA EL PROYECTO	33
8.	REFERENCIAS	36
9.	BIBLIOGRAFIA	36
	TABLAS Y FIGURAS	39

RESUMEN

Se presenta un estudio general para encontrar el proceso óptimo de tratamiento para aguas con color en la presa El Jihuite en Tepatitlán, Jal. Se llevaron a cabo 180 pruebas usando diferentes tipos y dosis de coagulantes y co-coagulantes, controlando el pH durante las mismas. De los resultados se establecen recomendaciones para el diseño de una planta potabilizadora.

ABSTRACT

A general study to find the best process to treat water from El Jihuite reservoir in Tepatitlán, Jal. presenting color problems, is presented. 180 tests were performed, using different types of coagulants and aids at several dosages, controlling pH during the process. Results are used to establish recommendations for the design of a water treatment plant.

1. INTRODUCCION

En la actualidad el problema **abastecimiento de agua potable** tiene como finalidad solucionar un aspecto demasiado descuidado hasta ahora, por lo que es de suma importancia para el ingeniero sanitario practicar ciertas disciplinas que forman parte de la solución racional que se le dé a este problema.

Sería ideal contar en **todos los casos** con aguas de calidad satisfactoria para un abastecimiento, en el que **se financiarían** las obras de captación, conducción, regulación y distribución, que aunque requieran de una fuerte inversión, los costos de operación y mantenimiento no son, por lo general, tan altos como aquellos en que hay necesidad de potabilizar las aguas. Debido a que esto sucede con frecuencia, resulta elemental que en cada caso se estudie exhaustivamente el tratamiento **óptimo que deba darse** a las aguas, con fines de diseñar, construir y operar una planta que satisfaga el problema desde los puntos de vista sanitario y económico.

En el mejor de los casos habrá necesidad solamente de desinfectar las aguas, pero en una gran mayoría requerirán de un tratamiento más completo.

En la actualidad aún **se busca** la solución de los abastecimientos a base de recursos de aguas superficiales, los que tienen características objetables para el consumo en cuanto a su calidad física y bacteriológica, por lo que siempre se deberán

potabilizar. Salvo casos particulares, en que los valores de turbiedad y color se mantienen bajo ciertos límites que hacen factible el tratamiento por medio de filtros lentos de arena, se requiere de un proceso de clarificación por medio de coagulantes, seguido de filtración rápida y desinfección.

Cuando este sea el caso es necesario planear, anticipadamente, una serie de pruebas de coagulación con propósito de obtener resultados óptimos en cuanto a tipos, dosis y orden de aplicación de los productos químicos requeridos y el pH de tratamiento, que serán la base para iniciar un proyecto de planta potabilizadora. Dichas pruebas también resultarán valiosas para mejorar la eficiencia de una planta en operación, lo que redundará en una economía del proceso.

En este estudio se realiza una serie de pruebas de coagulación con el fin de fijar el proceso para neutralizar y precipitar los coloides de color en agua.

2. CONCEPTOS GENERALES SOBRE COAGULACION

2.1 El color en las aguas

El color orgánico es un constituyente común en la mayoría de aguas naturales, principalmente en las superficiales blandas de poca alcalinidad y, por tanto, de baja capacidad amortiguadora.

Aun cuando las sustancias que pigmentan las aguas no son dañinas ni tóxicas a los consumidores, por razones estéticas y psicológicas el color debe reducirse; sin embargo, otros aspectos, como la interferencia a la cloración, con la posibilidad de inducir el desarrollo de bacterias al actuar las sustancias como nutrientes, y a que en la mayoría de los casos, estas aguas tienden a mantener el hierro y el manganeso en solución, se consideran como negativos. Al respecto, las normas de calidad de agua potable recomiendan una concentración máxima de 20 en la escala platino-cobalto.

2.2 Naturaleza de los coloides

No se ha definido completamente la estructura química de las sustancias que originan el color; sin embargo, se acepta que estas sean de naturaleza coloidal y con carga de superficie negativa, como señalaron Gouy y Stern en su teoría de la doble capa difusa.¹ El origen orgánico lo supuso Behrman² cuando la DBO* de un agua natural, cuyo

* Demanda bioquímica de oxígeno.

color se había removido previamente por coagulación, era significativamente menor que antes de la remoción.

En 1957, Shapiro³ efectuó un estudio cromatográfico en muestras de nueve lagos norteamericanos, concluyendo que el color orgánico se debía, principalmente, a ácidos alifáticos de cadena hidróxido dicarboxílica de un peso molecular promedio de 456 y un peso equivalente de 228, y que no contenían estructuras fenólicas. Por otra parte, Black y Christman³ señalan que el color es debido a ácidos aromáticos polihidróxidos metoxycarboxílicos. Packham y Christman³, en sus investigaciones acerca de los componentes orgánicos de color, registraron fracciones de ácidos fúlvico, himatomelánico y húmico, teniendo el primero un contenido de 75 a 85 por ciento en peso.

Esta diversidad de teorías imparte una mayor complejidad para establecer un proceso de tratamiento que parta de la estructura química de los coloides, por lo que, a la fecha, el proceso más indicado en cada caso se determina a través de pruebas de coagulación con base en las experiencias de muchos años.

2.3 Tratamiento

El proceso establecido, y que ha probado su eficiencia, es la coagulación con sales de aluminio o hierro a fin de reducir el potencial zeta de los coloides hidrofóbicos que varía de -15 a -25 mV, a un valor de ± 5 mV que permite actuar a las fuerzas de Van der Waals para producir coalescencia de las partículas y su remoción por sedimentación. El pH de tratamiento es variable en cada caso, y dependerá de la concentración de otros constituyentes. Por lo general, se han obtenido buenos resultados coagulando un pH entre 5.2 y 5.7, aunque se han coagulado aguas con sulfato férrico a pH de 4.0. En presencia de hierro, el pH óptimo aumenta en algunos casos.

Como la mayoría de las aguas son blandas, la neutralización de cargas se puede producir a pH cercano al óptimo, sin alcalinizar las aguas, dejando la acción al poder de los iones trivalentes de aluminio o hierro.

Las aguas coloreadas no se pueden coagular a pH bajos en presencia de turbiedad, debido a que las arcillas coloidales para neutralizar su carga se deben llevar a un pH de 7.5, aproximadamente.

Las aguas superficiales con cierta dureza cálcica han mostrado una

tendencia a la autopurificación por la acción del ion divalente Ca sobre la doble capa del coloide.

En las pruebas de coagulación se deben controlar dos conceptos: la dosis de productos químicos y el pH de óptima coagulación. Para cada agua, se tendrá un pH óptimo que estará afectado por el pH de neutralización de las partículas y por el pH de mejor coagulación del producto químico empleado.

Recientes investigaciones han probado que aunque los resultados de coagulación proporcionan datos para fijar el tipo de tratamiento, las dosis de productos químicos, y el pH de coagulación, es necesario desarrollar mejores métodos de control en la dosificación de productos, y así ampliar la eficiencia en el empleo de los mismos. En esta clase de trabajos continuos se recomienda determinar los cambios del potencial zeta a los efectos de los coagulantes.

El potencial zeta de los coloides se determina por la velocidad a la cual atraviesan un campo eléctrico con un voltaje específico, la que se conoce como **movilidad electroforética** y puede determinarse por observación con un microscopio en una celda de electroforesis. La movilidad se expresa mediante la ecuación

$$\Omega = \frac{dX}{tIR_s}$$

donde

d	distancia del campo delimitado, en una amplificación dada
I	corriente, en amperes
R _s	resistencia específica de la suspensión, en ohms/cm
t	tiempo, en seg
X	sección transversal de la celda, en cm ²

Los resultados experimentales se expresan en velocidad por unidad de potencia del campo, micrones/seg/volt/cm, dándose los signos positivo y negativo según la dirección del movimiento de las partículas.

Como el potencial zeta es proporcional a la movilidad electroforética y no se tienen cambios importantes en la viscosidad y la constante dieléctrica, se puede dar un valor aproximado para el potencial zeta, expresado en milivoltios, multiplicando el valor de la movilidad por 13.

2.3.1 Experiencias con diversas aguas

a) La remoción de color por coagulación con sulfato de aluminio se efectúa mejor con un potencial neutro.²

b) La remoción de color por coagulación con sulfato férrico se efectúa mejor con un potencial ligeramente positivo.⁴

c) La remoción de turbiedad, en la mayoría de los casos, se efectúa mejor con la regresión del potencial zeta a valores negativos.⁵

2.4 Mecanismos de coagulación

Aceptada la teoría física de la doble capa eléctrica de los coloides, producida por su capacidad selectiva y de adsorción de iones sobre su superficie, los investigadores se han preocupado por esclarecer la forma en que el coagulante agregado actúa sobre la doble capa para desestabilizar la carga, producir coalescencia y, por ende, precipitación.

Miller² asentó en sus estudios que la clarificación de aguas coloreadas se debía a la acción trivalente de los iones de aluminio sobre la carga negativa del coloide, a fin de neutralizarla y provocar su aglomeración. Señaló, además, que la hidrólisis del aluminio no tenía efecto en la desestabilización y que, por el contrario, era antagónico a la formación del flóculo de color.

Dicha teoría se ha superado con la investigación tan amplia que priva dentro de este campo, estableciéndose que los hidratos de aluminio y hierro tienen acción predominante en la coagulación.

En coagulación de aguas coloreadas con valores bajos de alcalinidad (20 a 40 ppm), se han tenido óptimas remociones entre 5.5 y 6.0 pH, o sea que el sol hidratado del metal ha actuado primordialmente, mientras que en aguas coloreadas, coaguladas a pH francamente ácido, la coagulación ha sido pobre, teniéndose una acción baja de iones trivalentes de aluminio o hierro.

Aguas pigmentadas con hierro en solución coagulan mejor con pH cercano al neutro, teniéndose acción hidrolítica en la coagulación.

Langelier⁶ comprobó en sus experiencias con aguas turbias preparadas con arcillas de diferente capacidad de intercambio, que podrían tenerse tanto la acción hidrolítica del coagulante como la de permutación de los iones trivalentes sobre la carga de

los coloides, o sea que en presencia de alcalinidad (pH mayor de 4.5), predominaba la acción del metal hidratado, y en las pruebas en que el valor de pH era tal que el sol no se producía, había acción de permutación.

Además, comprobó que después de una zona de buena coagulación seguía otra de coagulación pobre al aumentar la dosis, retornándose a una zona de buena coagulación, al continuar incrementando las dosis y el pH, lo cual demostraba que las aguas turbias podrían tener un comportamiento hacia ambas acciones.

En los estudios en que se empleaba abundancia de coagulante, el aluminio que no entraba en las reacciones se neutralizaba con el exceso de aniones del mismo coagulante. En la actualidad los co-coagulantes, como la sílice activada o los polielectrolitos aniónicos, se emplean mucho para este tipo de neutralización.

Más recientemente, Black y Hannah,⁵ en estudios de aguas turbias preparadas con arcillas como la kaolinita 4, tierra de fuller y montmorillonita 23, variando las dosis de sulfato de aluminio y pH, encontraron que la mejor remoción de turbiedad ocurría entre 7.5 y 8.75 pH, en una zona de movilidad de partículas con carga negativa, y no en el punto isoeléctrico de los coloides, constatando también una zona de pobre coagulación antes de la regresión de carga positiva a negativa. A valores mayores de 8.75, la coagulación vuelve a ser pobre por la característica anfotérica del hidróxido de aluminio. De 4.5 a 5 pH, en que no se forma el hidrato de aluminio, la acción del ion trivalente neutraliza al coloide, removiéndose la turbiedad a valores no tan buenos como los que se tienen de 7.5 a 8.75 pH.

2.5 Coagulación electrocinética y ortocinética

Basándose en todas estas experiencias, se puede resumir que al agregar una sal de aluminio o hierro a un agua coloreada, cuya alcalinidad natural o agregada es suficiente para producir un pH en que se presente la hidrólisis de dichas sales, los hidratos cargados positivamente reducirán o neutralizarán la carga negativa de las partículas coloidales, produciéndose lo que se denomina **coagulación electrocinética o primaria**. Esta coagulación se optimiza al agregar y distribuir uniformemente el coagulante en forma instantánea en toda la masa de agua, para lo cual se requiere un exceso de sal y una mezcla rápida en un tanque con el menor volumen posible.

La coagulación secundaria u ortocinética tiene lugar cuando los micelios primarios se van aglomerando, con o sin ayuda de co-coagulantes, para formar el **flóculo**, el cual se promueve poniendo en contacto los núcleos por medio de agitación lenta. A medida

que los flóculos crezcan y estén propensos a efectos cortantes, es recomendable que la agitación de los micelios se reduzca gradualmente.⁷

Por el contrario, en la coagulación de aguas turbias se tienen dos tipos de interacción simultánea. La primera es la adsorción de los iones trivalentes en la estructura de las arcillas por permutación, resultando una reducción del potencial zeta negativo. La segunda interacción consiste en una ulterior reducción del potencial zeta por los hidratos positivos del coagulante. El resultado final es una zona de pobre coagulación electrocinética en la gama ácida (coloides ligeramente negativos). Al aumentar las dosis de coagulantes a valores mayores que la capacidad de intercambio de las arcillas, el potencial zeta regresa de negativo a positivo en una amplia gama de pH, de acuerdo con lo experimentado por Langelier y Black, con un resultado pobre en coagulación. A medida que el pH se incrementa, las partículas se vuelven más negativas, y los hidratos metálicos actúan como aglomerante de las partículas finas, produciéndose la coagulación ortocinética. O sea, la coagulación ortocinética es predominante en la remoción de turbiedad, y la coagulación electrocinética en la de color.

No obstante estas experiencias, debe ensayarse con cada agua, en particular, cuál de las acciones es la que predomina y, dentro de ellas, ver si el ion trivalente metálico actúa mejor que el hidrato formado con la alcalinidad natural o agregada.

2.6 Coagulantes

Las sales de aluminio y hierro en solución requieren una zona de pH dentro de la cual los hidratos formados son insolubles, y donde existe un punto llamado isoelectrico en el que se tiene la más baja velocidad o carga del hidrato.

Como se vio al principio, en la mayoría de las aguas este punto isoelectrico no coincide con el punto isoelectrico de los coloides, teniéndose para las sales de aluminio un pH de 5.0 a 7.0, aproximadamente, para una óptima insolubilidad del hidróxido de aluminio, lo que limita su empleo en aguas en las que el pH de coagulación se halle entre estos valores. Por el contrario, para las sales de hierro se tienen diferentes gamas de pH; por ejemplo, para las sales ferrosas el pH de óptima insolubilidad del hidróxido está entre 8.5 y 11; para alcanzarlo se agrega cal, teniéndose una reacción con el oxígeno disuelto del agua para formar el hidróxido férrico, que es insoluble.

Las sales férricas producen directamente el hidróxido férrico sin necesidad de oxidación. La zona de pH para una insolubilidad óptima está entre 3.5 y 13,

existiendo otra entre 6.5 y 8.5 en que la precipitación se efectúa en forma más lenta y, en ocasiones, incompleta.

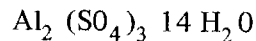
Comercialmente, el sulfato de aluminio es más difundido y cuenta con la preferencia de la mayoría de los ingenieros que trabajan en este campo; sin embargo, vuelve a insistirse, será necesario en cada caso seleccionar mediante pruebas el tipo de coagulante por emplear.

2.7 Características y especificaciones de los coagulantes

Se dan las características y especificaciones de los coagulantes más utilizados.

2.7.1 Sulfato de aluminio

La sal comercial corresponde a la fórmula



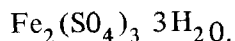
Se produce en dos tipos : sólido y líquido

El sólido, suministrado en terrones, debe tener una granulometría comprendida entre 13 mm (1/2 pulg) y 75 mm (3 pulg), y el suministrado en granos debe pasar por la malla No 10 en un 90 por ciento y el 100 por ciento por la No 4 (según normas del *National Bureau of Standards*).

El tipo sólido debe contener no menos del 17 por ciento de alúmina soluble y disponible (Al_2O_3), y no más del 5 por ciento de materia insoluble. El tipo líquido debe contener no menos del 8 por ciento de alúmina y no más de 0.2 por ciento de materia insoluble.

2.7.2 Sulfato férrico

La sal comercial corresponde a la fórmula



Se produce en forma anhidra o hidratada; la primera es granular con un contenido entre 90 y 94 por ciento de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$; la segunda es cristalina y con no menos del 60 por ciento de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$. El contenido de ion férrico debe ser entre 25 y 26 por ciento para ambas.

La sal seca es muy higroscópica, requiriendo almacenarse en bolsas de papel herméticas, particularmente en atmósferas húmedas.

2.8 Co-coagulantes

Se denominan co-coagulantes todas las sustancias que ayudan en el proceso de coagulación, actuando en tres formas:

- a) Acelerando la reacción a fin de realizar la coagulación en un tiempo corto.
- b) Haciendo más pesado el flóculo para mejorar su remoción.
- c) Precipitando directamente los coloides al crear una liga entre ellos (precipitación mutua).

Los co-coagulantes pueden actuar en una o más de esas formas. Como ejemplos de sustancias co-coagulantes se pueden citar:

Lodos precipitados que se recirculan, método empleado ampliamente en procesos de ablandamiento por cal-carbonato de sodio. El lodo actúa principalmente como un catalizador, produciéndose flóculos grandes.

Bentonita o arcilla coloidal que proporciona peso al flóculo de la coagulación en las épocas de estiaje en que las aguas, **por su** baja concentración coloidal, son difíciles de coagular, influyendo la capacidad de permutación de las arcillas.

Silicato de sodio activado con ácido sulfúrico, sulfato de amonio, bicarbonato de sodio, anhídrido carbónico y cloro.

El ingeniero Baylis empleó por primera vez el silicato activado con ácido sulfúrico en la planta del distrito sur de Chicago, a fin de producir un flóculo más pesado y durable que sedimentara y **evitara** el paso de materia floculenta a través de los lechos fil-trantes.

Este proceso puede emplearse en la mayoría de aguas poco mineralizadas, ayudando a crear un flóculo pesado con las partículas neutralizadas.

El gel de sílice encuentra su punto isoeléctrico a un pH entre 3 y 4, ionizándose a valores de pH neutro, en que tiene una carga fuertemente negativa. En esta condición atrae el sol del coagulante que tiene un punto isoeléctrico más alto, produciéndose la coalescencia.

En algunas de las plantas donde se ha empleado sílice, se ha comprobado un ahorro del coagulante y del producto químico que estabiliza las aguas.

En tres plantas potabilizadoras de México se viene utilizando sílice activada con cloro, proceso ventajoso porque se aprovecha una instalación que toda planta tiene con fines de desinfección.

Los polielectrolitos son sustancias orgánicas sintéticas, por lo general polímeros con grandes pesos moleculares hasta de 25 000. En lo referente a cargas eléctricas o grupos ionizables, tienen características semejantes a las de los simples electrolitos. Se utilizan en la coagulación solos o como un co-coagulante para mejorar el proceso.

Los polielectrolitos se dividen en: catiónicos, no iónicos y aniónicos. Los primeros adsorben las partículas coloidales negativas por su atracción electrostática; los no iónicos adsorben y floculan al producirse una cadena por medio del hidrógeno entre las superficies sólidas y los grupos polares de los polímeros; en los últimos, la repulsión electrostática tiene un papel importante en la acción de floculación, con tres posibles mecanismos para la coagulación:

- a) Desplazamiento de los grupos aniónicos de las partículas coloidales por grupos aniónicos del polímero.
- b) Enlace entre el sólido y el polímero por medio de hidrógeno.
- c) Creación de enlaces electrostáticos entre el coloide y el polímero a través de cationes polivalentes.

Los polímeros se deben aplicar aproximadamente tres minutos después de agregado el coagulante. El propósito de este intervalo es permitir, inicialmente, la formación de microflóculos, para que después el polímero pueda ligarse a ellos.

2.9 Estabilización de las aguas clarificadas

De acuerdo con lo establecido en el subcapítulo 2.4, las aguas, después de clarificadas, quedan con valores de alcalinidad bajos o nulos, existiendo un desequilibrio químico entre las concentraciones de Ca^{++} , HCO_3^- , H^+ y H_2CO_3 , propiciado, principalmente, por exceso de CO_2 .

La estabilización química se realiza con el propósito de ajustar el pH y la alcalinidad de un agua a un valor tal que no deposite ni disuelva CaCO_3 .

Langelier desarrolló unas ecuaciones y obtuvo la siguiente expresión del pH en equilibrio con CaCO_3 .

$$\text{pH}_s = \log \frac{K_s}{K_2} - \log [\text{Ca}^{++}] - \log [\text{Alc}] + 6.301 + 2.5 S \quad (1)$$

donde

K_2	segunda constante de disociación del H_2CO_3 (fig 24)
K_s	producto de solubilidad del CaCO_3 (fig 25)
pH_s	pH de saturación
S	corrección por salinidad del agua, $S = \sqrt{\mu}/(1 + \sqrt{\mu})$
μ	concentración iónica, $\mu = 0.5 \sum_i C_i Z_i^2$ (fig 26)
C_i	concentración molar de cada ion
Z_i	magnitud de la carga del ion
6.301	sumando obtenido al considerar los valores de los iones en miliequivalentes por litro

En la ec 1, los paréntesis rectangulares significan concentraciones.

Actividad del ion = concentración del ion x coef de actividad (f)

$$\text{siendo} \quad \log f_i = 0.5 Z_i^2 S \quad (\text{fig 27})$$

Esta ecuación es válida para $\text{pH} < 9$, e indica qué pH tendría el agua si estuviera en equilibrio con el contenido de Ca^{++} y alcalinidad. En el caso de un agua agresiva, cuyo pH de equilibrio se quiera alcanzar mediante el contacto con CaCO_3 o $\text{Ca}(\text{OH})_2$,

no puede emplearse esta ecuación debido a que las concentraciones de calcio, iónicas y de alcalinidad, no se mantienen constantes, y a que los valores que tendrían al alcanzarse el pH de equilibrio, no pueden determinarse previamente.

La ecuación es aplicable para encontrar el pH que alcanzaría un agua al eliminar, mediante aeración, el CO_2 en exceso, proceso en que se mantienen constantes las concentraciones de calcio, iónica y de alcalinidad.

$$[\text{CO}_2]_{\text{exc}} = 2 \frac{[\text{Alc}]}{K'_1} \left([\text{H}] - \frac{2K'_2 [\text{Alc}] [\text{Ca}^{++}]}{4 \times 10^6 K'_s} \right) \quad (2)$$

donde

$$\begin{aligned} \log K'_1 &= \log K_1 + \sqrt{\mu}/(1 + \sqrt{\mu}) \\ K_1 &\text{ primera constante de disociación del } \text{H}_2\text{CO}_3 \text{ (fig 1)} \\ \log K'_2 &= \log K_2 + 2\sqrt{\mu}/(1 + \sqrt{\mu}) \\ \log K'_s &= \log K_s + 4\sqrt{\mu}/(1 + \sqrt{\mu}) \end{aligned}$$

La ecuación de Langelier también se utiliza para medir el grado de estabilidad de un agua, el cual se denomina índice de saturación, y es igual a la diferencia entre el pH medido del agua y el pH_s calculado.

Para un valor del índice igual a cero, el agua está en equilibrio; para un valor positivo, el agua se encuentra sobresaturada de CaCO_3 , tendiendo a depositar este; para un valor negativo, el líquido estará excedido de CO_2 y tenderá a disolver el CaCO_3 .

A partir de las ecuaciones del estado de equilibrio del agua, el ingeniero Mojmir Mach⁸ resolvió el problema de la cuantificación de las concentraciones de Ca^{++} iónica (μ) y de alcalinidad, requeridas para alcanzar el pH de equilibrio de un agua agresiva al ponerla en contacto con CaCO_3 o Ca(OH)_2 .

Para $\text{pH} > 5$

$$[\text{Ca}^{++}] = \frac{(\mu - A) + \sqrt{(\mu - A)^2 - 12 K'_s}}{6} \quad (3)$$

Para $\text{pH} < 9$

$$[\text{Ca}^{++}] = \frac{1}{3} (\mu - A) \quad (3')$$

siendo $A = 3 [\text{cat}^{++}] + [\text{cat}^+] + [\text{An}^{\bar{}}]$

$$[\text{CO}_3^{\bar{}}] = \frac{1}{2} [(\mu - A) - \sqrt{(\mu - A)^2 - 12 K'_s}] \quad (4)$$

Para $\text{pH} > 5$

$$[\text{HCO}_3^{\bar{}}] = \frac{1}{3} [C - 2\mu + 4\sqrt{(\mu - A)^2 - 12 K'_s}] \quad (5)$$

Para $\text{pH} < 9$

$$[\text{HCO}_3^{\bar{}}] = \frac{2}{3} (\mu - D) \quad (5')$$

donde

$$C = 12 [\text{cat}^{++}] + 5 [\text{cat}^+] - 4 [\text{An}^{\bar{}}] - 3 [\text{An}^{\bar{}}]$$

$$D = 4 [\text{An}^{\bar{}}] - \frac{1}{2} [\text{cat}^+] + \frac{3}{2} [\text{An}^{\bar{}}]$$

$$[\text{H}_2\text{CO}_3] = \frac{4K'_2}{27 K'_1 K'_s} (\mu - A) (\mu - D)^2 \quad (6)$$

$$\text{pH}_s = \log \frac{K'_s}{K'_2} - \log (\mu - A) - \log (\mu - D) + 2.5S \quad (7)$$

Para un agua en equilibrio al ponerse en contacto con CaCO_3 :

$$\frac{1}{2} [\text{HCO}_3^{\bar{}}] + [\text{H}_2\text{CO}_3] = \text{constante} \quad (8)$$

Para un agua en equilibrio al ponerse en contacto con Ca(OH)_2 :

$$[\text{CO}_3^{\bar{}}] + [\text{HCO}_3^{\bar{}}] + [\text{H}_2\text{CO}_3] = \text{constante} \quad (9)$$

Para $\text{pH} < 9$, la curva de equilibrio es

$$Y = \frac{1}{3} (\mu - D) + \frac{4K'_2}{27 K'_1 K'_s} (\mu - A) (\mu - D)^2 \quad (10)$$

Estas ecuaciones permiten, a partir de los resultados obtenidos después de la clarificación, calcular las cantidades de CaCO_3 o Ca(OH)_2 necesarias para estabilizar químicamente el agua.

Normalmente, la estabilización de aguas clarificadas se lleva a cabo con cal hidratada o cal viva, reactivos relativamente económicos, aumentando a la vez la alcalinidad y el contenido de calcio necesarios dentro de los constituyentes de un agua potable.

Como protección adicional se utiliza en muchas plantas un polifosfato, generalmente exametofostato de sodio $\text{Na}_6(\text{PO}_3)_6$, que se dosifica ya sea antes de los filtros o a la salida de la planta. Este polifosfato evita incrustaciones al formar iones complejos con los iones calcio en exceso, y, en caso de requerirse, actúa como inhibidor previniendo corrosiones al formar una película sobre las partes metálicas que toca, interrumpiendo así la serie de reacciones catalíticas que produce la corrosión.

3. AGUAS DE LA PRESA EL JIHUITE, TEPATITLÁN, JAL.

3.1 Datos del sistema de aguas de Tepatitlán, Jal., y calidad de las mismas

3.1.1 Fuente de abastecimiento

La proporcionan las aguas superficiales de la presa El Jihuite, localizada en el arroyo del mismo nombre, a 9 km aguas arriba de la población, con capacidad para aprovechamiento de 4.2 millones de m^3 y una extracción máxima de 120 lt/seg.

La geología del vaso está constituida por roca ígnea formada por corrientes basálticas de color gris oscuro que presentan fracturas verticales selladas por materiales piroplásticos arcillo-arenosos de coloración rojiza.

Constituyen la obra de toma tres alimentaciones localizadas a diferente nivel, con tres metros entre cada una, con capacidad total de 120 lt/seg.

3.1.2 Calidad de las aguas

La tabla 1 contiene los resultados promedio de los análisis efectuados entre los meses de septiembre a noviembre. Pueden observarse en ella valores altos en color y hierro.

3.1.3 Conducción

Tubería de asbesto-cemento de 400 y 300 mm de diámetro, longitud de 6 780 m, y capacidad de 125 lt/seg.

3.1.4 Planta potabilizadora

Situada a 1.5 km al noroeste de la población, con capacidad actual de 80 lt/seg; se preve un gasto de 160 lt/seg.

3.1.5 Almacenamiento

Dos tanques superficiales de mampostería de 1 000 m³. Uno de ellos, localizado en la planta potabilizadora, alimenta a la zona alta de la población; el otro, a 1 200 m al sur de la planta, alimenta a la zona baja.

3.1.6 Distribución

Red constituida por 32.5 km de tubería de asbesto-cemento con diámetros de 300, 250, 200, 100 y 75 mm, dividida en dos zonas, una alta y otra baja.

3.2 Estudio de la neutralización y precipitación de los coloides de color

3.2.1 Planteamiento

El propósito primordial de este trabajo es determinar, mediante pruebas, cuál es el proceso más adecuado para potabilizar las aguas de la presa El Jihuite, destacando las dosis óptimas de productos químicos y el pH más favorable para el tratamiento. En segundo lugar, establecer, con fines académicos, una secuela tentativa a seguir en este tipo de pruebas.

Los análisis indican que se trata de un agua altamente coloreada y de baja turbiedad, poco mineralizada, de baja capacidad amortiguadora y con alto contenido de hierro.

La calidad indicada presupone plantear una serie de pruebas a la coagulación, a fin de establecer el comportamiento de los coloides de color y de los iones

ferrosos con diferentes productos, con o sin ayuda de co-coagulantes, estableciendo a la vez el pH de mejor coagulación. Tener color y hierro origina que el proceso no se pueda llevar a un pH francamente ácido requerido para la eliminación de color, como se señaló en los subcapítulos 2.3 y 2.4, ya que la **precipitación del hierro** se realiza normalmente dentro de una gama mucho más amplia, **requiriéndose entonces de las pruebas para determinar dicho pH.**

Asimismo, en las diferentes pruebas se constatará el tipo de acción predominante de la coagulación electrocinética, ya sea por permutación o por hidrólisis del metal del coagulante.

Seleccionadas las mejores pruebas, se valúa la agresividad de cada una al contacto con CaCO_3 y Ca(OH)_2 ; entonces se elige el proceso más adecuado.

Estos resultados son la **base para establecer el tipo de unidades de tratamiento**, así como el costo de potabilización en lo que concierne al consumo de productos químicos.

3.3 Coagulantes, co-coagulantes, productos químicos y equipo de laboratorio

Para llevar a cabo las pruebas, se utilizaron productos químicos y equipo del laboratorio de Ingeniería Sanitaria de las Divisiones de Investigación y de Estudios Superiores de la Facultad de Ingeniería, UNAM.

3.3.1 Coagulantes

Sulfato de aluminio. Grado reactivo con fórmula química $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$. Se preparó una solución al uno por ciento en que cada ml era equivalente a 10 mg de sulfato de aluminio.

Sulfato férrico. Grado reactivo con fórmula química $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$. Se preparó una solución al uno por ciento en que cada ml equivalía a 10 mg de sulfato férrico.

3.3.2 Co-coagulantes

Sílice activada. Solución preparada, según técnica del ingeniero Baylis, en la que cada ml equivale a 5 mg de sílice.

Polielectrolito. Ionac Wisprofloc-20, polímero orgánico complejo en forma de polvo. Se preparó una solución patrón al uno por ciento, la que se diluyó a fin de obtener una concentración al 0.1 por ciento en cada ml equivalía a 1 mg de polielectrolito.

3.3.3 Productos químicos

Hipoclorito de calcio. Solución preparada con HTH con 70 por ciento de cloro valorable. La solución se preparó con una concentración de 0.5 por ciento, en que cada ml equivalía a 5 mg de cloro.

Cal hidratada. Sustancia con un 45 por ciento de CaO. Se preparó una suspensión saturada (20 por ciento) para ajuste del pH, y una suspensión al 1 por ciento, en la que cada ml equivalía a 10 mg de Ca(OH)_2 , para emplearla como coagulante y estabilizador.

Acido clorhídrico. Solución 0.1 N para ajuste del pH.

Carbonato de calcio. Químicamente puro en polvo.

3.3.4 Equipo

Para las pruebas de coagulación se usaron dos agitadores mecánicos marca Phipps & Bird, de seis ejes cada uno.

Para determinar el pH se utilizó un potenciómetro marca Beckman, modelo Zeromatic II.

Para determinar la turbiedad, el turbidímetro Hellige con bulbo A.

Para determinar color, el Hellige Aqua Tester con disco 0 - 70 ppm.

Para la determinación del hierro se utilizó el fotocolorímetro Klett Summerson, modelo 900-3 equipado con filtro verde 510 $m\mu$, que se calibró con patrones de hierro preparados según método de la Fenantrolina obteniéndose la curva estándar (fig 28), cuyo ajuste se hizo mediante el método de mínimos cuadrados (tabla 2).

3.4 Programa de pruebas

En cada una de las pruebas se utilizaron dos agitadores mecánicos con recipientes de 1 500 ml de capacidad, y muestras de un litro. El total de pruebas de coagu-

lación fue de 180. El criterio para llevarlas a cabo se normó de la siguiente manera.

Las muestras se agitaron a 100 rpm, durante 3 min, mientras se hacía la dosificación de productos, habiéndose establecido algunas variantes en las pruebas:

Tabla 4. Mezcla rápida a 100 rpm, durante 6 min.

Tablas 7, 8 y 17. Mezcla rápida a 100 rpm, durante 5 min al dosificar cloro, e inmediatamente la dosificación del coagulante continuando la agitación por 3 min.

Tablas 13 a 16. Mezcla rápida a 100 rpm, durante 3 min al dosificar el coagulante; al término, dosificación del co-coagulante continuando la agitación por 3 min.

Después de la mezcla rápida, se promovió la coagulación ortocinética en todas las pruebas, con agitación a 20 rpm, durante 20 min, excepto las que aparecen en la tabla 4, a las que se les dio un tiempo de 30 min.

Al finalizar el periodo de floculación, se observaron los flóculos formados y se calificaron según una escala de apreciación visual; la sedimentación se limitó a un tiempo mínimo de 30 min y a un máximo de 60. Se consideró que entre estos lapsos se tenía la máxima eficiencia del proceso, constatándose lo mismo en la mayoría de las pruebas.

Después del periodo de sedimentación se decantaron todas aquellas muestras que se calificaron como aceptables, y se filtraron en papel Whatman No 42; a continuación se determinaron pH, turbiedad, color, hierro, alcalinidad y dureza en los mejores resultados.

El problema de pruebas se llevó a cabo en la siguiente forma.

Por las características predominantes de color y hierro en aguas crudas se vio como una posibilidad que el color fuese provocado por mineral de hierro a partir del sulfato de hierro (caparrosa), el cual, siendo propiamente un coagulante, podría reaccionar con alcalinidad agregada y formar el hidrato insoluble. Con esta hipótesis se dosificó cal hidratada en cantidades crecientes (tabla 3, fig 1), obteniéndose resultados que no concor-daron con lo previsto, por lo que se consideró que al ampliarse los tiempos de mezcla, floculación y sedimentación, para las mismas dosis de cal hidratada, mejorarían los resultados, sin embargo, no aconteció así (tabla 4, fig 2).

Con base en los aspectos teóricos y de investigación que se describen en el cap 2, los ensayos posteriores se plantearon como a continuación se expone:

Verificación con pH natural de la sensibilidad del agua a dosis crecientes de coagulantes (tablas 5 y 6, figs 3 y 4).

Con el fin de mejorar la coagulación oxidando la materia orgánica y parte del hierro se dosificó cloro en forma de hipoclorito de calcio, con cantidades crecientes de coagulantes y con pH natural (tabla 7, figs 5 y 6).

A dosis de coagulantes inmediatamente inferiores a las óptimas, se dosificó cloro en cantidades crecientes con pH natural (tabla 8, figs 7 y 8).

De acuerdo con los resultados de las pruebas 25 a 48 (tablas 5 y 6), se seleccionaron las dosis de coagulantes inmediatas inferiores a las óptimas y se varió el pH en las distintas pruebas, desde valores ácidos hasta básicos. Los ajustes de pH se hicieron con solución 0.1 N de HCl y suspensión saturada de Ca(OH)_2 (tablas 9 y 10, figs 9 y 10).

Según resultados de las pruebas 73 a 96 (tablas 9 y 10), se aplicaron los coagulantes con dosis de pH crecientes cercanos a los óptimos (tablas 11 y 12, figs 11 y 12).

Verificación de la sensibilidad del agua a dosis creciente de sílice activada, con dosis de coagulantes inmediatas inferiores a las óptimas (tablas 5 y 6) con pH natural (tabla 13, figs 13 y 14).

Verificación de la sensibilidad del agua a dosis creciente de sílice activada, con dosis de coagulantes inmediatas inferiores a las óptimas (tablas 11 y 12) y con ajustes del pH (tabla 14, figs 15 y 16).

Verificación de la sensibilidad del agua a dosis creciente de polielectrolito catiónico, con dosis de coagulantes inmediatas inferiores a las óptimas (tablas 5 y 6) con pH natural (tabla 15, figs 17 y 18).

A dosis óptimas del polielectrolito, según resultados de las pruebas 145 a 156 (tabla 15), se aplicaron los coagulantes en cantidades crecientes (tabla 16, figs 19 y 20).

Con dosis óptima de cloro (tabla 8) y dosis de coagulantes inmediatas inferiores a las óptimas (pruebas 25 a 48, tablas 5 y 6), se recircularon lodos previamente formados, aplicándose en cantidades crecientes al iniciar la etapa de floculación de las pruebas. Estas pruebas se efectuaron con el pH natural (tabla 17, figs 21 y 22).

Los ensayos de los ocho mejores resultados de 180 pruebas se repitieron para un análisis químico completo y estudiar el grado de agresividad de las aguas tratadas.

3.5 Resultados

Los resultados de las pruebas se presentan en las tablas 3 a 18 y figs 1 a 22.

Notaciones

Las cifras de dosificación y determinaciones físico-químicas se expresan en mg/lit, y las de recirculación de lodos en porcentaje del volumen de muestra. Las cifras de alcalinidad y dureza se expresan como CaCO_3 .

T	turbiedad remanente
C	color remanente
Fe	hierro remanente
AF/AM	alcalinidad a la fenolftaleína y al anaranjado de metilo
DT/DCa	dureza total y dureza cálcica
pH y pH _f	pH después del tratamiento
pH _i	pH antes del tratamiento
CR	cloro residual total
floc	flóculo
temp	temperatura
ST	sólidos totales

Calificación de los flóculos

O	nulo
f	fino
r	regular
b	bueno
mb	muy bueno

Pruebas 1 a 12, fig 1

Las pruebas 10 a 12, con dosis de cal hidratada de 100, 110 y 120 ppm, respectivamente, fueron las únicas en que se apreciaron flóculos calificados como regulares, teniéndose una remoción de turbiedad y color escasas. Las muestras quedaron con valores de pH muy altos.

Pruebas 13 a 24, fig 2

Con iguales dosis crecientes de cal hidratada, pero aumentando los tiempos de mezcla, floculación y sedimentación, se apreció en las pruebas 9 a 13 floculación fina y remoción de color baja, aunque en las pruebas 10 y 11 se obtuvieron buenas eficiencias en la remoción de hierro, con ligero aumento en la 12. La remoción de turbiedad se considera deficiente ya que las muestras tratadas se filtraron. Los valores de pH fueron elevados.

Pruebas 25 a 36, fig 3

En la mayoría de las pruebas se apreciaron buenos flóculos con remoción de color a dosis de 30 y 40 ppm de sulfato de aluminio; a dosis mayores, los valores aumentaron. En esa gama de dosificación el hierro se eliminó casi totalmente, teniéndose buena remoción en la turbiedad. Esta óptima coagulación se logró a un pH de 6.8, aproximadamente.

Pruebas 37 a 48, fig 4

Se apreciaron buenos flóculos en tres de las pruebas, y muy buenos en las de mayor dosificación de sulfato férrico. La óptima remoción de color (reducción total) se obtuvo en la gama de dosificación de 50 a 90 ppm, correspondiendo la mejor remoción de hierro y turbiedad a la gama de 60 a 90 ppm. El pH de óptima coagulación fue entre 5.0 y 6.4.

Pruebas 49 a 54, fig 5

Para determinar si mejoraba la coagulación de las aguas se ensayó con una dosis de cloro alta y constante. La gama de dosificación de sulfato de aluminio se ajustó con base en los resultados mostrados en la tabla 5. Los flóculos fueron buenos para la dosis de 30 y 40 ppm obteniéndose muy buena remoción de color, hierro y turbiedad en todas las pruebas, excepto la 49 con dosis de 20 ppm. La gama de pH óptimo fue de 5.7 y 6.7.

Pruebas 55 a 60, fig 6

Con la misma cantidad de cloro se dosificó sulfato férrico en una gama

basada en los resultados que aparecen en la tabla 6. Se apreciaron flóculos diferentes en cada prueba, teniéndose la mejor remoción de color, turbiedad y hierro en las pruebas 57 a 60, con dosis de 50, 60, 70 y 80 ppm. El pH óptimo quedó entre 6.4 y 6.8.

Pruebas 61 a 66, fig 7

Se eligió como dosis inmediata inferior a la óptima, 30 ppm de sulfato de aluminio (tabla 5), preclorándose con altas dosis crecientes a fin de obtener un residuo de cloro. El flóculo fue bueno en todas las pruebas, teniéndose una remoción total del color en cada una de ellas con buena remoción de turbiedad. El hierro se redujo considerablemente en todas las pruebas con dosis de 4 ppm de cloro, excepto en la 61. El residuo de cloro fue aceptable, no menor de 0.4 ppm con un valor máximo de 2 ppm. El pH 6.4 fue constante en todas las pruebas.

Pruebas 67 a 72, fig 8

Se eligió como dosis inmediata inferior a la óptima, 50 ppm de sulfato férrico (tabla 6), preclorándose con dosis altas. El flóculo se calificó como muy bueno, con remoción total del color y una buena remoción de hierro y turbiedad en todas las pruebas. El residuo de cloro tuvo valores semejantes a los de las pruebas 61 a 66. El pH óptimo, 6.4, fue constante en todas las pruebas.

Pruebas 73 a 84, fig 9

Con dosis de 30 ppm de sulfato de aluminio (tabla 5) y variando el pH inicial en las pruebas, entre valores de 3.6 a 12.3, se obtuvieron flóculos que no alcanzaron el calificativo de buenos, considerándose como pobre la formación en las pruebas de la gama más ácida. La mejor remoción de color y hierro se obtuvo en una gama entre 5.5 y 7, teniéndose una regresión a buenos valores de remoción a un pH mayor de 11. A fin de ajustar mejor la curva, se realizaron otras tres pruebas, pero con pH ácido constatándose una regular remoción de color y una buena de hierro a un pH menor de 5.5. Excepto en la prueba 82, en todas las demás se obtuvo una eficiente reducción en la turbiedad. Los pH finales no se desviaron mucho de los iniciales, teniéndose un valor francamente agresivo en la zona de buena coagulación.

Pruebas 85 a 96, fig 10

Con dosis de 50 ppm de sulfato férrico (tabla 6), y variando el pH inicial de 3.9 a 11.1, se obtuvo una escasa creación de flóculos en la zona muy ácida ($\text{pH} < 6$) y una pobre reducción en color, hierro y turbiedad. La zona de mejor remoción se tuvo a un pH entre 7 y 8.5, con un respectivo aumento en los valores de color a pH mayor de 9. La remoción de hierro y turbiedad continuó siendo aceptable en esta última zona. Los pH finales de la gama de buena coagulación son ligeramente ácidos.

Pruebas 97 a 108, fig 11

Dentro de la zona óptima de pH de los resultados de la tabla 9, se eligió el valor aproximado de 6.3 para ajustarlo en estas pruebas, aplicando dosis crecientes de sulfato de aluminio.

La formación de flóculos tuvo, en general, un calificativo entre **fino y regular**, lográndose excelente remoción de hierro en todas las pruebas. El color se removió bastante bien en las pruebas 98 y 99, siendo casi nula la eliminación a la dosis de 10 ppm y, con valores remanentes entre 5 y 10 unidades a dosis mayores de 25 ppm. Excepto las pruebas 97 y 106, con dosis de 10 y 60 ppm, en todas las demás la turbiedad remanente fue mínima. Los pH finales resultaron francamente ácidos.

Pruebas 109 a 120, fig 12

Con base en las pruebas presentadas en la tabla 10, en que la gama de pH de óptima coagulación se encuentra entre 7 y 8.5, se eligió el valor de 7.5 para ajustarlo en estas pruebas con aplicación de sulfato férrico en cantidades crecientes. A dosis menores de 35 ppm no se formaron flóculos, teniéndose una buena remoción de color y hierro a dosis mayores de 40 ppm, resultando curvas asintóticas. La eliminación de turbiedad fue buena a dosis mayores de 35 ppm. Los pH finales en la zona inicial de coagulación aceptable, son ligeramente ácidos.

Pruebas 121 a 126, fig 13

Con una dosificación óptima de sulfato de aluminio a 30 ppm (tabla 5), se aplicaron cantidades crecientes de sílice activada sin mejorar la calificación anteriormente dada a los flóculos, aunque la remoción de hierro fue muy buena, con color rema-

nente de cinco unidades en todas las pruebas, excepto en la 121, que con dosis de 1 ppm de sílice redujo aún más este valor. La turbiedad se eliminó casi totalmente en todas las pruebas, las que se realizaron con el pH natural de las aguas, obteniéndose ligeras desviaciones en los pH finales. La mejor prueba fue la 121 y tuvo un pH final de 6.3.

Pruebas 127 a 132, fig 14

Se ensayó con las mismas cantidades crecientes de sílice activada aplicando sulfato férrico con dosis constante óptima de 50 ppm (tabla 6), con el pH natural de las muestras.

El co-coagulante no mejoró la calidad de los flóculos, aunque la remoción de hierro y color fue excelente en todas las pruebas; y la remoción de turbiedad resultó también muy buena, con valores ligeramente mayores a la unidad en las pruebas 129 y 130. Se obtuvieron pH finales que no variaron mucho del pH inicial de las pruebas.

Pruebas 133 a 138, fig 15

Estas pruebas se efectuaron con el objeto de verificar si existía un ahorro en el coagulante (sulfato de aluminio), utilizando sílice activada a un pH de 6.3. Se aplicó la dosis de sulfato de aluminio de 15 ppm inmediata inferior a la óptima (pruebas 97 a 108) con dosis crecientes de sílice activada, excepto en la prueba 133 en la que no se aplicó el co-coagulante a fin de comparar resultados. En la totalidad de las pruebas, el flóculo resultó fino, pero muy alta la eficiencia en la remoción de color, hierro y turbiedad. Los pH finales fueron aproximadamente iguales al pH inicial.

Pruebas 139 a 144, fig 16

Con el mismo criterio que en el ensaye anterior y con pH igual a 7.5, se dosificó sílice en cantidad creciente excepto en la prueba 139, y sulfato férrico en dosis de 40 ppm, inmediata inferior a la óptima, obtenida en las pruebas 109 a 120 (tabla 12). Los flóculos formados se calificaron de regulares, teniéndose una estupenda remoción de color y hierro en las pruebas 139 y 140, sin sílice y con 0.5 ppm, respectivamente. En las demás pruebas el hierro se eliminó casi totalmente, teniéndose regresión del color a valores entre 5 y 10. La remoción de turbiedad fue buena en todas las pruebas. Los pH finales resultaron ligeramente ácidos.

Pruebas 145 a 150, fig 17

Con la dosis óptima de sulfato de aluminio (tabla 5), se aplicaron cantidades variables del polielectrolito catiónico para determinar sensibilidad del agua a dicho co-coagulante. Se obtuvieron buenos flóculos en todas las pruebas, excepto en la 145, en que no se aplicó el co-coagulante. La remoción de hierro fue buena en todas las pruebas; color aceptable, pero con valores remanentes de 5 unidades, y uno de 10.

La turbiedad se eliminó considerablemente. Las pruebas se efectuaron con el pH natural, no reduciéndose los valores de los pH finales.

Pruebas 151 a 156, fig 18

Con base en los resultados que aparecen en la tabla 6, se aplicó dosis óptima constante de sulfato férrico y dosis creciente del polielectrolito con pH natural, los flóculos resultantes fueron en su mayoría muy buenos excepto en la prueba 151, en donde no se dosificó el co-coagulante. La eliminación de hierro resultó excelente, pero no en la prueba 156 con dosis de 5 ppm de co-coagulante. El color remanente fue de 5 unidades con un valor de 10 en la prueba 156. La eficiencia en la remoción de turbiedad resultó buena en general, y los pH finales, 6.5, ligeramente ácidos y constantes.

Pruebas 157 a 162, fig 19

A partir de los resultados de las pruebas 145 a 150, se eligió 1 ppm como dosis óptima del polielectrolito, aplicándose sulfato de aluminio en cantidades crecientes a pH natural. A dosis menores de 25 ppm no se crearon flóculos, calificándose de regulares los de las muestras 160 a 162, con remoción buena en color, hierro y turbiedad. Los pH finales fueron aproximadamente iguales al pH de inicio de las pruebas, excepto el de la prueba 160 que, con un valor final de 7.8, supone algún error de manipulación.

Pruebas 163 a 168, fig 20

Usando el criterio anterior, se aplicaron dosis crecientes de sulfato férrico con 1 ppm del polielectrolito. El flóculo fue nulo en las pruebas 163 y 164, y fino en la 165; teniéndose buena remoción de color en las pruebas 167 y 168 que resultaron con buenos flóculos, aunque el hierro y la turbiedad se removieron en las pruebas 166 y 168. Los pH finales fueron ligeramente ácidos.

Pruebas 169 a 174, fig 21

Con base en las pruebas 61 a 66, se aplicó cloro y sulfato de aluminio en dosis de 5 a 30 ppm, respectivamente, con circulación variable de lodos en la etapa de floculación, notándose una mejoría en la formación de flóculos, calificándolos de buenos. La remoción de color fue excelente ya que se redujo totalmente en cada una de las pruebas; la remoción de hierro y turbiedad resultaron óptimas. La característica primordial en estas pruebas fue la rápida sedimentación de flóculos, considerándose que a los diez minutos ya se habían removido todos los precipitantes. El residuo de cloro es aceptable en estos procesos, teniéndose pH finales neutros en todos los casos.

Pruebas 175 a 180, fig 22

Con el mismo criterio anterior se aplicaron cloro y sulfato férrico en dosis de 5 y 50 ppm, respectivamente, con recirculación de lodos. La formación de flóculos fue estupenda con una magnífica remoción de color, así como también de hierro y turbiedad. La sedimentación fue muy rápida, el residuo de cloro aceptable, y los pH finales ligeramente ácidos.

3.6 Interpretación de resultados

Según las pruebas 1 a 24 (tablas 3 y 4), es obvio que el sulfato férrico no origina el ion hierro presente en el agua, requiriendo para su precipitación un pH cercano al punto isoeléctrico de los coloides de color.

La zona de buena coagulación con sulfato de aluminio fue más baja que la correspondiente al sulfato férrico, obteniéndose mejores flóculos con sal de hierro.

Con iguales dosis de ambos coagulantes, la precipitación de coloides y el ion hierro resultó mejor con sulfato de aluminio.

La coagulación electrocinética en las pruebas 25 a 36 (tabla 5) se efectuó por acción hidrolítica y permutación con una zona de regresión de color entre 4.5 y 5.6 pH, removiéndose nuevamente a un pH ácido de 4.3 con dosis francamente antieconómicas. El pH de óptima coagulación indicó que el proceso en esa zona se llevó a cabo por acción hidrolítica, requiriendo el agua tratada de estabilización química.

La coagulación electrocinética en las pruebas 37 a 48 (tabla 6), se

efectuó también por acción hidrolítica y permutación con una eficiencia alta en ambos casos. El pH de óptima coagulación señaló que el proceso en esa zona tuvo lugar por acción hidrolítica, requiriendo el agua tratada de estabilización química.

Las variaciones del pH para dosis continuas de coagulación no mejoran los resultados mostrados en las tablas 5 y 6, comprobándose que los efectos óptimos se tienen por acción hidrolítica (tablas 9 y 10). En estos casos también se requiere que las aguas se estabilicen.

Los ajustes de pH para dosis variables no mejoran los resultados anteriores, indicando que la coagulación con sulfato de aluminio no puede hacerse con cantidades menores de 15 ppm, y que con sulfato férrico se requiere por lo menos 40 ppm con ajustes de pH de 6.3 y 7.5, respectivamente, lo que haría necesario en cada caso recarbonatar las aguas y alcalinizarlas con cal hidratada. Las acciones hidrolítica y de permutación tienen lugar a altas dosis de sulfato de aluminio mientras que a dosis altas de sulfato férrico, el proceso sólo se lleva por acción hidrolítica (tablas 11 y 12).

La precloración mejoró considerablemente el proceso de coagulación para las dosis de productos considerados como óptimos, 30 ppm para sulfato de aluminio y 50 ppm para sulfato férrico. Debe tomarse en cuenta la conveniencia de preclorar el agua cruda (tabla 8).

La dosificación de sílice activada no mejoró los resultados obtenidos con coagulantes solamente, indicando los pH finales que con los dos tipos de coagulantes la acción hidrolítica fue predominante.

La dosificación del polielectrolito catiónico no mejoró la coagulación encontrándose efecto hidrolítico en la coagulación de todas las muestras. A dosis óptima del polielectrolito no es factible dosificar menos de 25 ppm de sulfato de aluminio y menos de 40 ppm de sulfato férrico.

La recirculación de lodos mejoró el proceso de neutralización y precipitación de coloides y hierro, resultando una rápida sedimentación que mejora la eficiencia del proceso de filtración. En estas pruebas el residuo de cloro indicó una buena coagulación.

3.7 Conclusión

Aun con la limitación de pruebas, se considera que los resultados son lo bastante ilustrativos para establecer que el proceso de coagulación debe llevarse a cabo

con el pH natural de las aguas crudas, y que la eficiencia del proceso mejora por precloración, adición de co-coagulantes y/o recirculación de lodos. Las etapas complementarias se definirán al realizar una valoración de agresividad de las aguas tratadas en las muestras con mejores resultados (cap. 4).

4. VALORACION DE LA AGRESIVIDAD DE LAS AGUAS TRATADAS

Se hizo un estudio de la agresividad de aguas con mejores respuestas de coagulación, aceptando que el pH más conveniente para el proceso fue el del agua natural.

Las pruebas que se llevaron a cabo se presentan en la tabla 18. El estudio se realizó con base en las ecuaciones del ingeniero Mach⁸ para aguas en contacto con carbonato de calcio y cal hidratada. En ambos casos se aplicó la ec 1 de Langelier, introduciendo los valores de $[Ca^{++}]$ y $[HCO_3^-]$ calculados con las ecs de Mach. Los resultados obtenidos con Langelier son semejantes a los calculados con Mach.

En la tabla 18 se presenta el análisis químico necesario para aplicar las ecuaciones.

Las concentraciones iónicas de cada muestra se calcularon con $\mu = 0.5 \sum_1^i c_i z_i^2$, pudiéndose utilizar el nomograma de la fig 26.

Los demás conceptos se calcularon con las siguientes ecuaciones.

$$S = \frac{\sqrt{\mu}}{1 + \sqrt{\mu}} ; \quad [H_2CO_3] = \frac{[H^+][HCO_3^-]}{K'_1}$$

donde $K'_1 = 3.9 \times 10^{-7}$, para 17°C

$y = \frac{1}{2} [HCO_3^-] + [H_2CO_3]$; constante invariable en las aguas en contacto con $CaCO_3$.

$y = [HCO_3^-] + [H_2CO_3]$; constante invariable en las aguas en contacto con $Ca(OH)_2$; $[CO_3^{=}]$ es despreciable.

$$A = 3 [cat^{++}] + [cat^+] + [aniones^=]$$

$$D = 4 [aniones^=] - \frac{1}{2} [cat^+] + \frac{3}{2} [anión^-]$$

$$Y = \frac{1}{3} (\mu - D) + \frac{4 K'_2}{27 K'_1 K'_s} (\mu - A) (\mu - D)^2$$

donde

$$K'_2 = 3.85 \times 10^{-11}, \text{ para } 17^\circ\text{C}$$

$$K'_s = 5.03 \times 10^{-9}, \text{ para } 17^\circ\text{C}$$

El cálculo de Y se efectúa por aproximaciones dando valores a μ .

Y debe ser igual a y. La concentración iónica que haga que $Y = y$, indica el equilibrio del agua agresiva con CaCO_3 o con Ca(OH)_2 .

Cálculo de pH_s

$$\text{Mach: } \text{pH}_s = \log \frac{K'_s}{K'_2} - \log (\mu_e - A) - \log (\mu_e - D) + 2.5 \text{ Se}$$

$$\text{Langelier: } \text{pH}_s = \log \frac{K'_s}{K'_2} - \log [\text{Ca}^{++}]_e - \log [\text{HCO}_3^-]_e + 2.5 \text{ Se}$$

donde μ , y , A , D , Y , $[\text{H}_2\text{CO}_3]$, $[\text{HCO}_3^-]$ y $[\text{Ca}^{++}]$, se expresan en 10^{-3} mol/lit.

5. SELECCION Y COSTO DEL PROCESO MAS ADECUADO DE TRATAMIENTO

Considerándose que en la práctica la estabilización química de aguas clarificadas se lleve a cabo por medio de cal hidratada, que es un producto económico y fácil de dosificar, el equilibrio de aguas con CaCO_3 se incluye con fines ilustrativos.

Con base en lo anterior, se analizaron los resultados de los pH_s que requerían las ocho muestras para estar en equilibrio químico, eligiéndose la prueba 172 que tiene el menor índice de saturación en valor absoluto, lo que implica menos consumo de cal hidratada. Con esta prueba se elige el proceso más viable de coagulación, teniéndose un ahorro en la inversión inicial y de operación que requeriría una planta con dosificación de co-coagulantes.

La aplicación de lodos en el paso de floculación en la época de estiaje a principio de lluvias quedaría sujeta a los resultados de pruebas de laboratorio con muestras de agua de esos periodos.

5.1 Estabilización química del agua

Agua tratada según la prueba 172 en contacto con Ca(OH)_2 :

$$\begin{aligned} \text{pH}_s &= 8.464 \\ \mu_e &= 3.06 \times 10^{-3} \text{ mol/lit} \\ A &= 1.41 \times 10^{-3} \text{ mol/lit} \\ D &= 1.00 \times 10^{-3} \text{ mol/lit} \end{aligned}$$

Calcio total al alcanzar el equilibrio:

$$[\text{Ca}^{++}]_e = \frac{1}{3} (\mu_e - A) = \frac{1}{3} (3.06 - 1.41) \times 10^{-3} = 0.55 \times 10^{-3} \text{ mol/lit}$$

Calcio en agua agresiva:

$$0.14 \times 10^{-3} \text{ mol/lit}$$

Calcio necesario para alcanzar el equilibrio:

$$0.41 \times 10^{-3} \text{ mol/lit}$$

Bicarbonatos totales al alcanzar el equilibrio:

$$[\text{HCO}_3^-]_e = \frac{2}{3} (\mu_e - D) = \frac{2}{3} (3.06 - 1.00) \times 10^{-3} = 1.372 \times 10^{-3} \text{ mol/lit}$$

Bicarbonato en agua agresiva:

$$0.56 \times 10^{-3} \text{ mol/lit}$$

Bicarbonato necesario para alcanzar el equilibrio:

$$0.812 \times 10^{-3} \text{ mol/lit}$$

Comprobación:

$$\mu_e = \frac{1}{2} \sum c_i z_i^2 = \frac{1}{2} (2.20 + 0.88 + 0.523 + 1.372 + 0.916 + 0.225) \times 10^{-3}$$

$$\mu_e = 3.058 \times 10^{-3} \text{ mol/lit}$$

Cantidad de cal hidratada necesaria para alcanzar el equilibrio químico:

$$0.41 \text{ m mol/lit} \times 2 \text{ meq} \times 37 = 30.4 \text{ mg/lit} \doteq 30 \text{ ppm}$$

5.2 Estabilización del agua tratada en laboratorio

Se determinó la cantidad de cal que debe agregarse a la muestra de la prueba 172 a fin de obtener el equilibrio químico entre las concentraciones Ca^{++} , H^+ , CO_2 , HCO_2^- y $\text{CO}_3^{=}$.

Con base en el cálculo teórico, que indica una cantidad de cal hidratada de 30 ppm, para alcanzar el pH de 8.5 aproximadamente, se efectuaron varios ensayos con volúmenes de muestra de 250 ml, agregando cantidades crecientes de cal hidratada a cada uno. Enseguida se determinó el pH y la alcalinidad total. Después se agregaron 5 gr de CaCO_3 (QP)* agitando intermitentemente durante 24 h, al cabo de las cuales se filtró y determinó el pH y la alcalinidad total. En la tabla 22 se indican los resultados obtenidos, y en la fig 29 la dosis de cal que estabiliza químicamente el agua tratada.

Los resultados son

$$\text{Ca(OH)}_2 \text{ necesaria} = 35 \text{ ppm}$$

$$\text{pH}_s = 8.9$$

La diferencia entre el pH calculado y el pH de ensaye revela la conveniencia de continuar los ensayos para calificar la eficacia del procedimiento teórico al compararlo con los resultados de laboratorio. Los ensayos de laboratorio deberán hacerse en el mayor número posible a fin de tener suficientes datos para fijar el error máximo permisible en estas determinaciones.

Desde el punto de vista práctico, las diferencias en los valores encontrados por cálculo y por ensaye en laboratorio se juzgan aceptables.

5.3 Costos de tratamiento

Resumen de costos de productos químicos para la potabilización de las aguas de la presa El Jihuite.

* Químicamente puro.

Producto	Dosis, en gr/m ³	Precio unitario, en \$/kg	Costo, en \$/m ³
Cloro (precloración)	5	4.00	0.02
Sulfato de aluminio	30	1.10	0.033
Cal hidratada	30	0.20	0.006
Hexametáfosfato de sodio	1	5.50	0.006
Cloro (postcloración)	1	4.00	0.004
T O T A L			0.069

Por lo tanto, el costo por consumo de productos químicos para la coagulación, estabilización y desinfección es: \$0.07/m³

6. CONCLUSIONES

Las pruebas de coagulación proporcionan datos suficientes para establecer racionalmente el proceso de tratamiento de aguas y el diseño de las unidades involucradas.

Con las pruebas de coagulación se puede determinar cuál acción del coagulante (permutación o hidrolítica) es predominante y de mejores efectos para fijar el orden de adición de productos químicos.

Tanto el sulfato de aluminio como el sulfato férrico, coagulantes seleccionados para el presente estudio, probaron su eficacia en la coagulación comprobándose una vez más el porqué de su amplia difusión en este campo, sin dejar de reconocer que siempre será conveniente ensayar con otros productos.

Este tipo de estudios debe complementarse con otros de electroforesis o de titulación coloidal a fin de determinar las dosis óptimas de coagulante en función de la alcalinidad y la carga coloidal de las partículas.

El estudio de coagulación resulta básico para la investigación del proceso de floculación y sedimentación en unidades con diseños específicos.

El método teórico del ingeniero Mach para determinar la agresividad del CO₂ en las aguas clarificadas, se podrá comparar con pruebas de laboratorio, siempre que estas se efectúen en gran número, a fin de determinar parámetros que indiquen desviaciones o errores máximos.

7. RECOMENDACIONES PARA EL PROYECTO

Las características primordiales del agua de la presa El Jihuite, color y hierro, determinaron un proceso de coagulación con sulfato de aluminio, cloración previa y recirculación de lodos sedimentados al paso de floculación, debiendo realizarse el proceso con un pH entre 6.3 y 7, aproximadamente. Como complemento al proceso principal es necesario estabilizar las aguas con cal hidratada después del paso de sedimentación.

Tratándose de aguas superficiales en que sus concentraciones de materia suspendida coloidal fluctúa de acuerdo con la época del año, este tratamiento tiene la ventaja de llevarse por medio de unidades convencionales, en el que cada proceso unitario se realiza en unidades independientes capaces de manejar las aguas con variantes en las concentraciones de los índices principales. En particular, esto cobra importancia al necesitarse una etapa de estabilización que debe establecerse posteriormente a la de clarificación.

De acuerdo con los pasos establecidos en las pruebas de coagulación se presentan las siguientes recomendaciones para elaborar un proyecto de planta potabilizadora:

- a) La precloración deberá realizarse antes de la etapa de mezcla rápida, a fin de permitir un tiempo de contacto entre el cloro y el agua por lo menos de 3 min
- b) Conviene hacer la dosificación de sulfato de aluminio por medición en seco y aplicación en solución. La concentración recomendada es de 10 por ciento
- c) La mezcla rápida deberá realizarse en forma casi instantánea en un tanque con un volumen en el que el tiempo de retención no exceda de 30 seg
- d) La floculación, coagulación ortocinética de los micelios formados en la coagulación electrocinética, requiere de un cuidadoso diseño ya que este paso puede considerarse como clave para la eficiencia total de la planta.

En las pruebas se hizo la mezcla lenta por medio de un agitador mecánico de eje vertical con una paleta de 7.6 x 2.54 cm de sección, utilizando recipientes de 133 cm² de sección, aproximadamente, con un volumen de muestra de 1 000 cm³.

Velocidad lineal de la paleta. Se calcula con la ecuación:

$$v_p = \frac{2 \pi r N}{60}$$

donde

$$\begin{aligned} N &= 20 \text{ rpm} \\ r &= 3.8 \text{ cm (radio de la paleta)} \\ v_p &= 0.105 \times 0.038 \text{ m} \times 20 = 0.76 \text{ m/seg} \end{aligned}$$

Velocidad relativa entre la paleta y el agua

$$v_r = 0.75 \times v_p = 0.057 \text{ m/seg}$$

Gradiente de velocidad

$$G = \left(\frac{C_D A v^3}{2 \nu V} \right)^{1/2}$$

donde

$$\begin{aligned} A &\text{ área de la paleta} = 19.3 \text{ cm}^2 \\ C_D &\text{ coeficiente de arrastre} = 1.8 \text{ para paletas planas} \\ v &\text{ velocidad relativa} = 5.7 \text{ cm/seg} \\ V &\text{ volumen de recipiente} = 1\,000 \text{ cm}^3 \\ \nu &\text{ viscosidad cinemática} = 1.092 \times 10^{-2} \text{ cm}^2/\text{seg a } 17^\circ\text{C} \end{aligned}$$

$$G = \left(\frac{1.8 \times 19.3 (5.7)^3}{2 \times 1.092 \times 10^{-2} \times 10^3} \right)^{1/2} = 17 \text{ seg}^{-1}$$

Este valor del gradiente de velocidad se toma como base para ajustar el mecanismo de floculación a escala industrial, con miras a variar al gradiente entre un valor óptimo de 30 a 60 seg^{-1} a otro valor entre 10 y 20 seg^{-1} al final del periodo de floculación, de acuerdo con la sección del tanque y área de las paletas.

La etapa de sedimentación fue exitosa en todas aquellas pruebas en que se formaron flóculos, teniéndose un tiempo máximo de 30 min para una sedimentación óptima.

A escala industrial se recomienda un tiempo no menor de 90 min debido a las condiciones especiales que guardan estas unidades en cuanto a forma, corrientes de corta trayectoria, corrientes de convección, dispositivos de entrada y salida, etc. La sedimentación se realizó en el laboratorio en condiciones más o menos ideales.

En la recirculación de lodos se recomienda aprovechar la extracción de los mismos por presión hidrostática para derivar el 0.6 por ciento aproximadamente del gasto, aplicándolos por medio de un eyector hidráulico en el inicio del proceso de floculación. El control del volumen de lodos por recircular se puede efectuar por medio de un rotámetro de paso directo.

La estabilización con cal hidratada debe realizarse después de la sedimentación, a fin de permitir que la coagulación se lleve a un pH ligeramente ácido, sin requerirse alcalinidad natural para la acción hidrolítica del coagulante.

Se sugiere un tiempo de contacto del agua con la cal aproximadamente de 30 min antes de pasar a los filtros. Como protección adicional se deberá aplicar hexametáfosfato de sodio, 1 ppm como máximo, antes de los filtros.

Tratándose de agua superficial que pueda llegar a tener una fuerte variación en sus índices del grupo Coli, se recomienda un diseño para filtros que proporcione una alta eficiencia bacteriológica.

Aunque en los resultados de laboratorio se detectó cloro residual posteriormente al paso de sedimentación, se recomienda posclorar el agua a fin de evitar una posible contaminación a la salida de la planta.

8. REFERENCIAS

1. L. G. Rich, *Unit Process of Sanitary Engineering*, John Wiley & Sons, Inc., Nueva York (1963)
2. A. P. Black y D. G. Willems, *Electrophoretic Studies of Coagulation for Removal of Organic Color*, JAWWA, Vol 53, No 5 (1961)
3. R. F. Christman, *Report of Research Committee on Color Problems*, JAWWA, Vol 59, No 8 (1967)
4. A. P. Black, *Stoichiometry of the Coagulation of Color Causing Organic Compounds with Ferric Sulfate*, JAWWA, Vol 55, No 10 (1963)
5. A. P. Black y S. A. Hannah, *Electrophoretic Studies of Turbidity Removal by Coagulation with Aluminium Sulfate*, JAWWA, Vol 53, No 4 (1961)
6. W. F. Langelier y H. F. Ludwig, *Mechanism of Flocculation in the Clarification of Turbid Waters*, JAWWA, Vol 41, No 2 (1949)
7. H. S. Harris, W. L. Kaufman, y R. B. Krone, *Orthokinetic Flocculation in Water Purification*, Journal of the Sanitary Engineering Division, Procs., ASCE, Vol 92, No SA-6 (1966)
8. M. Mach, *Agresividad del CO_2 en el agua*, Seminario del Curso de Posgrado en Ingeniería Sanitaria, UNAM (1967)

9. BIBLIOGRAFIA

Métodos estándar para el examen de aguas y aguas de desecho, APHA, AWWA, WPCF, 11a ed (1963)

Water Quality and Treatment, AWWA

J. R. Baylis, *Use of Acid-Treated Sodium Silicate in Coagulation*, JAWWA, Vol 55, No 12 (1963)

E. L. Bean, *Zeta Potential Measurement in the Control of Coagulation Chemical Dosage*, JAWWA, Vol 56, No 2 (1964)

A. P. Black y A. L. Smith, *Determination of Mobility of Colloid Particles by Microelectrophoresis*, **JAWWA**, Vol 54, No 8 (1962)

E. Borchardt, *Notas sobre coagulación de las aguas*, **División de Estudios Superiores, UNAM** (1962)

G. M. Fair y J. C. Geyer, *Water Supply and Waste-Water Disposal*, **John Wiley & Sons, Inc.**, 3a ed, Nueva York

C. P. Hoover, *Water Supply and Treatment*, **National Lime Association**, 8a ed

K. C. Mueller, *Effects of Polyelectrolyte Coagulant Aids on Removal of Missouri River Turbidity with Ferric Sulfate*, **JAWWA**, Vol 56, No 3 (1964)

L. G. Rich, *Unit Operation of Sanitary Engineering*, **John Wiley & Sons, Inc.**, Nueva York (1961)

T. M. Riddick, *Zeta Potential and its Application to Difficult Waters*, **JAWWA**, Vol 53, No 8 (1961)

C. N. Sawyer, *Chemistry of Sanitary Engineers*, Series in Sanitary Engineering and Science, **McGraw-Hill Book, Co.**, Nueva York (1960)

W. Stumm y J. J. Morgan, *Chemical Aspects of Coagulation*, **JAWWA**, Vol 54, No 8 (1962)

Water Supply Papers 1535-C y 1535-D, **US Geological Survey**

**TABLA 1. ANALISIS FISICOQUIMICO PROMEDIO DE MUESTRAS
TOMADAS ENTRE SEPTIEMBRE Y NOVIEMBRE DE 1967**

Turbiedad	90	unidades
Color	450	unidades
pH	7.1	
Sólidos totales	274	ppm
Ca ⁺⁺	7.2	ppm
Mg ⁺⁺	5.8	ppm
HCO ₃	49	ppm
SO ₄ ⁼	12	ppm
Cl	8	ppm
Fe ⁺⁺	2.4	ppm
Alcalinidad total como CaCO ₃	40	ppm
Dureza total como CaCO ₃	42	ppm
Nitrógeno amoniacal como N	2	ppm
DBO ₅ días, 20°C	0.8	ppm
Conductancia específica	130	μΩ/cm

TABLA 2. AJUSTE DE LA CURVA DE CALIBRACION PARA LA DETERMINACION DE HIERRO

No. de muestra	Absorbancia lectura	Concentración de Fe, en ppm
1	52.50	0.1
2	54.00	0.2
3	78.00	0.3
4	96.50	0.4
5	116.00	0.5
6	134.50	0.6
7	164.00	0.7
8	160.00	0.8
9	169.00	0.9
10	200.00	1.0

$$m = - \frac{\sum Y_o (\bar{X} - X)}{\sum (\bar{X} - X)^2}$$

$$\bar{Y}_o - Y = m (\bar{X} - X)$$

$$\bar{X} = 0.55$$

$$\bar{Y}_o = 122.45$$

$\bar{X} - X$	$(\bar{X} - X)^2$	Y_o	$Y_o (\bar{X} - X)$	Y
+ 0.45	0.2025	52.50	+ 23.60	46.75
+ 0.35	0.1225	54.00	+ 18.90	63.55
+ 0.25	0.0625	78.00	+ 19.50	80.35
+ 0.15	0.0225	96.50	+ 14.50	97.15
+ 0.05	0.0025	116.00	+ 5.80	113.95
- 0.05	0.0025	134.50	- 6.73	130.75
- 0.15	0.0225	164.00	- 24.60	147.55
- 0.25	0.0625	160.00	- 40.00	164.35
- 0.35	0.1225	169.00	- 59.20	181.15
- 0.45	0.2025	200.00	- 90.00	197.95
Sumas	0.8250		-138.23	

**TABLA 3. SENSIBILIDAD DEL AGUA A DOSIS VARIABLE DE CAL HIDRATADA.
pH NATURAL**

Prueba	Dosis	Flóculo	T	C	Fe	AF/AM	DT/DCa	pH
1	10	0	—	—	—	—	—	—
2	20	0	—	—	—	—	—	—
3	30	0	—	—	—	—	—	—
4	40	0	—	—	—	—	—	—
5	50	0	—	—	—	—	—	—
6	60	0	—	—	—	—	—	—
7	70	0	—	—	—	—	—	—
8	80	f	—	—	—	—	—	—
9	90	f	—	—	—	—	—	—
10	100	r	8	70	—	—	—	10.7
11	110	r	7	50	—	—	—	10.9
12	120	r	7	60	—	—	—	10.9

**TABLA 4. SENSIBILIDAD DEL AGUA A DOSIS VARIABLE DE CAL HIDRATADA,
INCREMENTANDO LOS TIEMPOS DE MEZCLA, FLOCULACION Y SEDI-
MENTACION. pH NATURAL**

Prueba	Dosis	Flóculo	T	C	Fe	AF/AM	DT/DCa	pH
13	10	0	—	—	—	—	—	—
14	20	0	—	—	—	—	—	—
15	30	0	—	—	—	—	—	—
16	40	0	—	—	—	—	—	—
17	50	0	—	—	—	—	—	—
18	60	0	—	—	—	—	—	—
19	70	0	—	—	—	—	—	—
20	80	0	—	—	—	—	—	—
21	90	f	8.5	100	0.6	32/72	96/48	8.75
22	100	f	1.9	30	0.05	56/44	116/96	9.00
23	110	f	5.3	70	0.05	52/68	116/80	9.00
24	120	f	1.9	30	0.10	52/52	92/80	9.10

TABLA 5. SENSIBILIDAD DEL AGUA A DOSIS VARIABLE DE SULFATO DE ALUMINIO. pH NATURAL

Prueba	Dosis	Flóculo	T	C	Fe	AF/AM	DT/DCa	pH
25	10	0	—	—	—	—	—	—
26	20	f	2.3	20	<0.05	0/24	38/16	6.9
27	30	r	0.5	5	<0.05	0/20	38/14	6.9
28	40	b	1.5	5	<0.05	0/16	36/12	6.8
29	50	b	4.5	20	0.16	0/10	38/12	5.6
30	60	b	5.0	20	<0.05	0/16	36/14	4.9
31	70	b	4.6	20	<0.05	0/2	36/16	4.5
32	80	b	3.2	20	<0.05	0/2	38/16	4.5
33	90	b	3.4	20	<0.05	0/0	36/14	4.3
34	100	b	3.2	15	<0.05	0/0	36/14	4.3
35	110	b	1.9	15	<0.05	0/0	34/14	4.3
36	120	b	1.2	10	<0.05	0/0	36/12	4.3

TABLA 6. SENSIBILIDAD DEL AGUA A DOSIS VARIABLE DE SULFATO FERRICO. pH NATURAL

Prueba	Dosis	Flóculo	T	C	Fe	AF/AM	DT/DCa	pH
37	10	0	—	—	—	—	—	—
38	20	0	—	—	—	—	—	—
39	30	0	—	—	—	—	—	—
40	40	0	—	—	—	—	—	—
41	50	b	0.80	0	0.21	0/20	34/20	7.0
42	60	b	0.30	0	<0.05	0/14	34/16	6.6
43	70	b	0.25	0	<0.05	0/8	36/16	5.5
44	80	mb	0.25	0	<0.05	0/2	36/16	4.5
45	90	mb	0.25	0	<0.05	0/0	38/16	4.1
46	100	mb	0.25	<5	0.12	0/0	36/14	4.0
47	110	mb	0.20	<5	<0.05	0/0	36/16	3.8
48	120	mb	0.15	<5	0.38	0/0	36/16	3.8

TABLA 7. PRECLORACION CON DOSIS CONSTANTE Y COAGULACION CON DOSIS VARIABLE DE SULFATO DE ALUMINIO Y SULFATO FERRICO. pH NATURAL

Prueba	Dosificación			Flóculo	T	C	Fe	AF/AM	DT/DCa	pH
	Cloro	Sulfato de aluminio	Sulfato férrico							
49	7	20	—	r	2.45	15	0.13	0/16	34/20	7.1
50	7	30	—	b	0.80	< 5	<0.05	0/12	36/22	6.7
51	7	40	—	b	0.50	< 5	<0.05	0/8	38/22	6.3
52	7	50	—	r	0.50	< 5	<0.05	0/4	38/24	5.2
53	7	60	—	r	0.50	< 5	<0.05	0/4	36/24	4.8
54	7	70	—	r	0.80	< 5	<0.05	0/2	36/22	4.6
55	7	—	30	0	50	480	1.42	—	—	7.0
56	7	—	40	f	16	120	0.80	—	—	6.8
57	7	—	50	b	0.85	< 5	<0.05	0/12	36/24	6.5
58	7	—	60	mb	0.35	0	<0.05	0/8	38/24	6.2
59	7	—	70	b	0.45	0	<0.05	0/4	36/22	5.8
60	7	—	80	r	0.50	0	<0.05	0/2	38/24	4.2

TABLA 8. PRECLORACION CON DOSIS VARIABLE Y COAGULACION CON DOSIS CONSTANTE DE SULFATO DE ALUMINIO Y SULFATO FERRICO. pH NATURAL

Prueba	Dosificación			Flóculo	T	C	Fe	AF/AM	DT/DCa	pH	CR
	Cloro	Sulfato de aluminio	Sulfato férrico								
61	4	30	—	b	0.38	0	0.13	0/16	36/22	6.4	0.4
62	5	30	—	b	0.31	0	<0.05	0/16	36/20	6.4	0.6
63	6	30	—	b	0.31	0	0.05	0/14	38/22	6.4	0.8
64	7	30	—	b	0.18	0	0.05	0/14	38/24	6.3	0.8
65	8	30	—	b	0.27	0	<0.05	0/14	40/22	6.3	1.0
66	9	30	—	b	0.27	0	<0.05	0/14	40/24	6.4	2.0
67	4	—	50	mb	0.41	0	0.05	0/16	36/20	6.6	0.5
68	5	—	50	mb	0.35	0	<0.05	0/16	36/22	6.4	0.7
69	6	—	50	mb	0.31	0	<0.05	0/16	38/22	6.4	0.9
70	7	—	50	mb	0.20	0	<0.05	0/16	40/22	6.4	0.7
71	8	—	50	mb	0.39	0	<0.05	0/16	40/24	6.4	2.0
72	9	—	50	mb	0.27	0	<0.05	0/14	40/22	6.5	2.0

TABLA 9. DOSIFICACION CONSTANTE DE SULFATO DE ALUMINIO CON pH VARIABLE

Prueba	pH _i	Dosis	Flóculo	T	C	Fe	AF/AM	DT/DCa	pH _f
73	3.6	30	mf	0.34	10	<0.05	0/0	30/12	3.6
74	4.0	30	mf	0.27	5	<0.05	0/0	34/14	4.0
75	4.6	30	mf	0.23	5	<0.05	0/2	38/16	4.5
76	5.1	30	f	0.23	5	<0.05	0/2	38/16	4.6
77	5.5	30	f	0.23	5	<0.05	0/2	40/14	4.6
78	6.0	30	f	0.23	< 5	<0.05	0/2	40/16	4.8
79	6.5	30	f	0.09	< 5	<0.05	0/4	36/16	5.0
80	8.0	30	r	0.20	5	0.13	0/16	40/22	6.9
81	9.5	30	0	0.31	15	0.43	38/32	44/24	7.4
82	10.0	30	0	4.70	20	0.67	44/36	44/22	7.3
83	11.3	30	r	0.23	< 5	<0.05	52/20	80/68	11.0
84	12.3	30	r	0.43	5	<0.05	232/28	240/240	12.0

TABLA 10. DOSIFICACION CONSTANTE DE SULFATO FERRICO CON pH VARIABLE

Prueba	pH _i	Dosis	Flóculo	T	C	Fe	AF/AM	DT/DCa	pH _f
85	3.9	50	f	3.50	50	1.64	—	—	3.5
86	4.3	50	f	4.70	50	1.28	—	—	3.5
87	4.8	50	f	2.70	30	1.28	—	—	3.5
88	5.1	50	f	3.30	20	1.26	—	—	3.5
89	5.6	50	r	0.20	10	0.78	—	—	3.6
90	6.0	50	r	0.56	5	0.11	0/6	32/12	4.8
91	6.4	50	b	0.42	5	0.14	0/4	34/12	4.6
92	7.3	50	b	0.20	< 5	<0.05	0/16	40/16	6.9
93	8.5	50	r	0.38	5	<0.05	0/16	42/16	6.9
94	9.4	50	mf	1.80	20	0.18	34/30	46/24	7.1
95	10.3	50	r	0.65	10	<0.05	46/38	85/68	9.7
96	11.1	50	b	0.25	5	<0.05	52.23	92/73	10.6

**TABLA 11. DOSIFICACION VARIABLE DE SULFATO DE ALUMINIO CON
pH CONSTANTE = 6.3**

Prueba	Dosis	Flóculo	T	C	Fe	AF/AM	DT/DCa	pH _f
97	10	0	12	120	0.48	0/10	30/10	6.0
98	15	f	0.47	< 5	<0.05	0/6	32/12	5.4
99	20	f	0.27	< 5	<0.05	0/4	34/16	4.8
100	25	f	0.31	5	<0.05	0/4	34/16	4.8
101	30	f	0.43	5	<0.05	0/4	36/16	4.7
102	35	f	0.52	5	<0.05	0/4	36/14	4.7
103	40	r	0.47	5	<0.05	0/2	36/16	4.6
104	45	r	0.65	5	<0.05	0/2	34/14	4.6
105	50	r	0.47	5	<0.05	0/2	34/14	4.6
106	60	r	6.40	10	<0.05	0/4	34/12	4.8
107	70	r	0.56	5	<0.05	0/2	36/16	4.5
108	80	r	0.31	5	0.62	0/2	36/14	4.5

**TABLA 12. DOSIFICACION VARIABLE DE SULFATO FERRICO, CON
pH CONSTANTE = 7.5**

Prueba	Dosis	Flóculo	T	C	Fe	AF/AM	DT/DCa	pH _f
109	10	0	26	350	1.15	—	—	7.3
110	20	0	29	325	0.97	—	—	7.1
111	30	0	6	90	0.61	—	—	7.0
112	35	r	2.80	20	0.16	—	—	6.9
113	40	r	1.10	5	<0.05	0/22	38/18	6.8
114	45	r	0.60	< 5	<0.05	0/18	36/16	6.7
115	50	b	0.60	5	<0.05	0/14	38/16	6.5
116	55	b	0.23	5	<0.05	0/12	36/14	6.3
117	60	b	0.39	< 5	<0.05	0/12	36/16	6.3
118	70	r	0.52	< 5	<0.05	0/12	38/18	6.1
119	80	r	0.40	< 5	<0.05	0/8	38/18	5.6
120	90	r	0.47	< 5	<0.05	0/4	36/16	4.8

TABLA 13. APLICACION DE CO-COAGULANTES. SENSIBILIDAD DEL AGUA A DOSIS VARIABLE DE SILICE ACTIVADA, COAGULACION CON DOSIS CONSTANTE DE SULFATO DE ALUMINIO Y SULFATO FERRICO. pH NATURAL

Prueba	Dosificación			Flóculo	T	C	Fe	AF/AM	DT/DCa	pH
	Sílice activada	Sulfato de aluminio	Sulfato férrico							
121	1	30	—	r	0.34	<5	<0.05	0/14	34/12	6.3
122	2	30	—	r	0.27	5	<0.05	0/16	36/14	6.6
123	3	30	—	r	0.32	5	<0.05	0/16	36/12	6.7
124	4	30	—	r	0.16	5	<0.05	0/20	35/16	6.8
125	5	30	—	r	0.51	5	0.05	0/24	38/16	6.9
126	6	30	—	r	0.55	5	0.05	0/24	38/14	7.0
127	1	—	50	r	0.78	<5	<0.05	0/24	36/16	7.0
128	2	—	50	r	0.65	<5	<0.05	0/20	36/16	6.8
129	3	—	50	r	1.24	<5	<0.05	0/20	34/12	6.8
130	4	—	50	r	1.10	<5	<0.05	0/24	38/16	7.0
131	5	—	50	r	0.60	<5	<0.05	0/20	36/14	6.8
132	6	—	50	r	0.54	<5	<0.05	0/24	34/12	6.9

TABLA 14. APLICACION DE CO-COAGULANTES. SENSIBILIDAD DEL AGUA A DOSIS VARIABLE DE SILICE ACTIVADA, COAGULACION CON DOSIS CONSTANTE DE SULFATO DE ALUMINIO Y SULFATO FERRICO, AJUSTANDO EL pH INICIAL

Prueba	pH _i	Dosificación			Flóculo	T	C	Fe	AF/AM	DT/DCa	pH _f
		Sílice activada	Sulfato de aluminio	Sulfato férrico							
133	6.3	0	15	—	f	0.84	< 5	<0.05	0/16	32/14	6.3
134	6.3	0.5	15	—	f	0.65	< 5	<0.05	0/16	34/14	6.3
135	6.3	1.0	15	—	f	0.56	< 5	<0.05	0/16	34/16	6.3
136	6.3	1.5	15	—	f	0.43	< 5	<0.05	0/16	32/14	6.3
137	6.3	2.0	15	—	f	0.39	< 5	<0.05	0/16	34/14	6.3
138	6.3	2.5	15	—	f	0.43	< 5	<0.05	0/14	34/12	6.2
139	7.5	0	—	40	r	0.79	< 5	<0.05	0/20	38/14	6.8
140	7.5	0.5	—	40	r	0.79	< 5	<0.05	0/24	36/14	6.8
141	7.5	1.0	—	40	r	1.15	5	<0.05	0/24	42/18	6.9
142	7.5	1.5	—	40	r	0.69	10	<0.05	0/30	42/20	7.0
143	7.5	2.0	—	40	r	0.94	10	<0.05	0/28	42/20	7.0
144	7.5	2.5	—	40	r	0.52	5	<0.05	0/28	40/18	7.0

TABLA 15. APLICACION DE CO-COAGULANTES. SENSIBILIDAD DEL AGUA A DOSIS VARIABLE DEL POLIELECTROLITO CATIONICO, COAGULACION CON DOSIS CONSTANTES DE SULFATO DE ALUMINIO Y SULFATO FERRICO. pH NATURAL

Prueba	Dosificación			Flóculo	T	C	Fe	AF/AM	DT/DCa	pH
	Polielectrolito	Sulfato de aluminio	Sulfato férrico							
145	0	30	—	f	0.60	5	0.05	0/32	36/14	7.2
146	1	30	—	b	0.43	5	0.05	0/24	33/20	7.1
147	2	30	—	b	0.89	5	0.05	0/28	32/20	7.1
148	3	30	—	b	0.85	5	<0.05	0/24	34/20	7.1
149	4	30	—	b	0.89	5	<0.05	0/24	34/18	7.1
150	5	30	—	b	1.80	10	<0.05	0/26	34/20	7.1
151	0	—	50	r	0.47	5	<0.05	0/12	30/20	6.6
152	1	—	50	b	0.24	5	<0.05	0/12	28/20	6.6
153	2	—	50	mb	0.47	5	<0.05	0/12	32/20	6.5
154	3	—	50	mb	0.20	5	<0.05	0/12	32/20	6.5
155	4	—	50	mb	0.65	5	<0.05	0/12	30/20	6.5
156	5	—	50	mb	1.20	10	0.14	0/12	30/20	6.5

TABLA 16. APLICACION DE CO-COAGULANTES. DOSIS CONSTANTE DEL POLIELECTROLITO CATIONICO, COAGULACION CON DOSIS VARIABLE DE SULFATO DE ALUMINIO Y SULFATO FERRICO. pH NATURAL

Prueba	Dosificación			Flóculo	T	C	Fe	AF/AM	DT/DCa	pH
	Polielectrolito	Sulfato de aluminio	Sulfato férrico							
157	1	10	—	0	—	—	—	—	—	—
158	1	15	—	0	—	—	—	—	—	—
159	1	20	—	0	—	—	—	—	—	—
160	1	25	—	r	0.85	5	<0.05	0/32	32/66	7.8
161	1	30	—	r	0.56	5	<0.05	0/26	36/16	7.1
162	1	40	—	r	0.51	5	<0.05	0/22	40/16	6.9
163	1	—	10	0	—	—	—	—	—	—
164	1	—	20	0	—	—	—	—	—	—
165	1	—	30	f	—	—	—	—	—	—
166	1	—	40	b	0.61	10	<0.05	0/22	40/16	7.0
167	1	—	50	b	0.51	5	<0.05	0/16	40/16	6.6
168	1	—	60	b	0.65	5	<0.05	0/12	40/16	6.3

TABLA 17. PRECLORACION CON DOSIS CONSTANTE, COAGULACION CON DOSIS CONSTANTE DE SULFATO DE ALUMINIO Y SULFATO FERRICO RECIRCULANDO LODOS EN DOSIS VARIABLE. LODOS FORMADOS PREVIAMENTE EN LAS PRUEBAS 169 Y 175. pH NATURAL

Prueba	Dosificación			Recirc. lodos	Flóculo	T	C	Fe	AF/AM	DT/DCa	pH	CR
	Cloro	Sulfato de aluminio	Sulfato férrico									
169	5	30	—	0	f	—	—	—	—	—	—	—
170	5	30	—	0.2	b	0.51	0	<0.05	0/28	36/14	7.0	1.0
171	5	30	—	0.4	b	0.60	0	<0.05	0/28	36/14	7.0	1.0
172	5	30	—	0.6	b	0.51	0	<0.05	0/28	36/14	7.0	1.0
173	5	30	—	0.8	b	0.60	0	<0.05	0/28	36/14	7.0	1.0
174	5	30	—	1.0	b	0.35	0	<0.05	0/28	36/14	7.0	1.0
175	5	—	50	0	b	—	—	—	—	—	—	—
176	5	—	50	0.2	mb	0.27	0	<0.05	0/16	36/14	6.7	1.2
177	5	—	50	0.4	mb	0.51	0	<0.05	0/16	34/14	6.6	1.2
178	5	—	50	0.6	mb	0.42	0	<0.05	0/16	36/14	6.8	1.2
179	5	—	50	0.8	mb	0.47	0	<0.05	0/16	34/14	6.6	1.2
180	5	—	50	1.0	mb	0.10	0	<0.05	0/14	32/12	6.5	1.2

TABLA 18. ESTUDIO DE LA AGRESIVIDAD DE LAS AGUAS TRATADAS. ANALISIS QUIMICO DE LAS PRUEBAS CONSIDERADAS CON MEJORES RESULTADOS DE COAGULACION. RESULTADOS, EN ppm

Prueba	Temperatura	ST	pH	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ⁼	Cl ⁻
Agua cruda	17°	274	7.1	7.2	5.8	49.0	12	8
28	17°	93	6.8	4.8	5.8	24.4	18	8
42	17°	118	6.2	4.8	5.3	12.2	40	8
121	17°	83	7.1	5.6	5.8	31.7	20	8
127	17°	95	6.7	4.8	5.3	19.5	32	8
146	17°	80	7.0	5.6	5.3	29.3	18	8
152	17°	108	6.6	4.8	5.3	19.5	38	8
172	17°	91	7.0	5.6	5.3	34.2	22	8
178	17°	102	6.8	5.6	5.3	19.5	38	8

TABLA 19. BALANCE IONICO

Ion	Prueba 28		Prueba 42		Prueba 121		Prueba 127	
	me/l	mmol/l	me/l	mmol/l	me/l	mmol/l	me/l	mmol/l
(+)								
Ca ⁺⁺	0.240	0.120	0.240	0.120	0.280	0.140	0.240	0.120
Mg ⁺⁺	0.480	0.240	0.440	0.220	0.480	0.240	0.440	0.220
Na ⁺ + K ⁺	0.488	0.488	0.578	0.578	0.401	0.401	0.532	0.532
(-)								
HCO ₃ ⁻	0.400	0.400	0.200	0.200	0.520	0.520	0.320	0.320
SO ₄ ⁼	0.583	0.291	0.833	0.416	0.416	0.208	0.667	0.333
Cl	0.225	0.225	0.225	0.225	0.225	0.225	0.225	0.225
Ion	Prueba 146		Prueba 152		Prueba 172		Prueba 178	
(+)								
Ca ⁺⁺	0.280	0.140	0.240	0.120	0.280	0.140	0.280	0.140
Mg ⁺⁺	0.440	0.220	0.440	0.220	0.440	0.220	0.440	0.220
Na ⁺ + K ⁺	0.360	0.360	0.656	0.656	0.523	0.523	0.616	0.616
(-)								
HCO ₃ ⁻	0.480	0.480	0.320	0.320	0.560	0.550	0.320	0.320
SO ₄ ⁼	0.375	0.187	0.791	0.395	0.458	0.229	0.791	0.395
Cl	0.225	0.225	0.225	0.225	0.225	0.225	0.225	0.225

TABLA 20. EQUILIBRIO DE LAS AGUAS EN CONTACTO CON CaCO₃

Concepto	P r u e b a s							
	28	42	121	127	146	152	172	178
μ	1.858	2.013	1.749	1.884	1.626	2.07	1.832	2.09
S	0.0413	0.0429	0.0402	0.0416	0.0388	0.0435	0.0411	0.0437
[H ₂ CO ₃]	0.163	0.325	0.107	0.164	0.123	0.206	0.147	0.146
y	0.363	0.425	0.367	0.324	0.363	0.366	0.427	0.306
A	1.5	1.66	1.33	1.52	1.21	1.72	1.41	1.68
D	1.25	1.73	0.98	1.4	0.92	1.61	1.0	1.63
μe	2.33	2.98	2.08	2.38	2.0	2.7	2.27	2.55
Se	0.0461	0.0519	0.0437	0.0467	0.0428	0.0494	0.0455	0.0481
pH _s (Mach)	9.025	8.775	9.056	9.054	9.040	8.959	8.938	9.080
pH _s (Langelier)	9.025	8.777	9.056	9.055	9.041	8.958	8.939	9.081

TABLA 21. EQUILIBRIO DE LAS AGUAS EN CONTACTO CON Ca(OH)_2

Concepto	P r u e b a							
	28	42	121	127	146	152	172	178
μ	1.858	2.013	1.749	1.884	1.626	2.07	1.832	2.09
S	0.0413	0.0429	0.0402	0.0415	0.0388	0.0435	0.0411	0.0437
$[\text{H}_2\text{CO}_3]$	0.163	0.325	0.107	0.164	0.123	0.206	0.147	0.146
y	0.563	0.525	0.627	0.484	0.603	0.526	0.707	0.466
A	1.5	1.66	1.33	1.52	1.21	1.72	1.41	1.68
D	1.25	1.73	0.98	1.4	0.92	1.61	1.0	1.63
μ_e	2.92	3.27	2.82	2.83	2.69	3.16	3.06	3.01
S_e	0.0513	0.0541	0.0504	0.0505	0.0493	0.0532	0.0525	0.0521
pH_s (M)	8.617	8.604	8.552	8.717	8.568	8.648	8.464	8.729
pH_s (L)	8.617	8.604	8.552	8.717	8.568	8.648	8.464	8.730

TABLA 22. DETERMINACION DE LA DOSIS DE CAL HIDRATADA NECESARIA PARA ESTABILIZAR EL AGUA DE LA PRUEBA 172

Muestra	Dosis de cal	pH		Alcalinidad		Diferencia de alcalinidades	Característica del agua
		antes de CaCO_3	después de CaCO_3	antes de CaCO_3	después de CaCO_3		
1	15	9.00	8.70	36	46	- 10	corrosiva
2	20	9.10	8.80	40	50	- 10	corrosiva
3	25	9.15	8.90	44	52	- 8	corrosiva
4	30	9.20	8.90	44	46	- 2	corrosiva
5	35	9.30	8.90	44	38	+ 6	incrustante
6	40	9.40	9.00	48	36	+ 12	incrustante
7	45	9.60	9.05	48	32	+ 16	incrustante
8	50	9.70	9.20	52	28	+ 24	incrustante
9	55	9.90	9.25	56	28	+ 28	incrustante
10	60	10.10	9.60	64	36	+ 28	incrustante
11	65	10.10	9.60	72	36	+ 36	incrustante

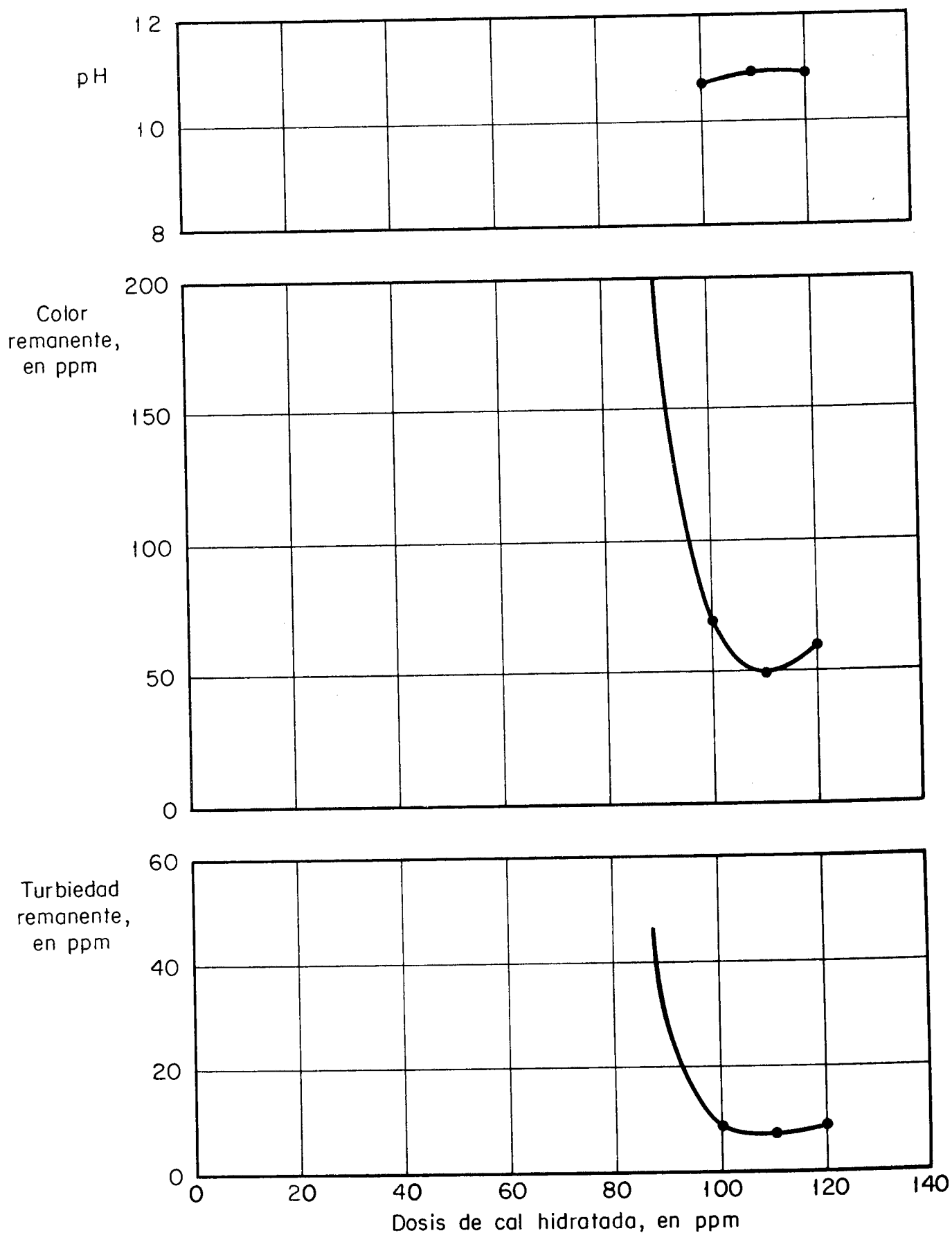


Fig 1. Coagulación con cal hidratada. pH natural. Tiempo de mezcla 3 min

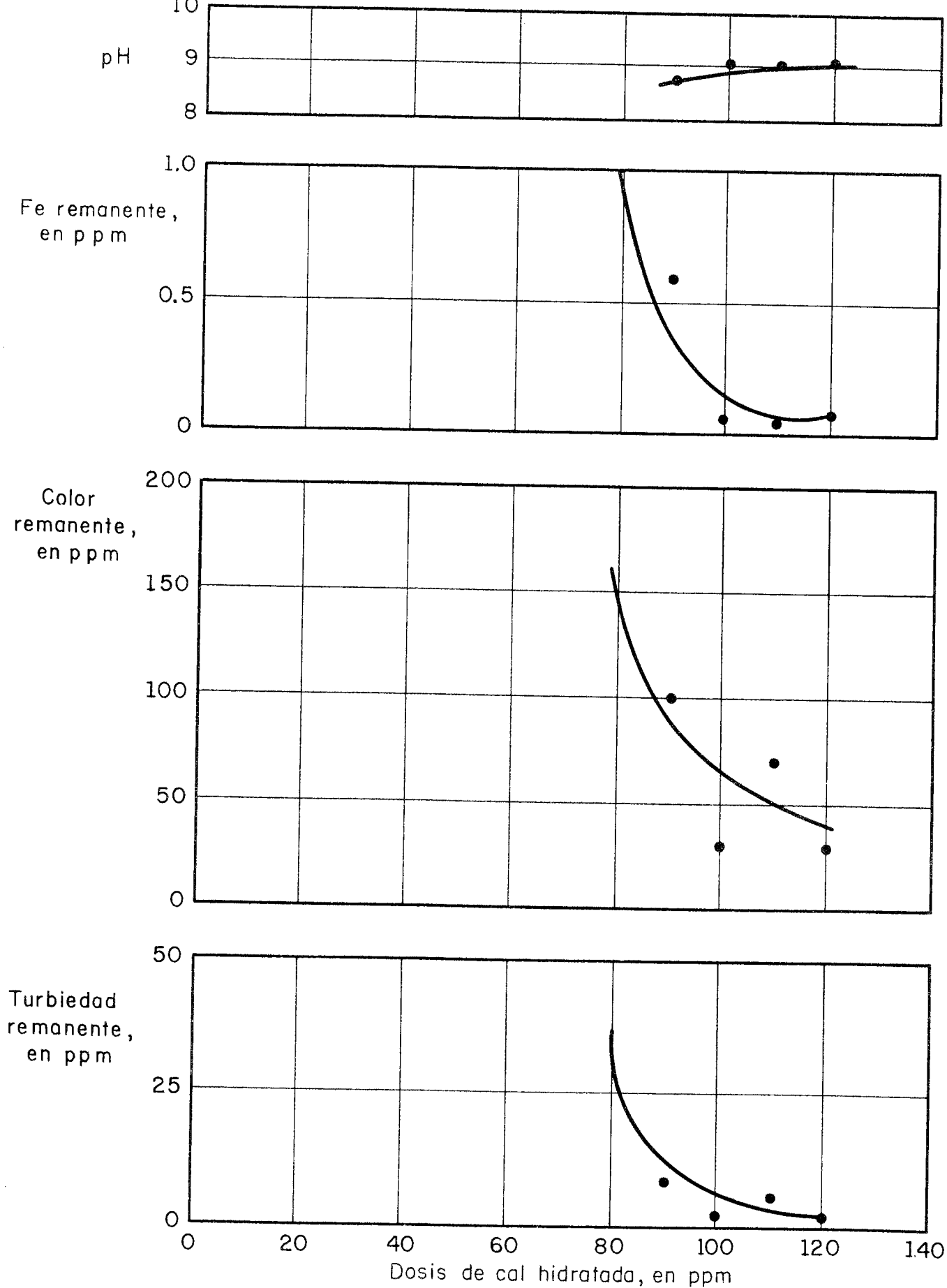


Fig 2. Coagulación con cal hidratada. pH natural. Tiempo de mezcla 6 min

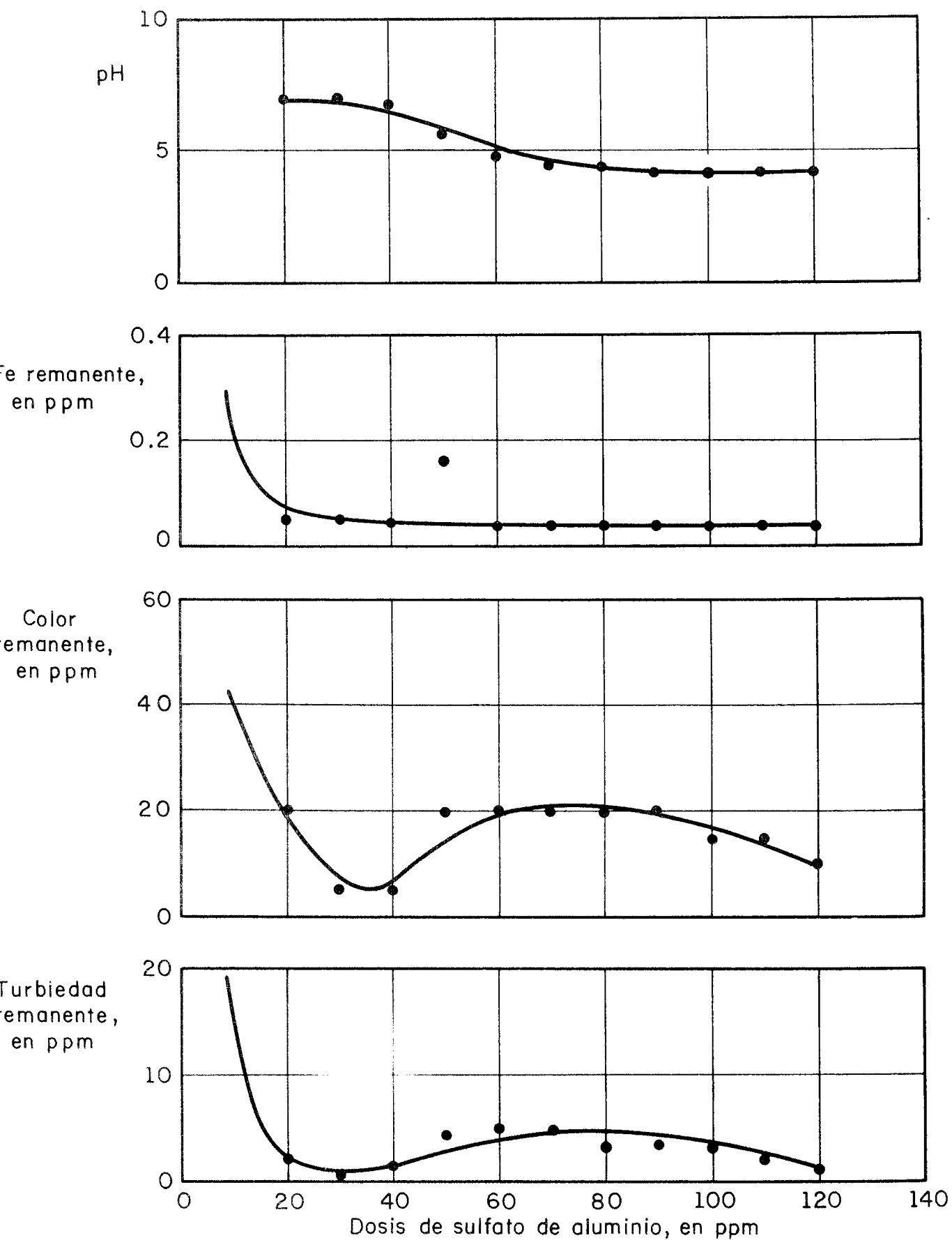


Fig 3. Coagulación con sulfato de aluminio. pH natural

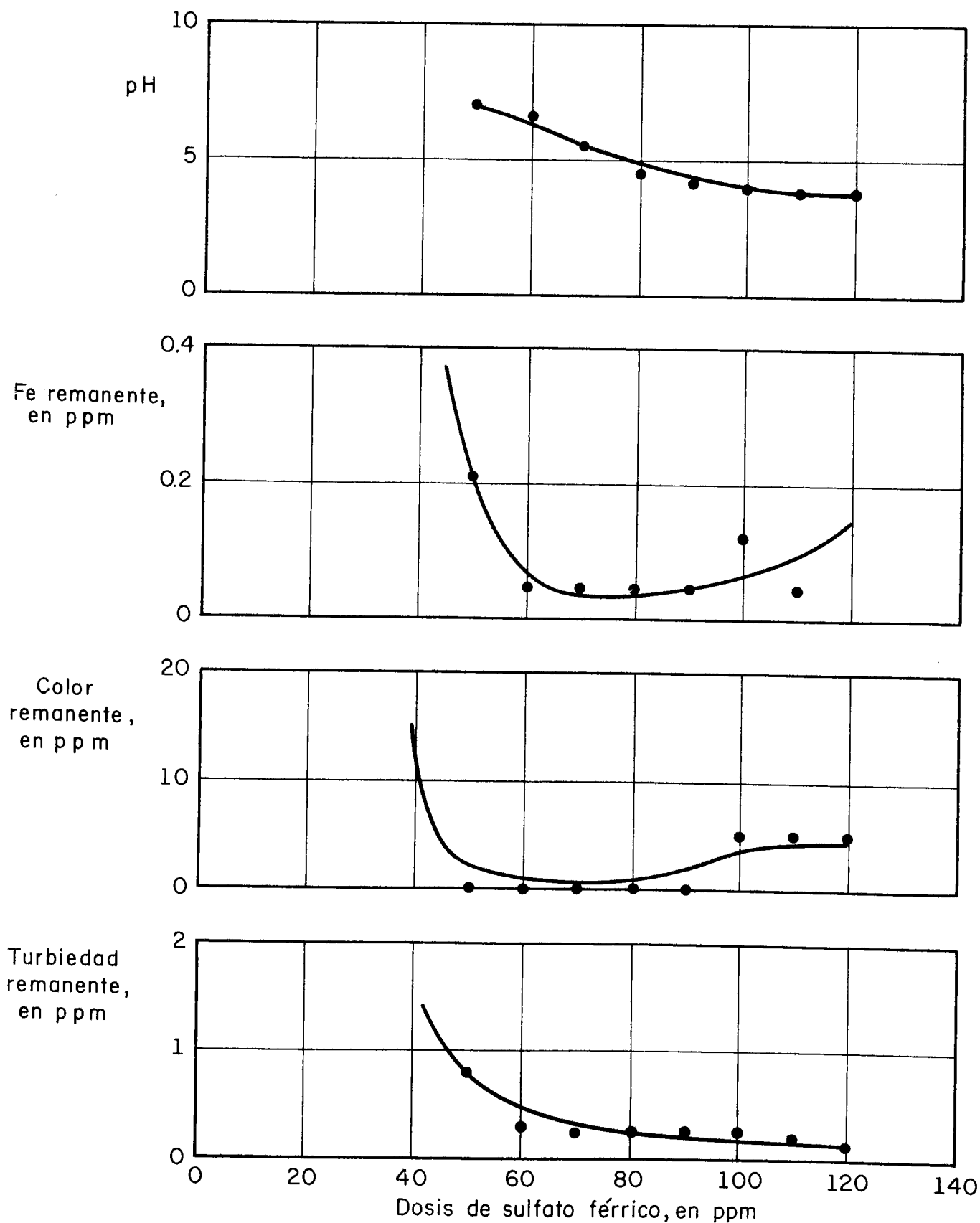


Fig 4. Coagulación con sulfato férrico. pH natural

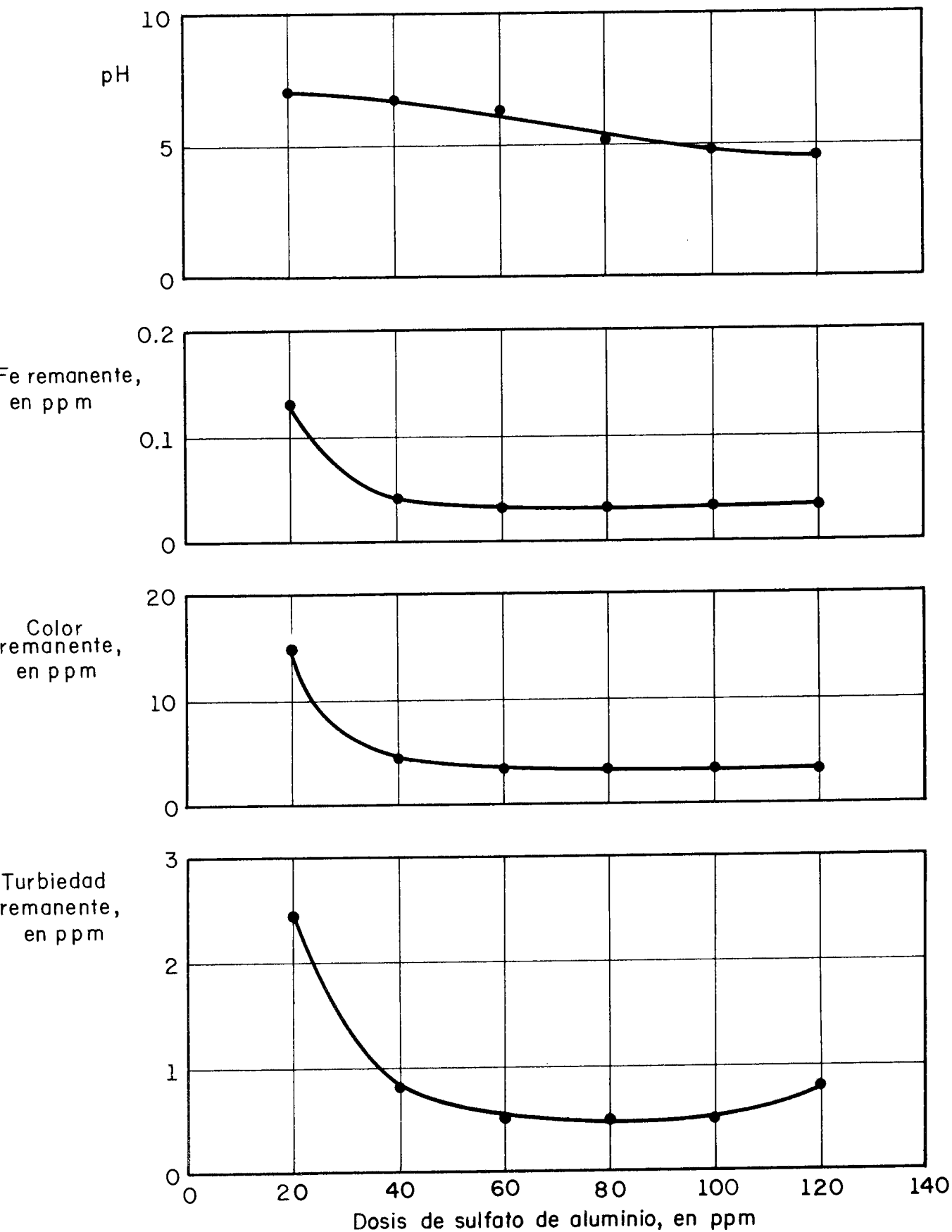


Fig 5. Precloración con dosis de 7 ppm y coagulación con sulfato de aluminio.
pH natural

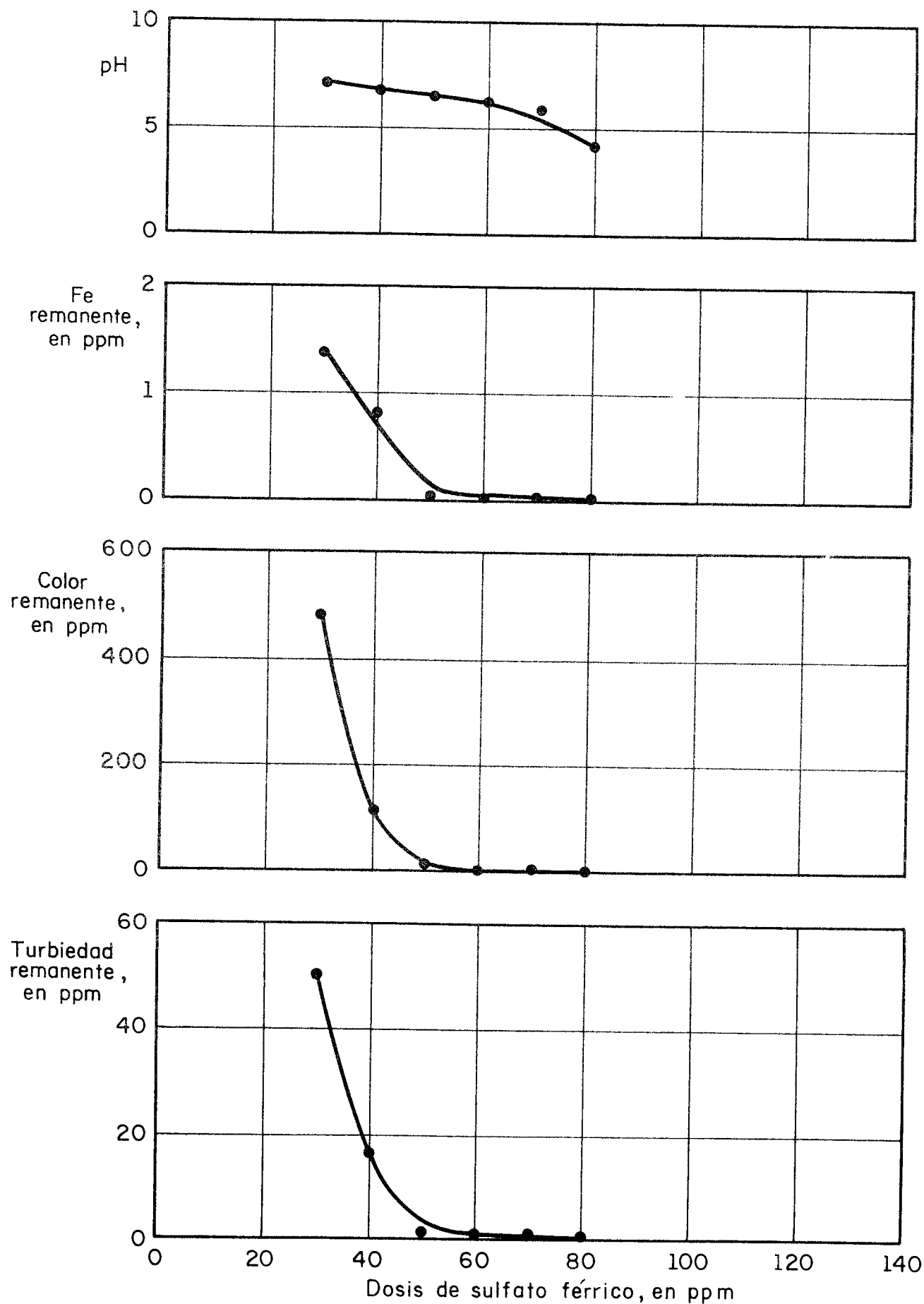


Fig 6. Precloración con dosis de 7 ppm y coagulación con sulfato férrico.
pH natural

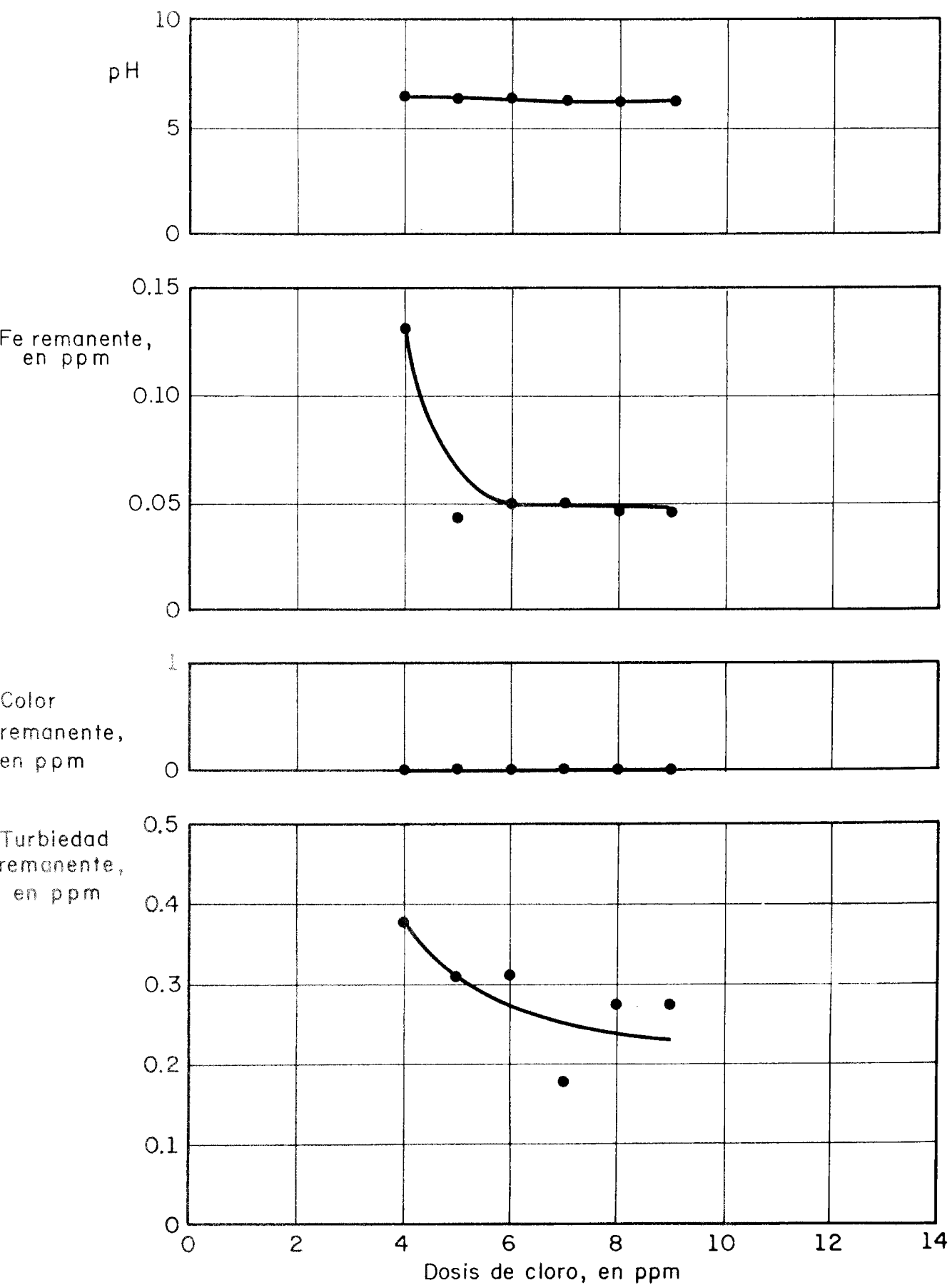


Fig 7. Precloración y coagulación con dosis de 30 ppm de sulfato de aluminio.
pH natural

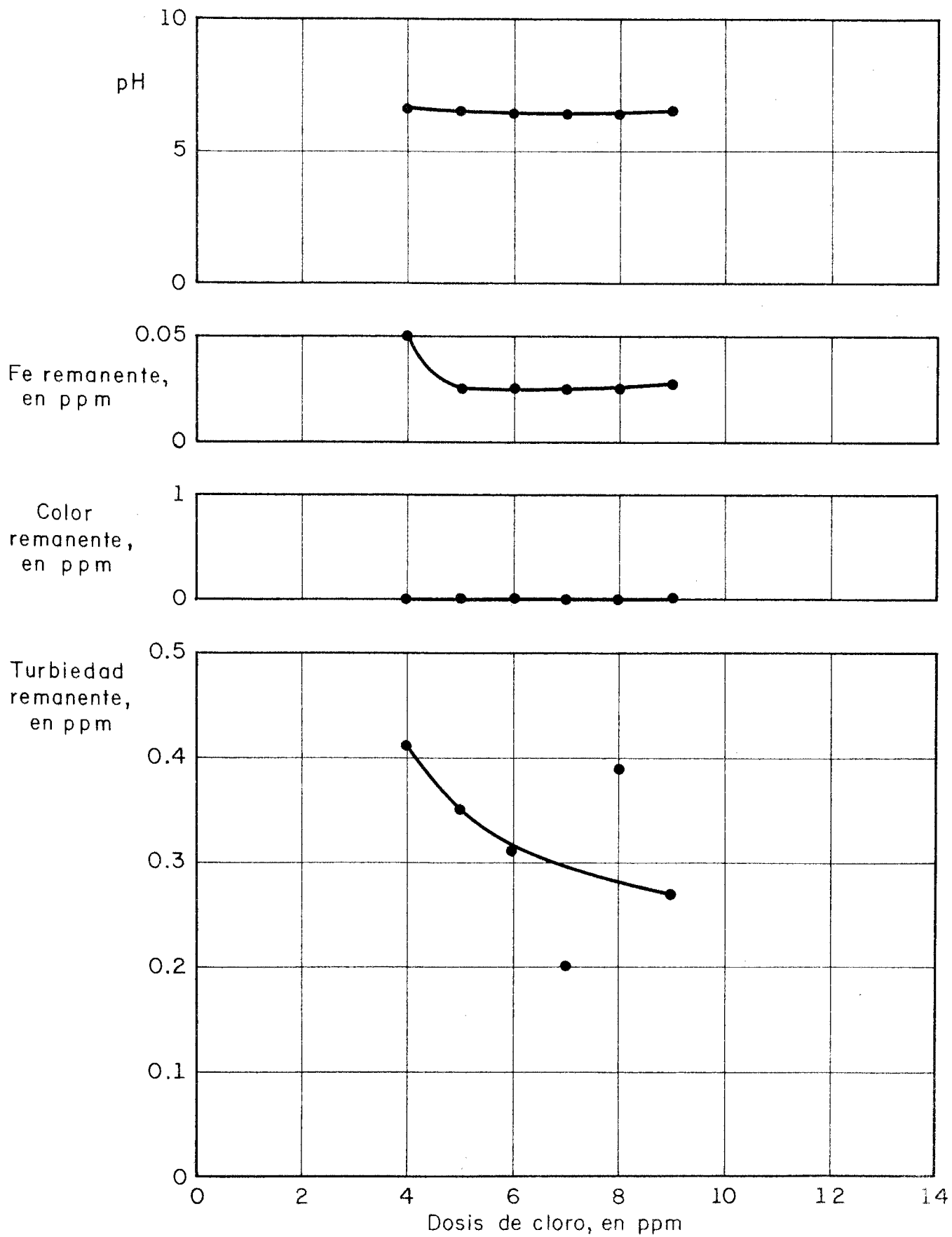


Fig 8. Precloración y coagulación con dosis de 50 ppm de sulfato férrico.
pH natural

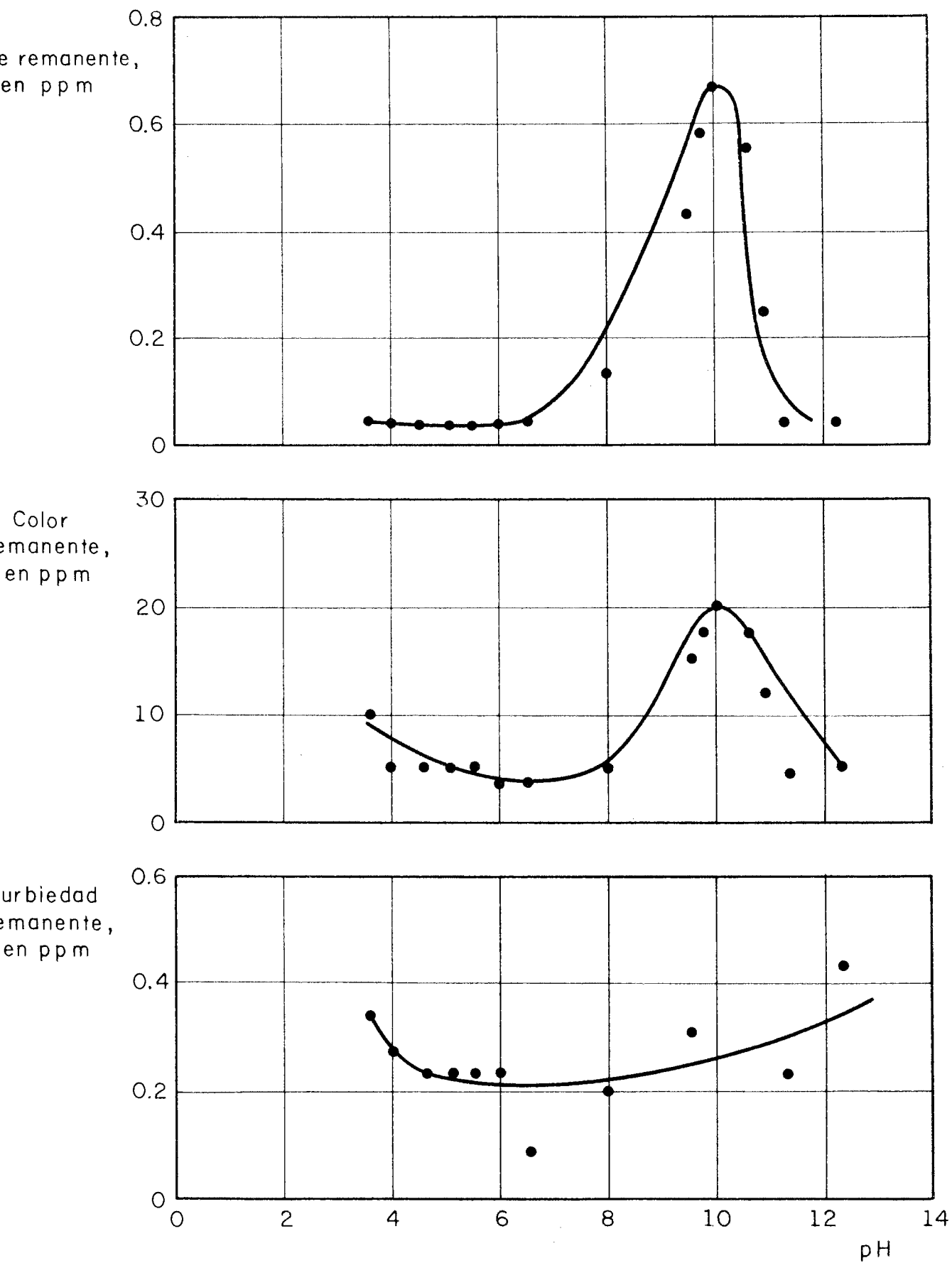


Fig 9. Coagulación con dosis de 30 ppm de sulfato de aluminio. pH variable

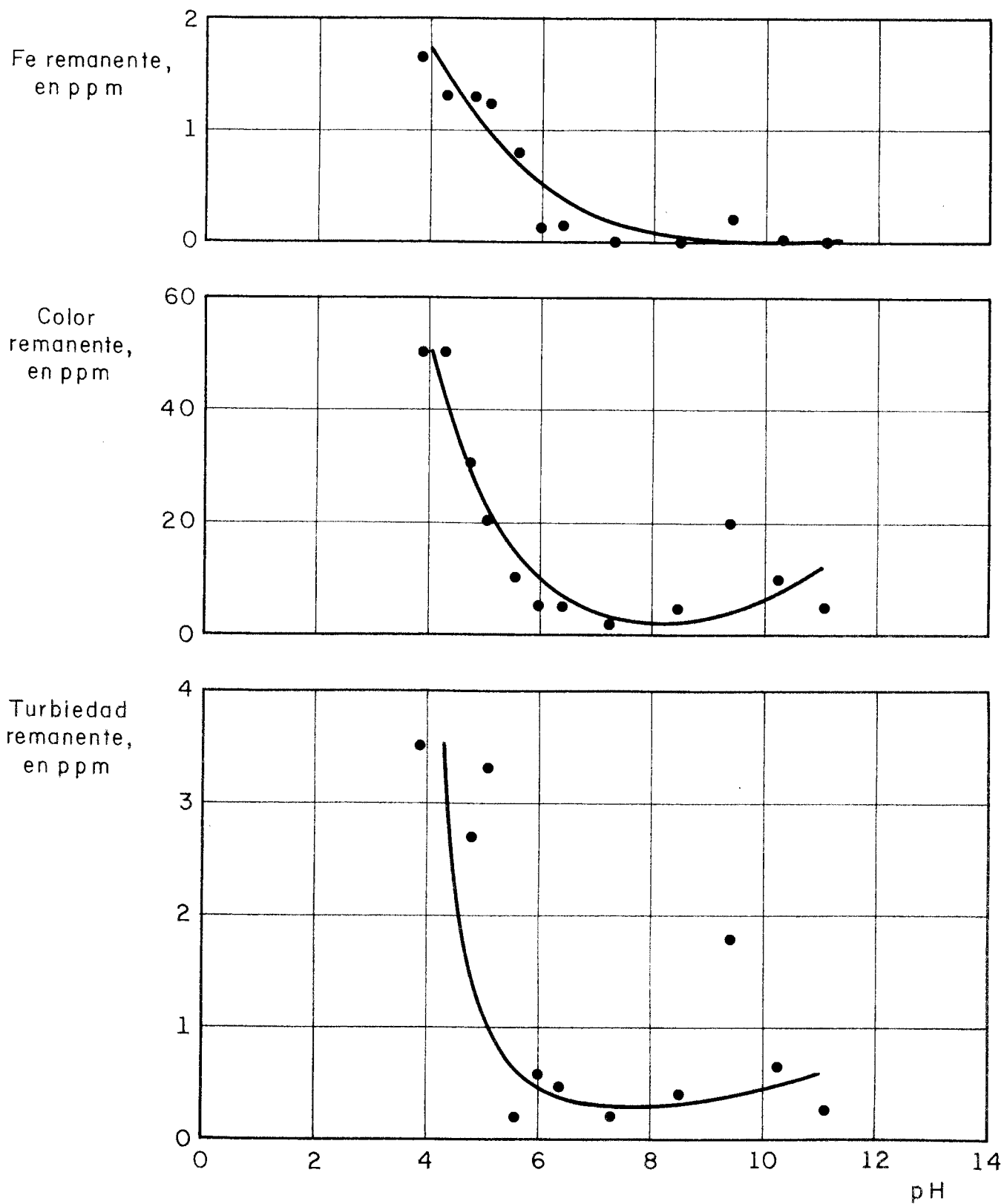


Fig 10. Coagulación con dosis de 50 ppm de sulfato férrico. pH variable

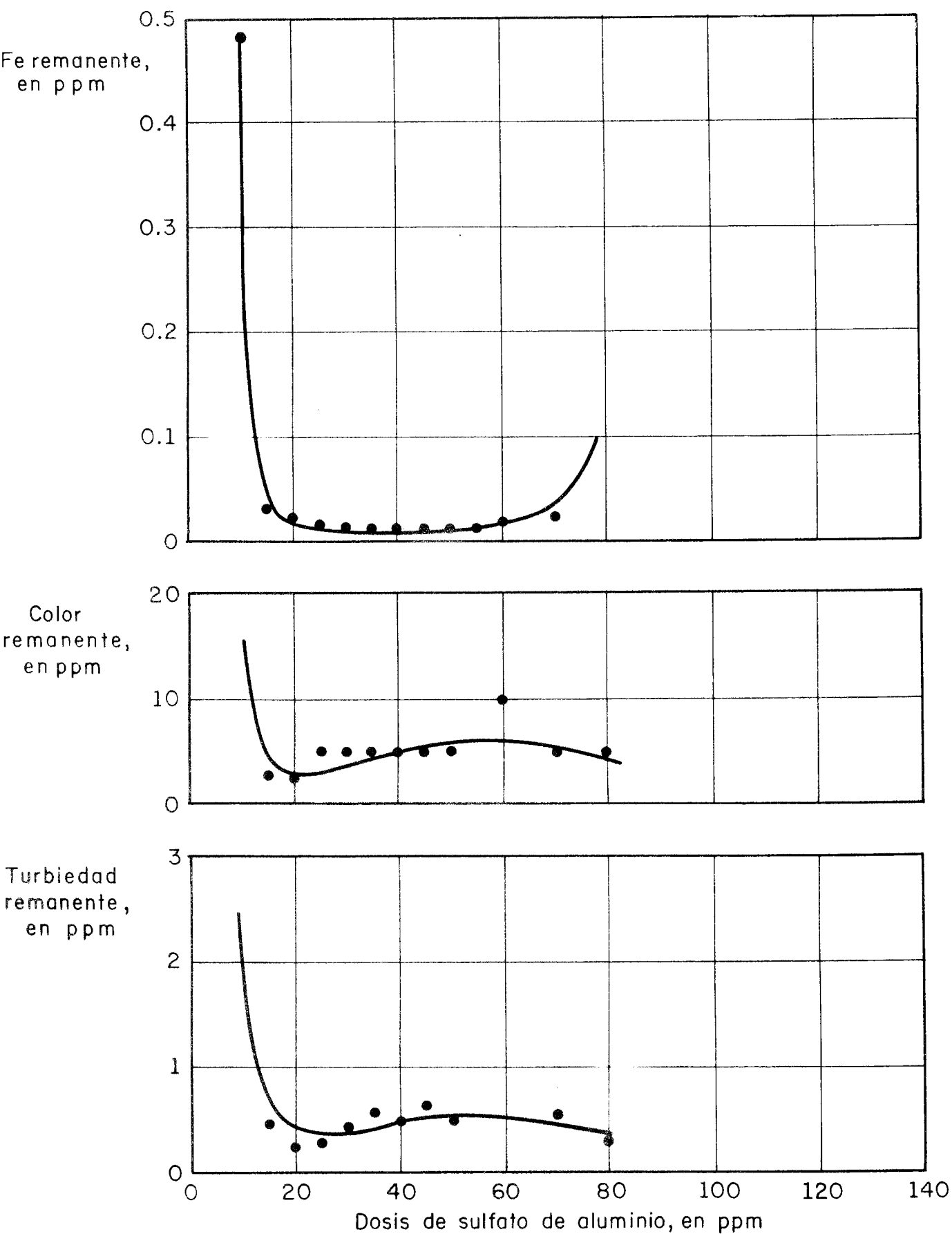


Fig 11. Coagulación con sulfato de aluminio. pH constante = 6.3

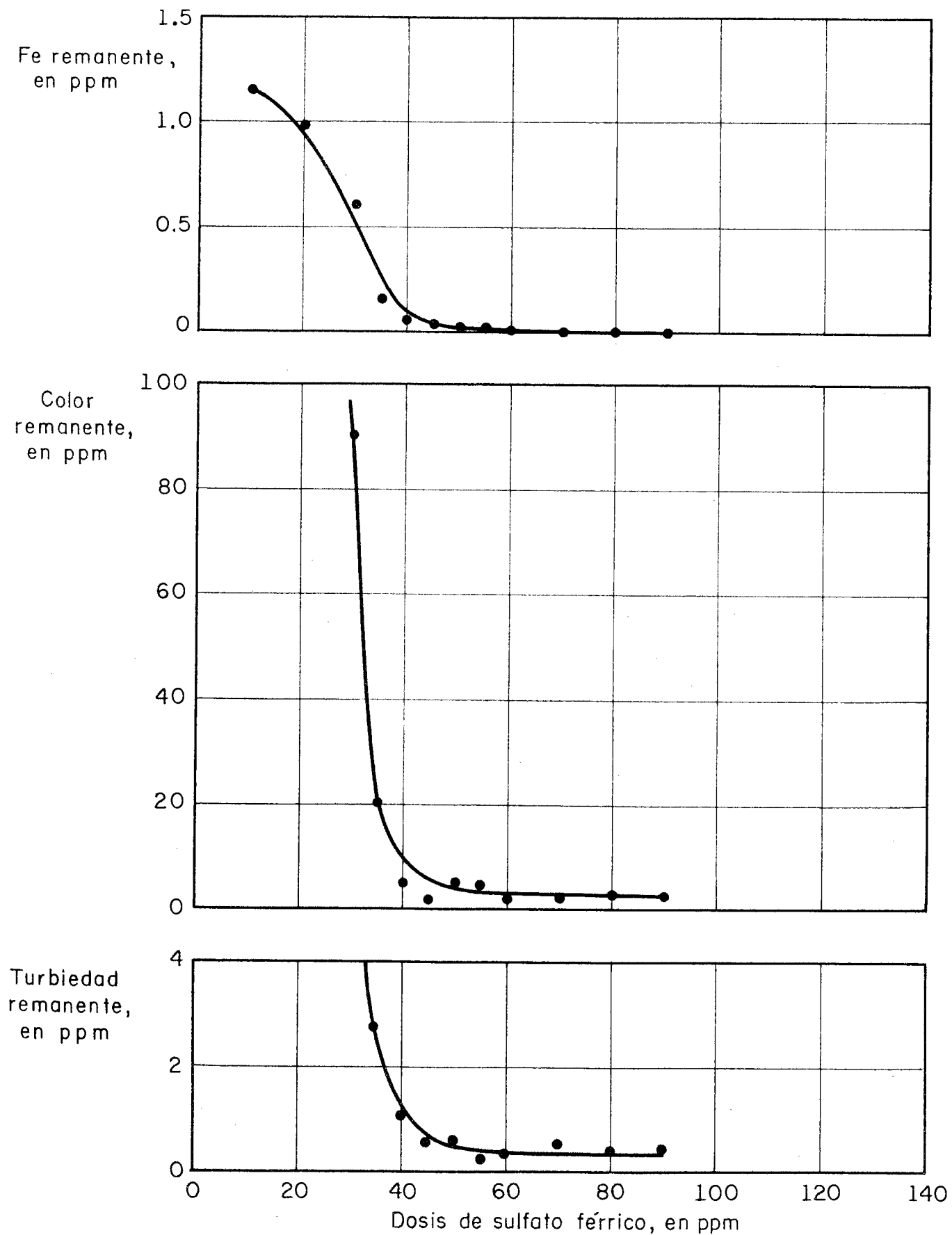


Fig 12. Coagulación con sulfato férrico. pH constante = 7,5

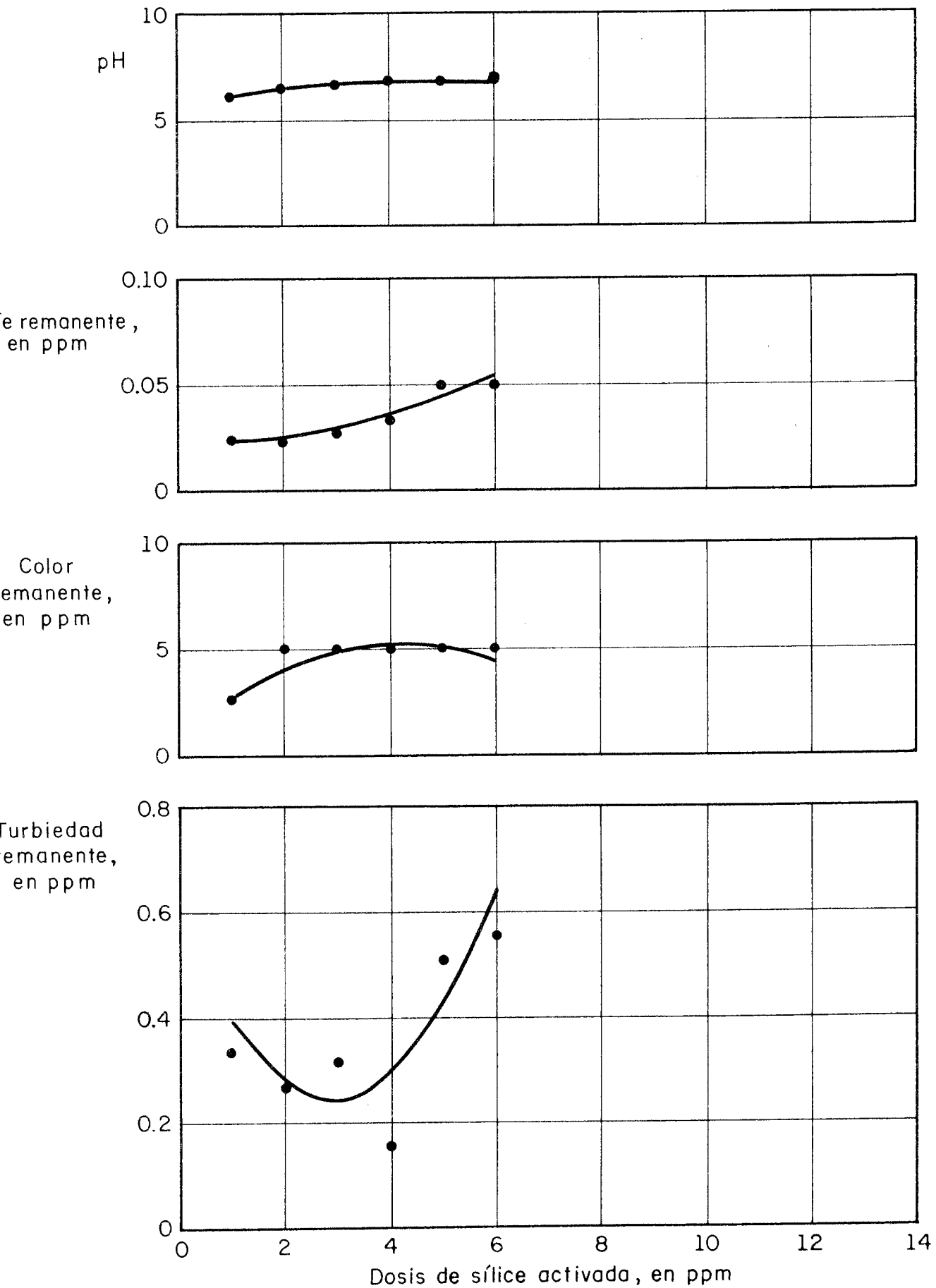


Fig 13. Coagulación con sílice activada y dosis de 30 ppm de sulfato de aluminio.
nH natural

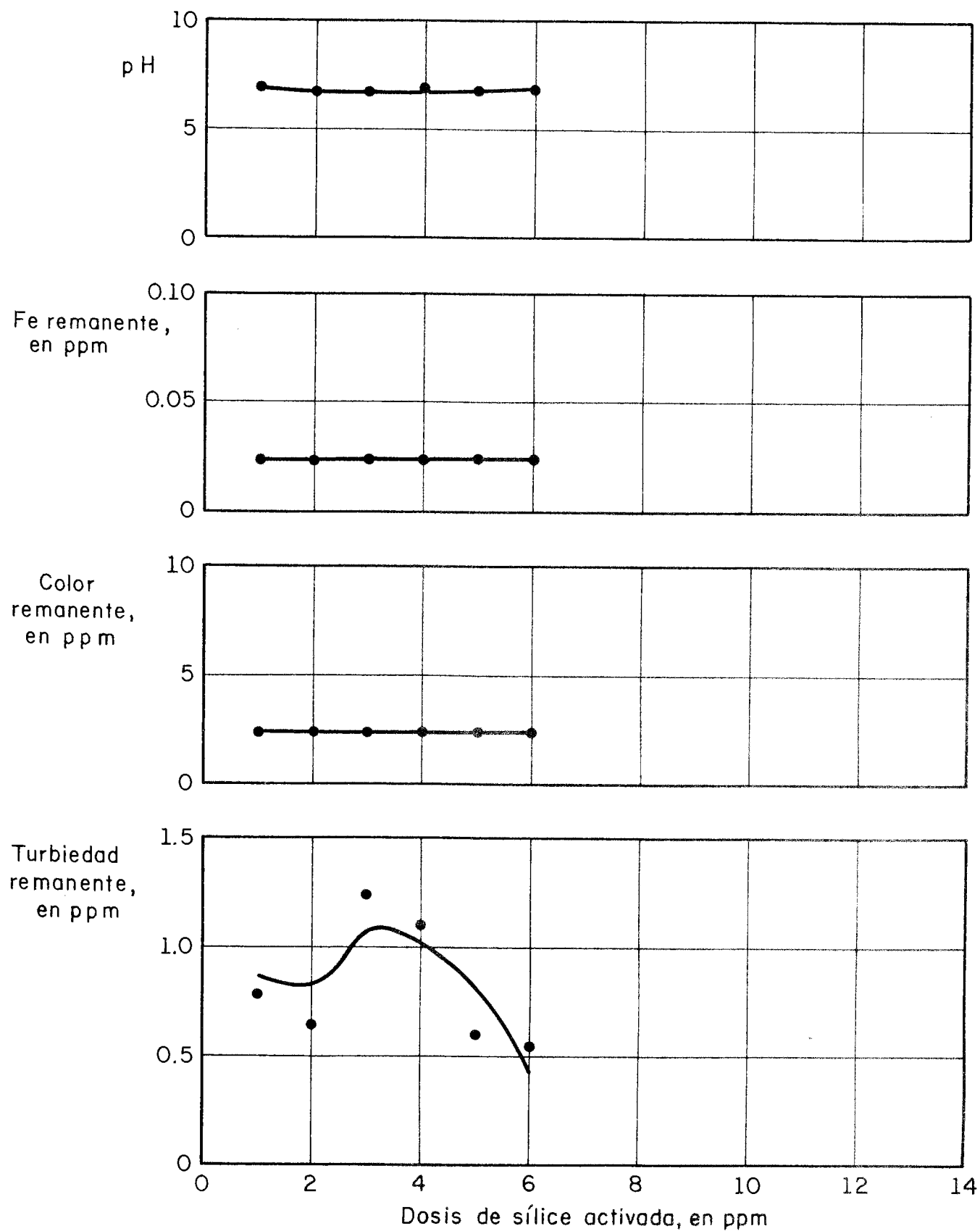


Fig 14. Coagulación con sílice activada y dosis de 50 ppm de sulfato férrico.
pH natural

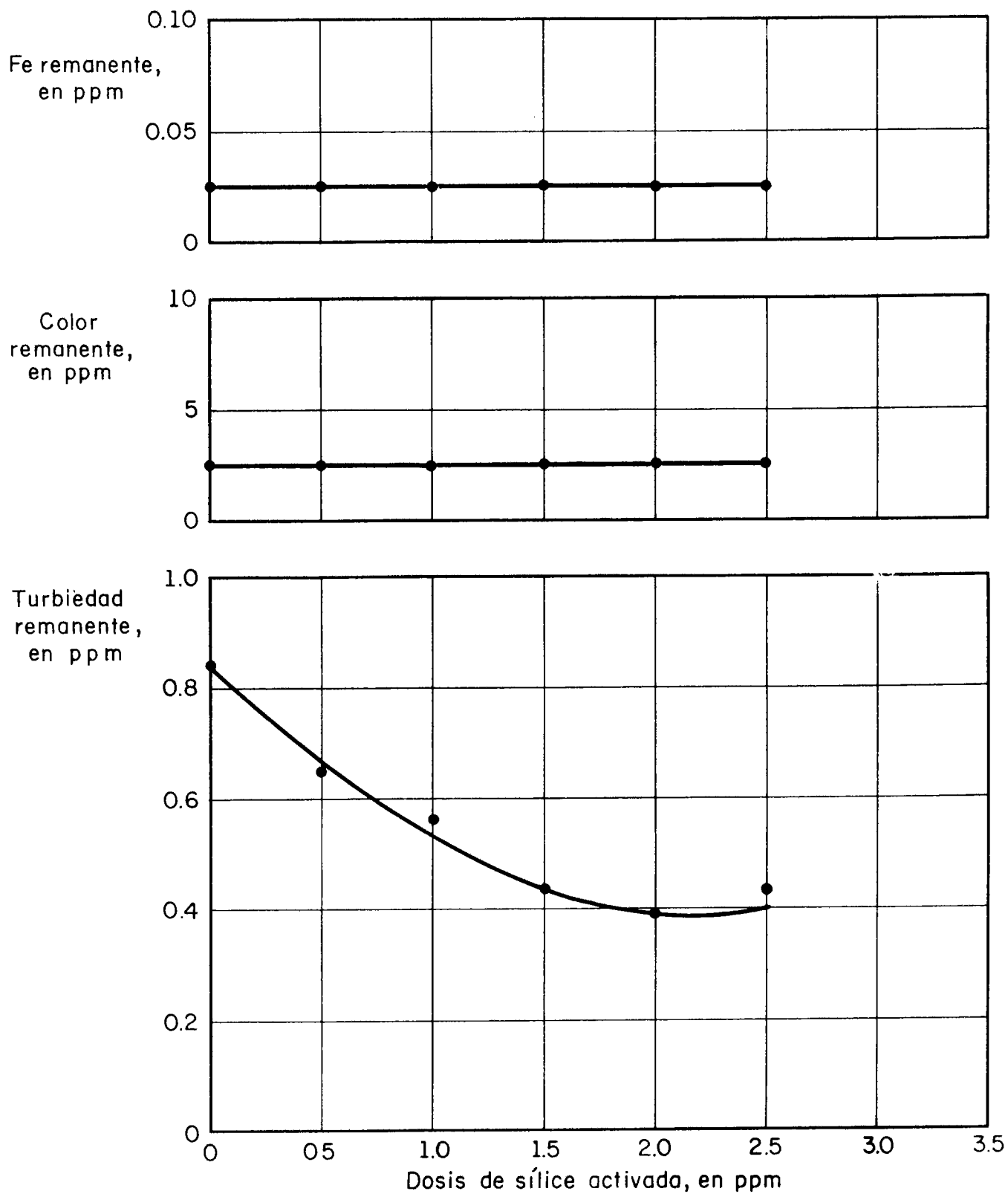


Fig 15. Coagulación con sílice activada y dosis de 15 ppm de sulfato de aluminio.
 pH constante = 6.3

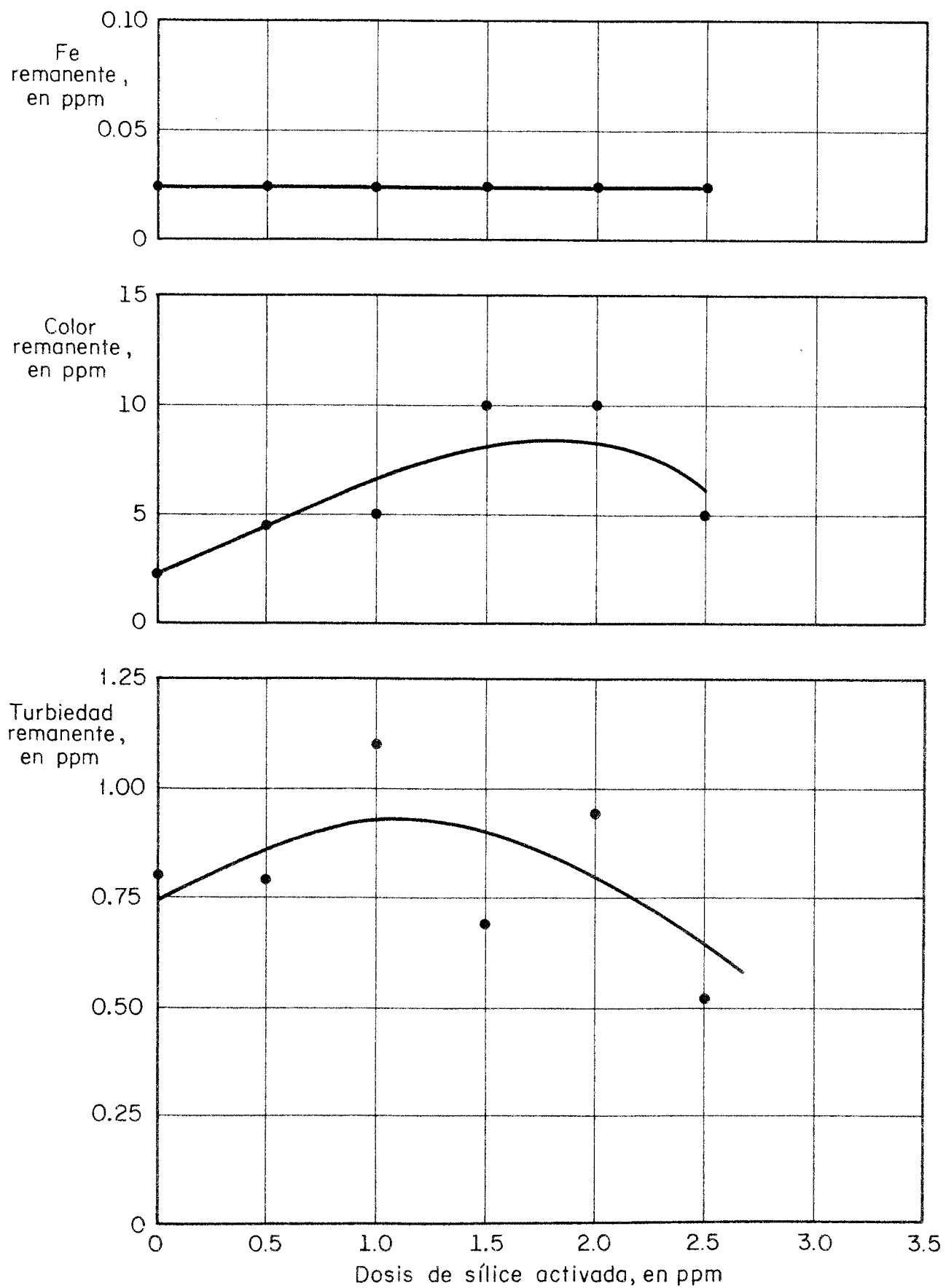


Fig 16. Coagulación con sílice activada y dosis de 40 ppm de sulfato férrico.
 pH constante = 7.5

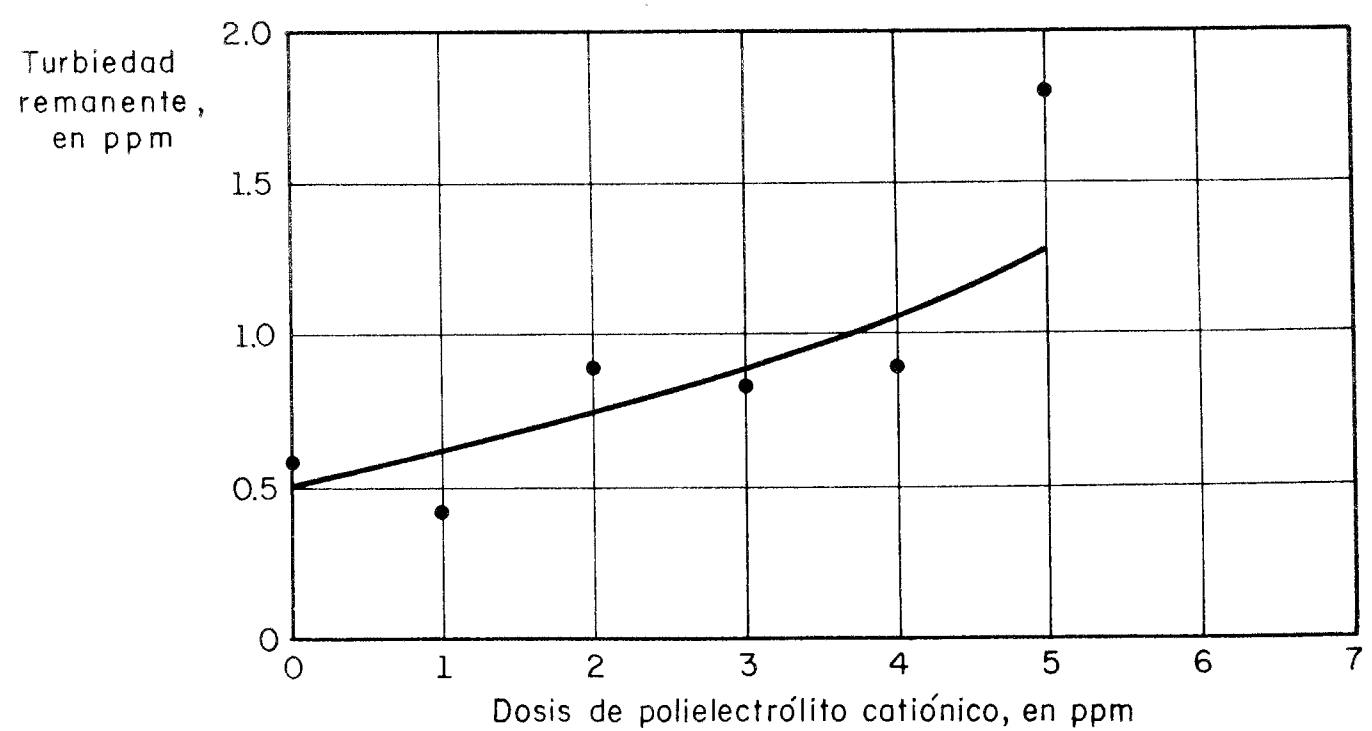
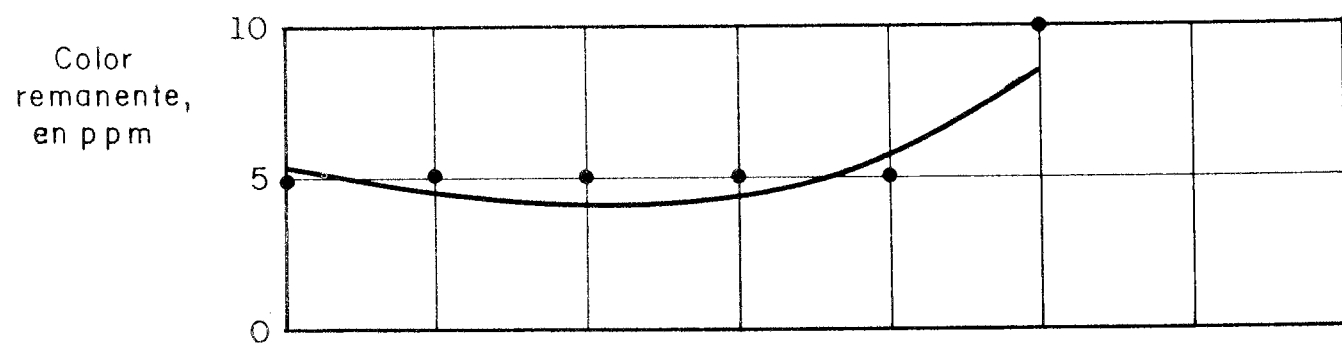
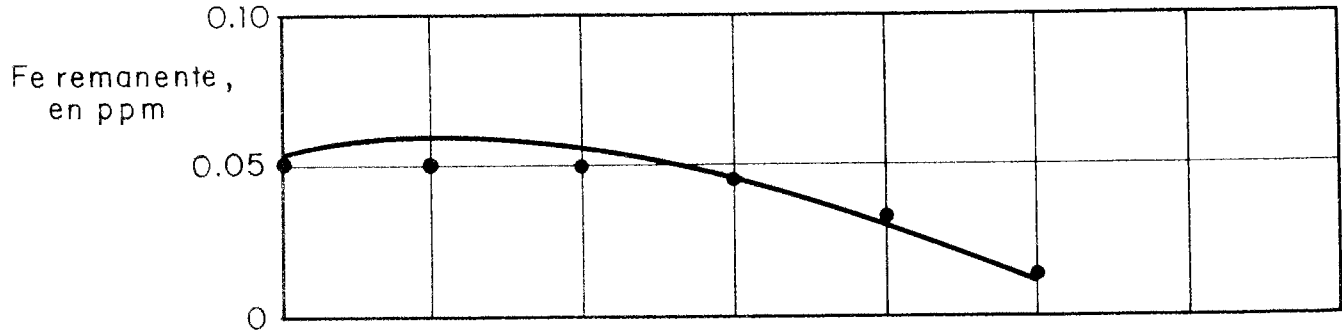
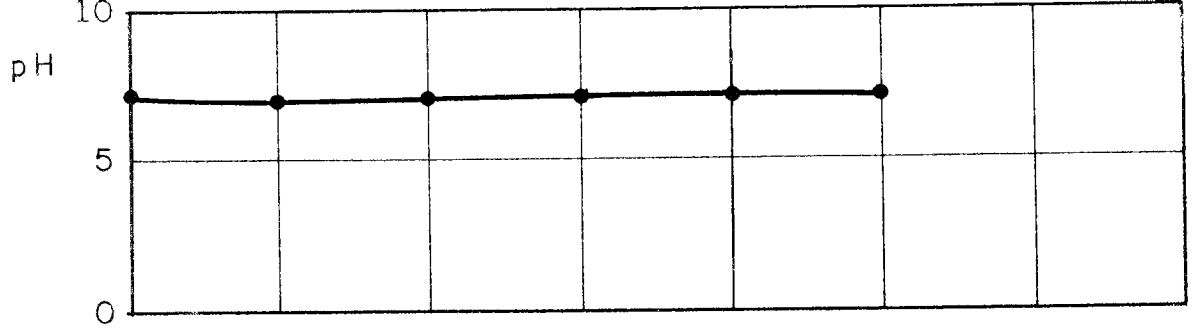


Fig 17. Coagulación con polielectrolito catiónico y dosis de 30 ppm de sulfato de aluminio. pH natural

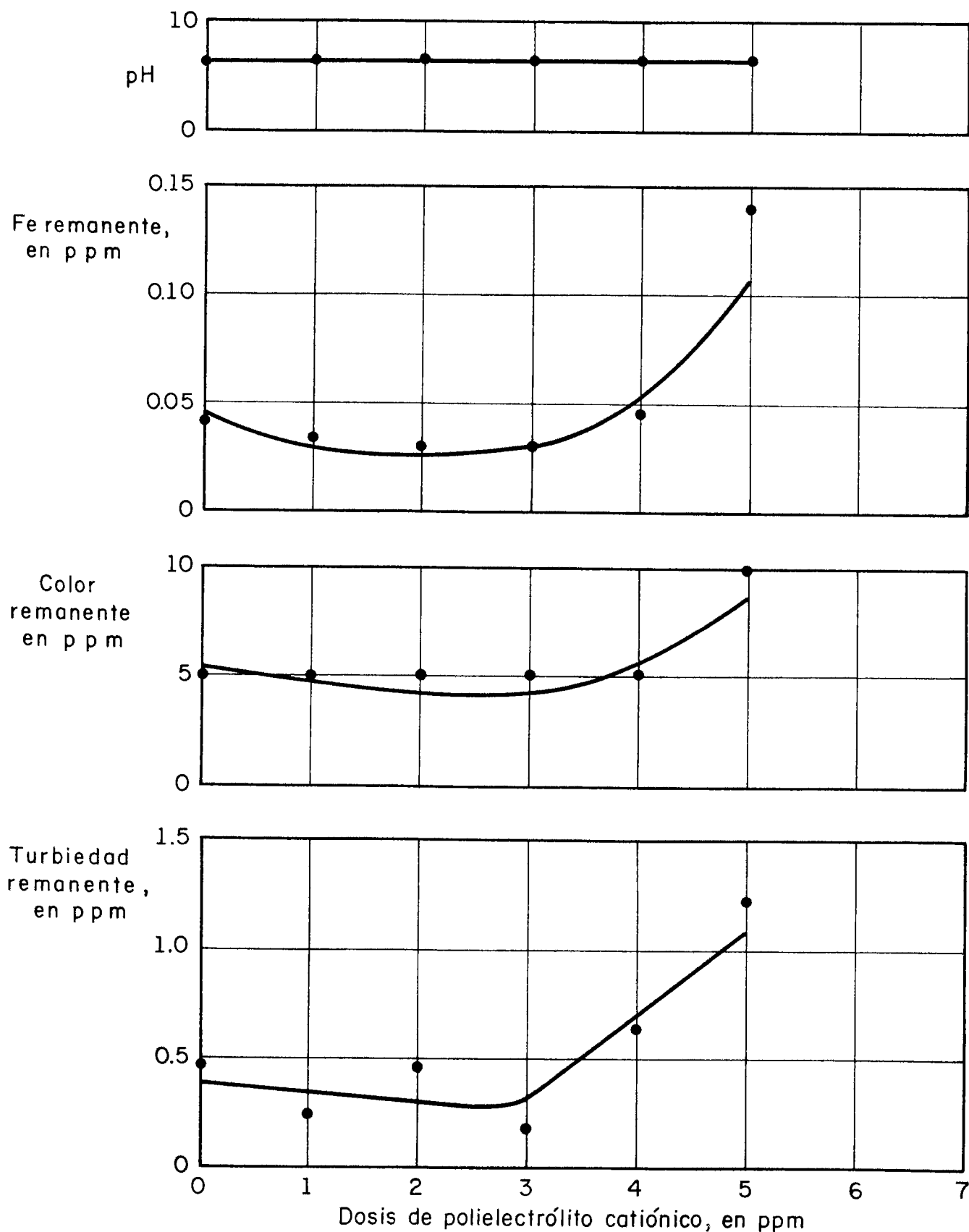


Fig 18. Coagulación con polielectrolito catiónico y dosis de 50 ppm de sulfato férrico. pH natural

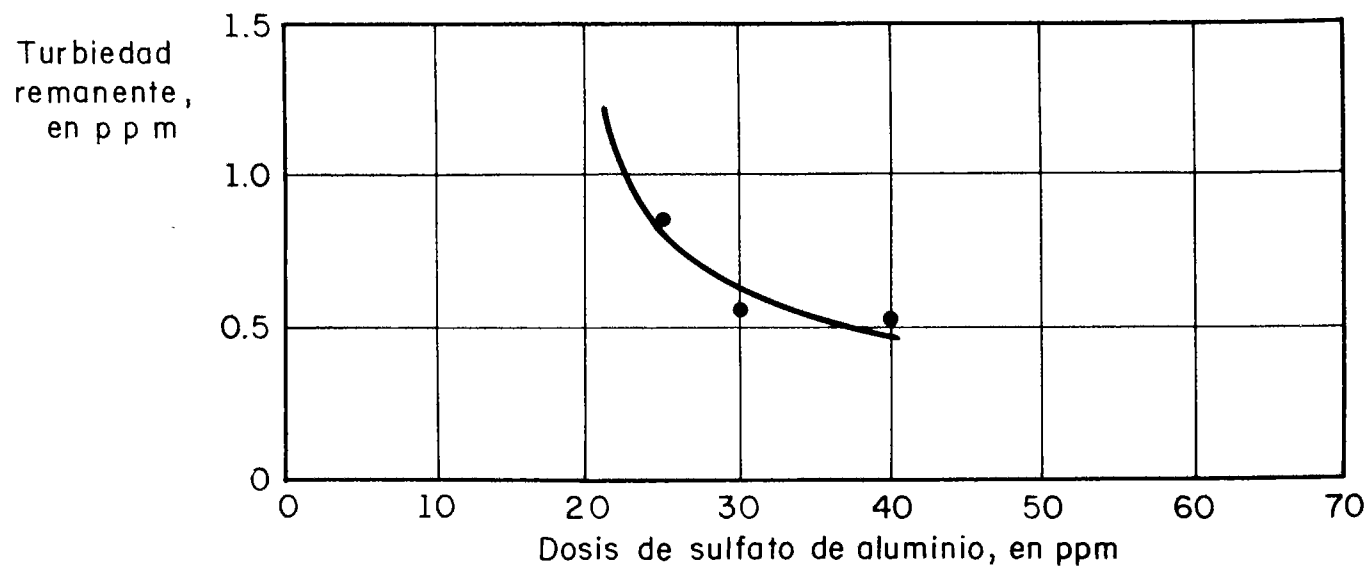
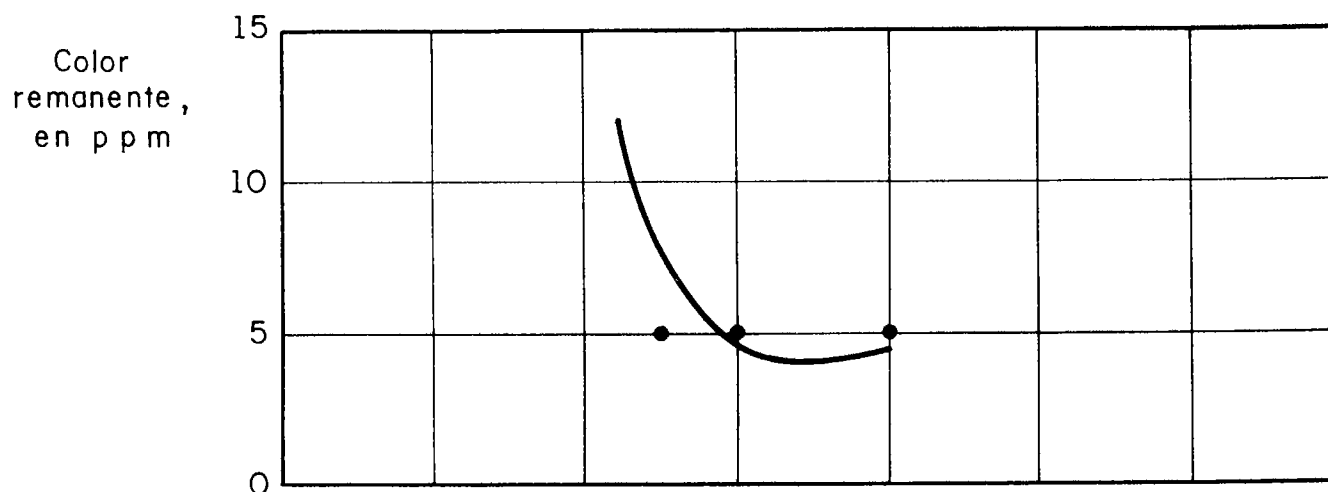
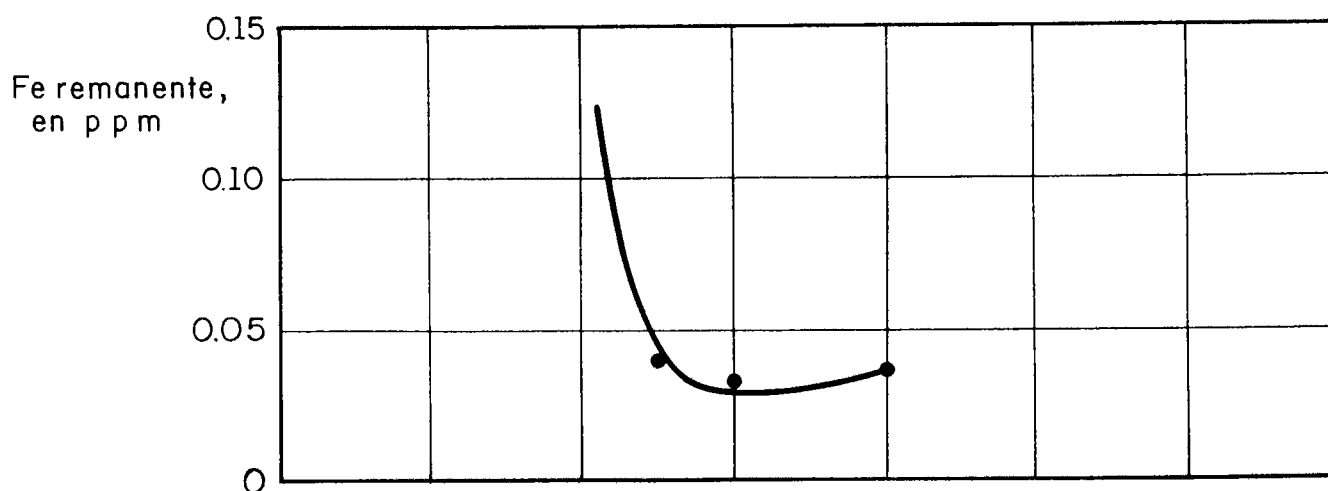
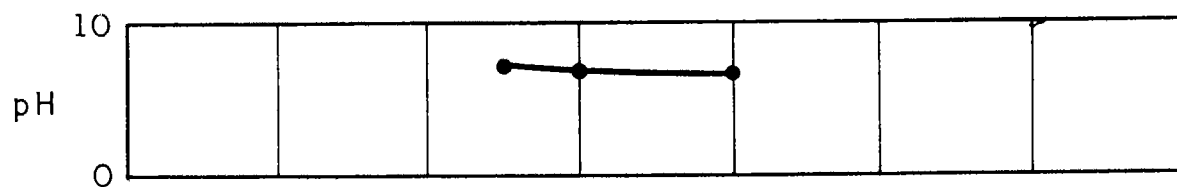


Fig 19. Coagulación con sulfato de aluminio y dosis de 1 ppm de polielectrolito catiónico. pH natural

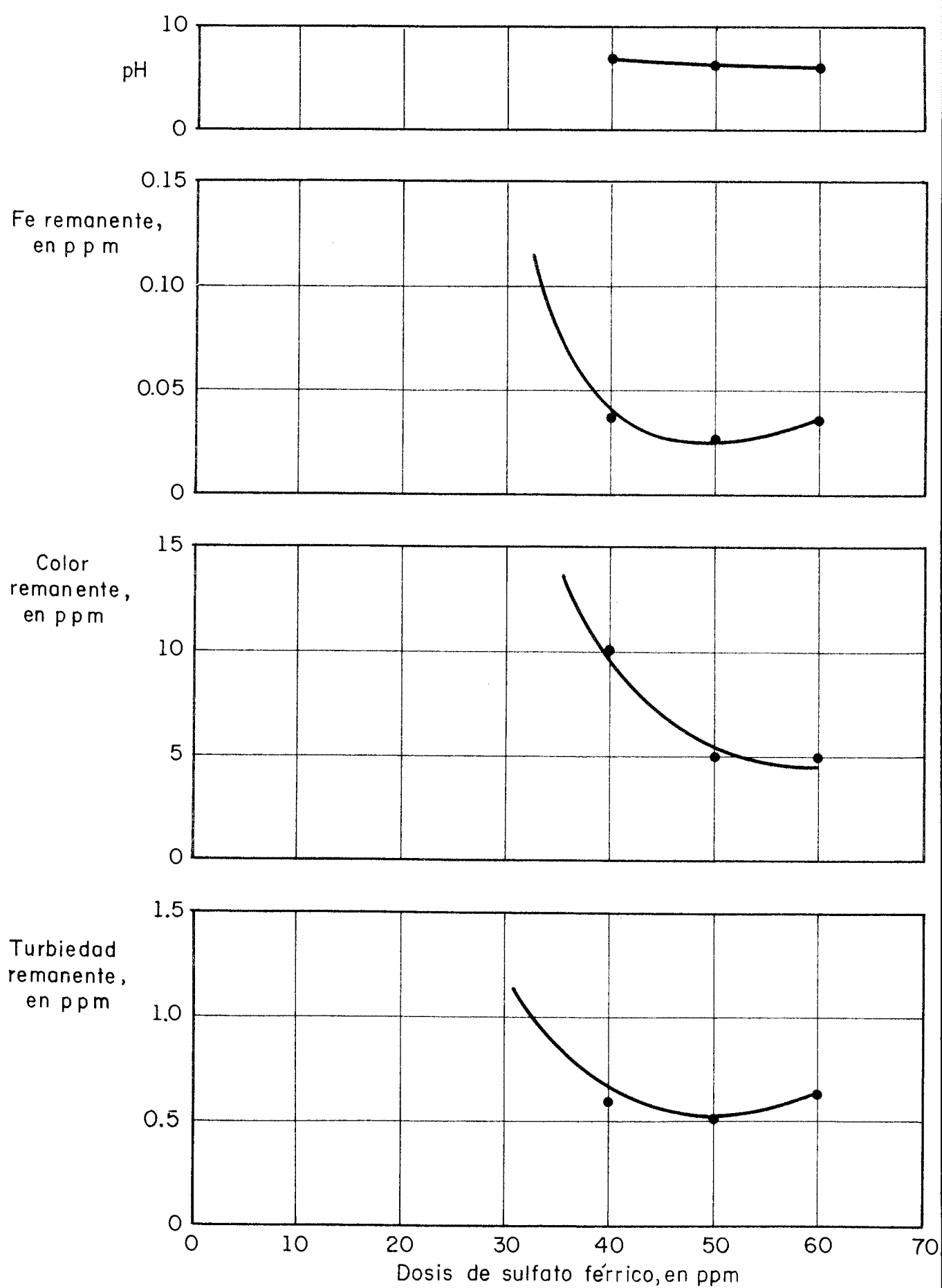


Fig 20. Coagulación con sulfato férrico y dosis de 1 ppm de polielectrolito catiónico. pH natural

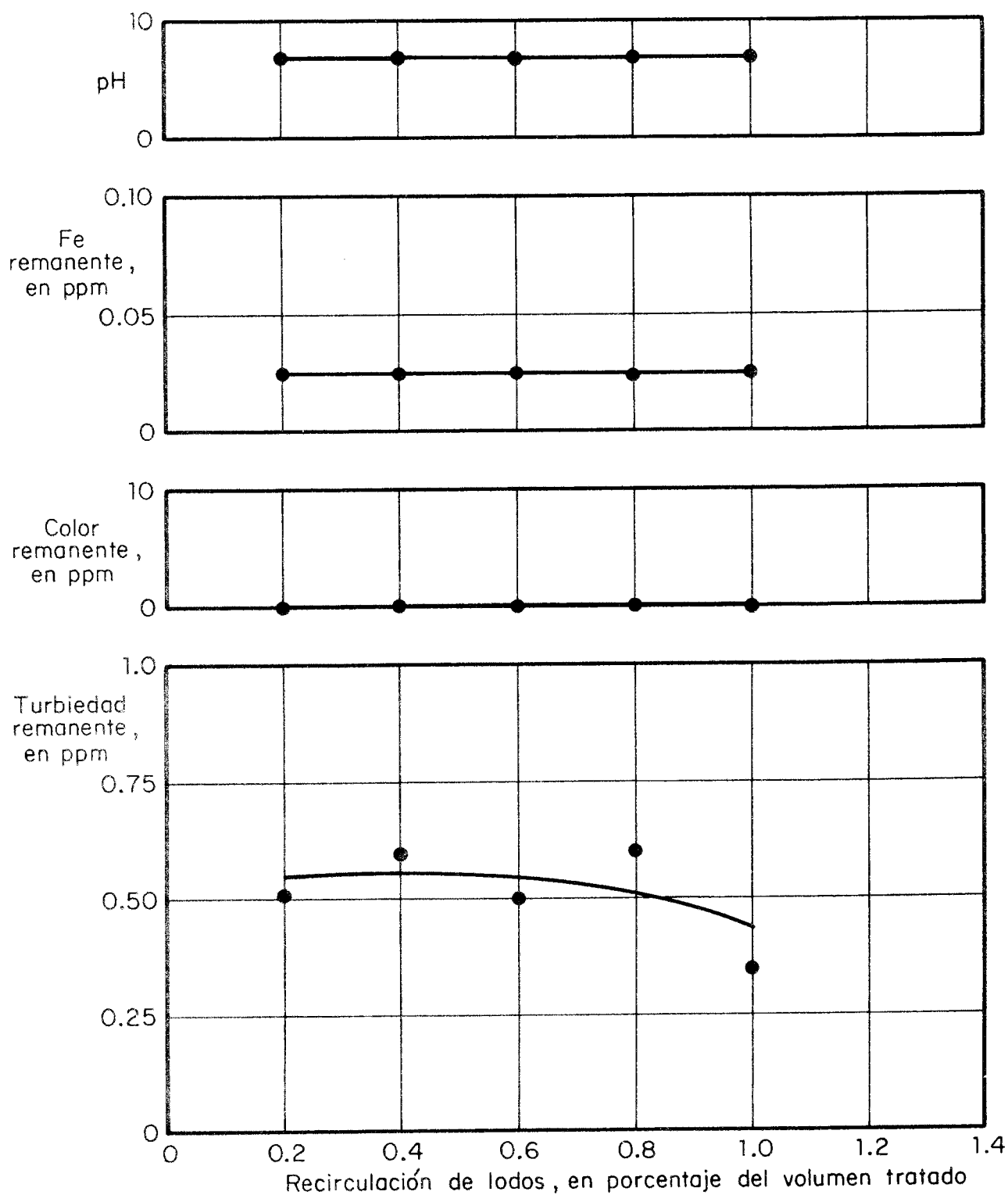


Fig 21. Precloración con dosis de 5 ppm, coagulación con dosis de 30 ppm de sulfato de aluminio y recirculación de lodos. pH natural

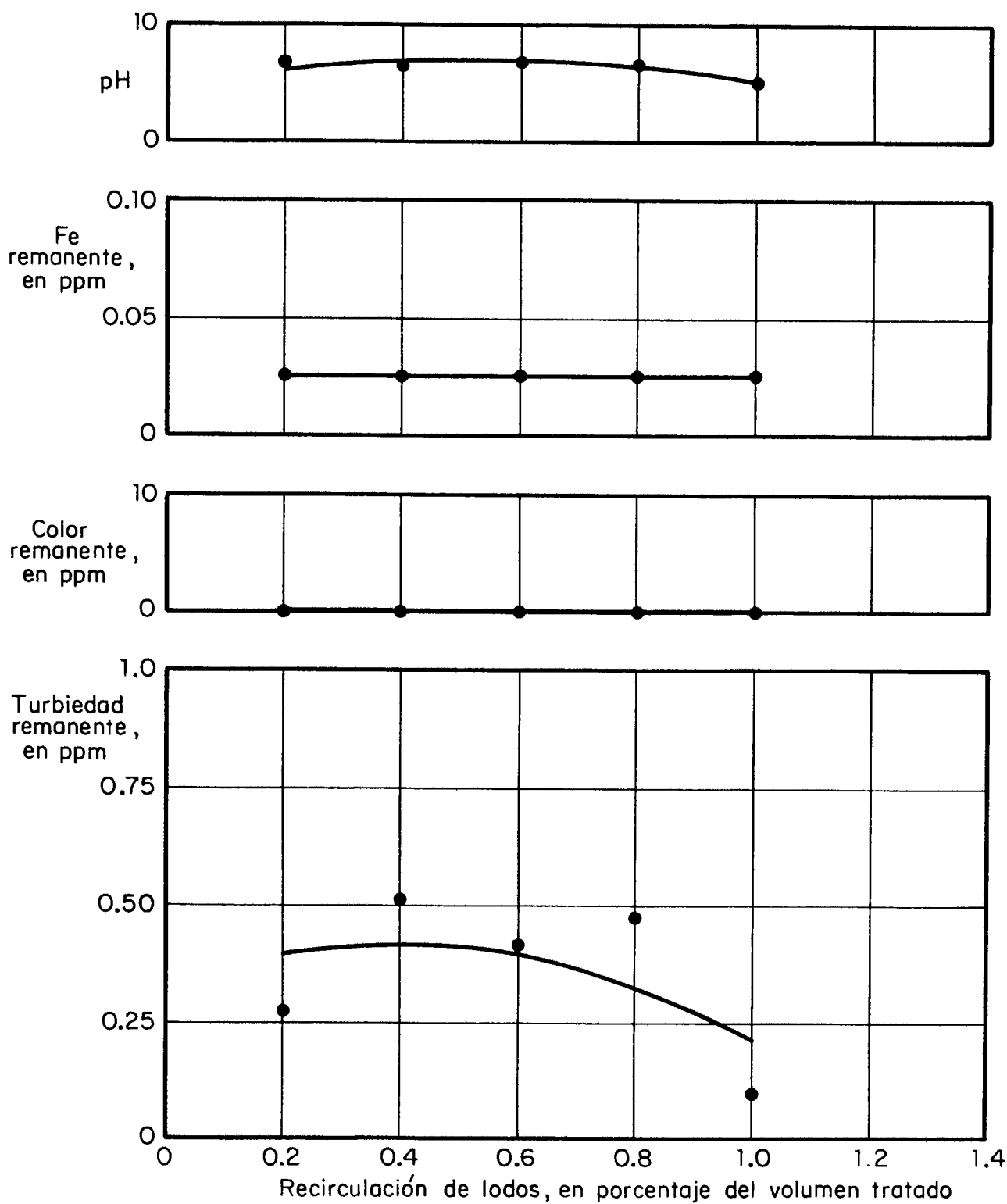


Fig 22. Precloración con dosis de 5 ppm, coagulación con dosis de 50 ppm de sulfato férrico y recirculación de lodos, pH natural

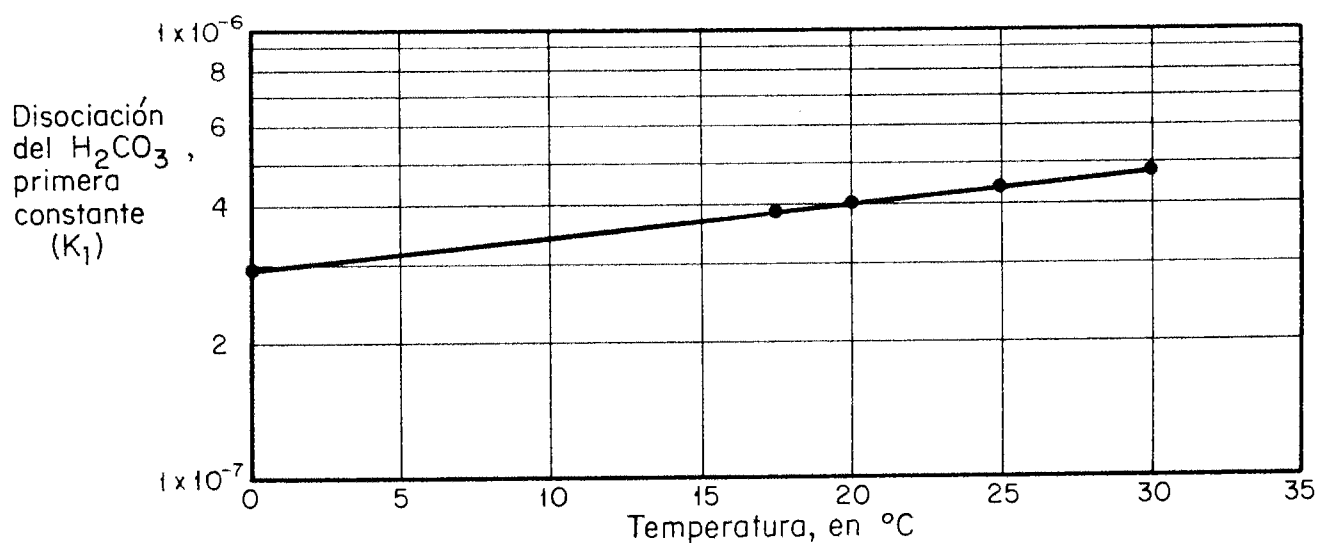


Fig 23. Primera constante de disociación del ácido carbónico

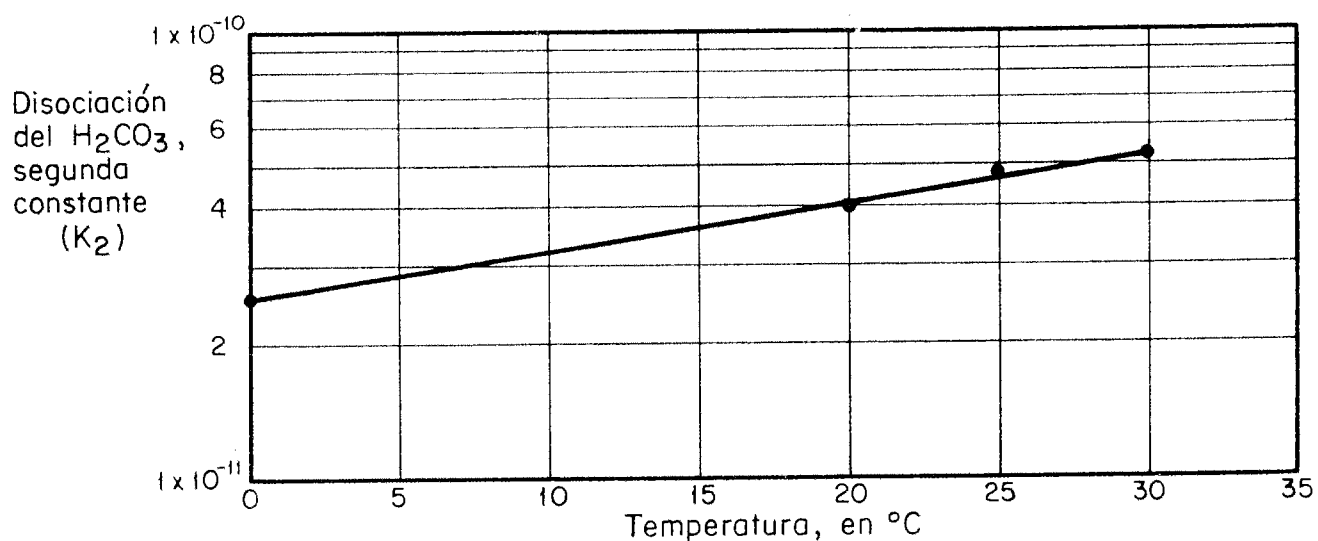


Fig 24. Segunda constante de disociación del ácido carbónico

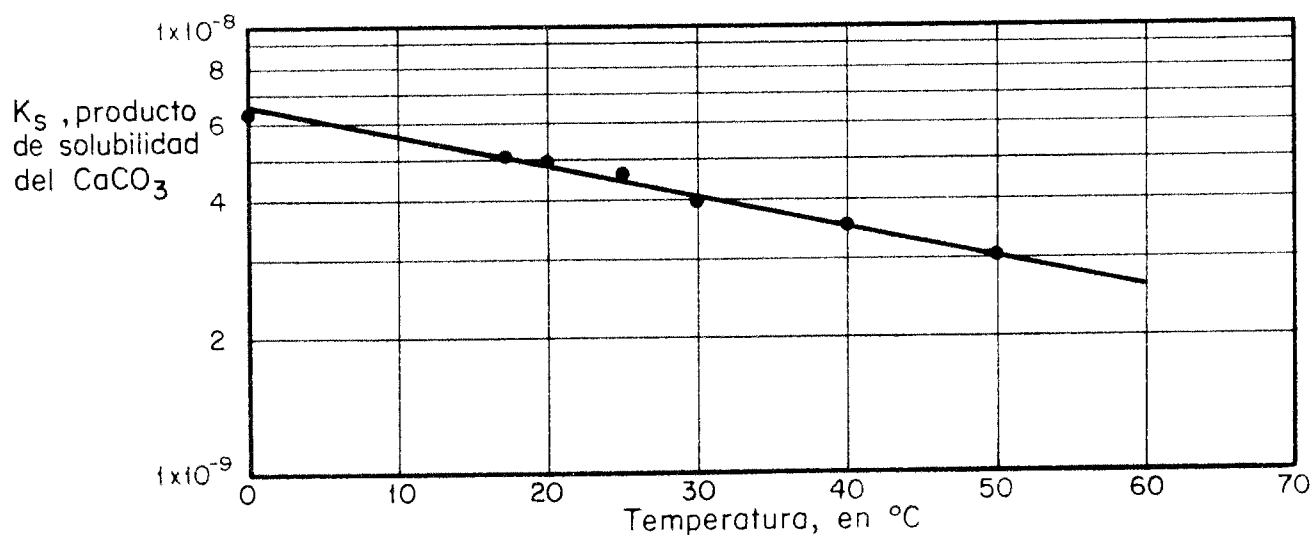


Fig 25. Producto de solubilidad del carbonato de calcio

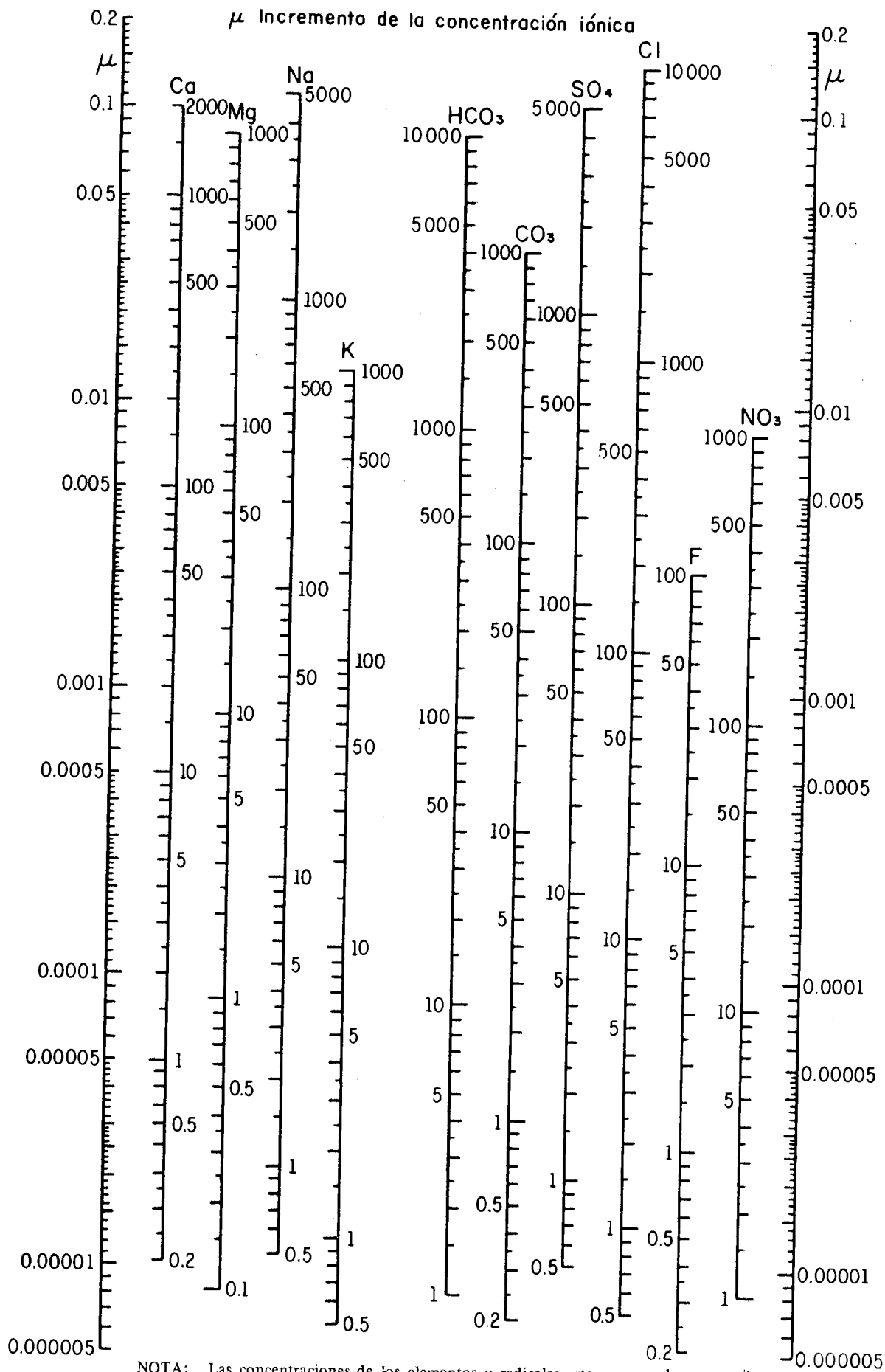


Fig 26. Nomograma para calcular la concentración iónica de aguas naturales
(tomado del US Geological Survey, Water Supply Paper 1535-C)

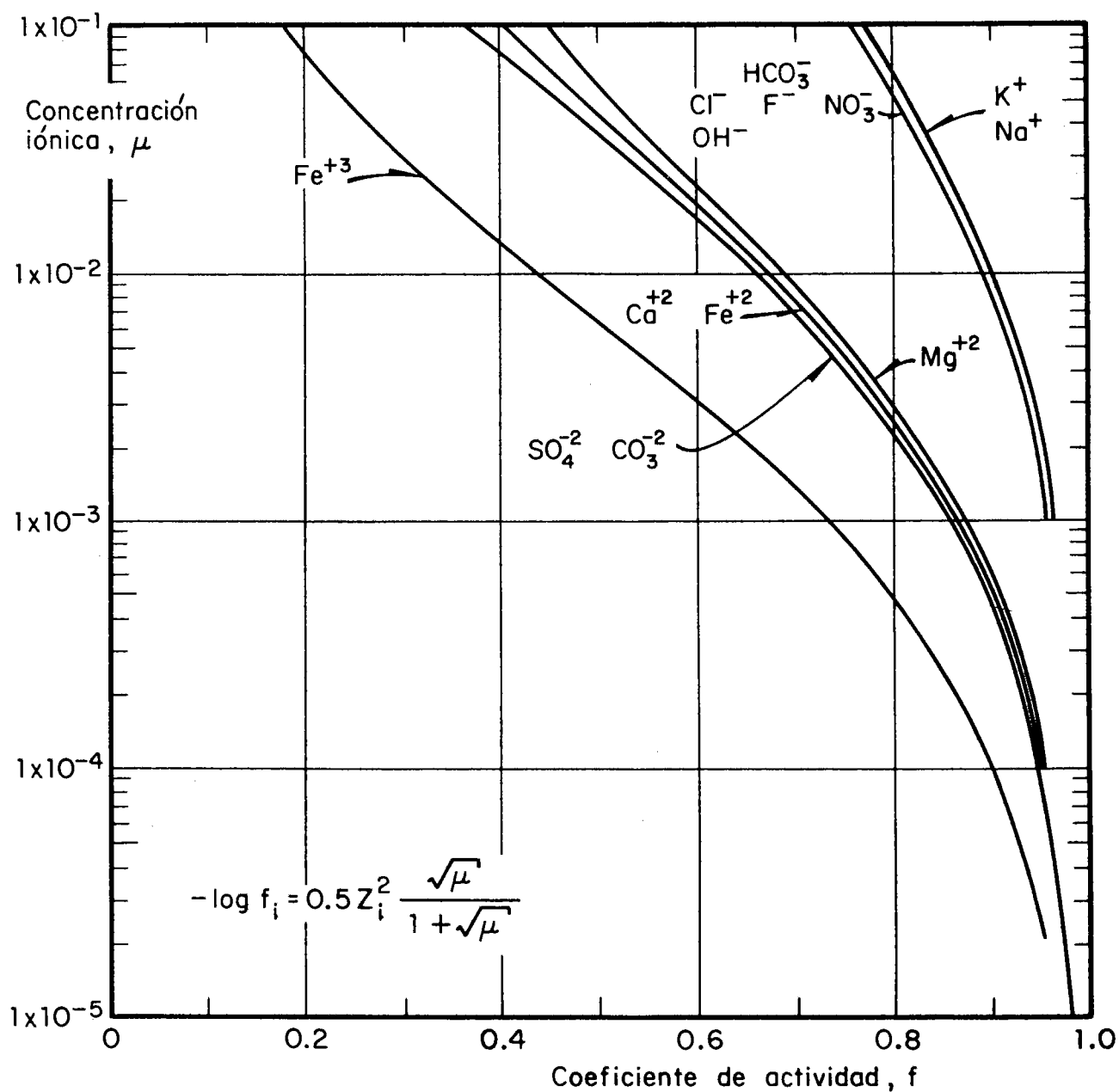


Fig 27. Relación entre los coeficientes de actividad y las concentraciones iónicas de soluciones (tomado del US Geological Survey, Water Supply Paper 1535-C)

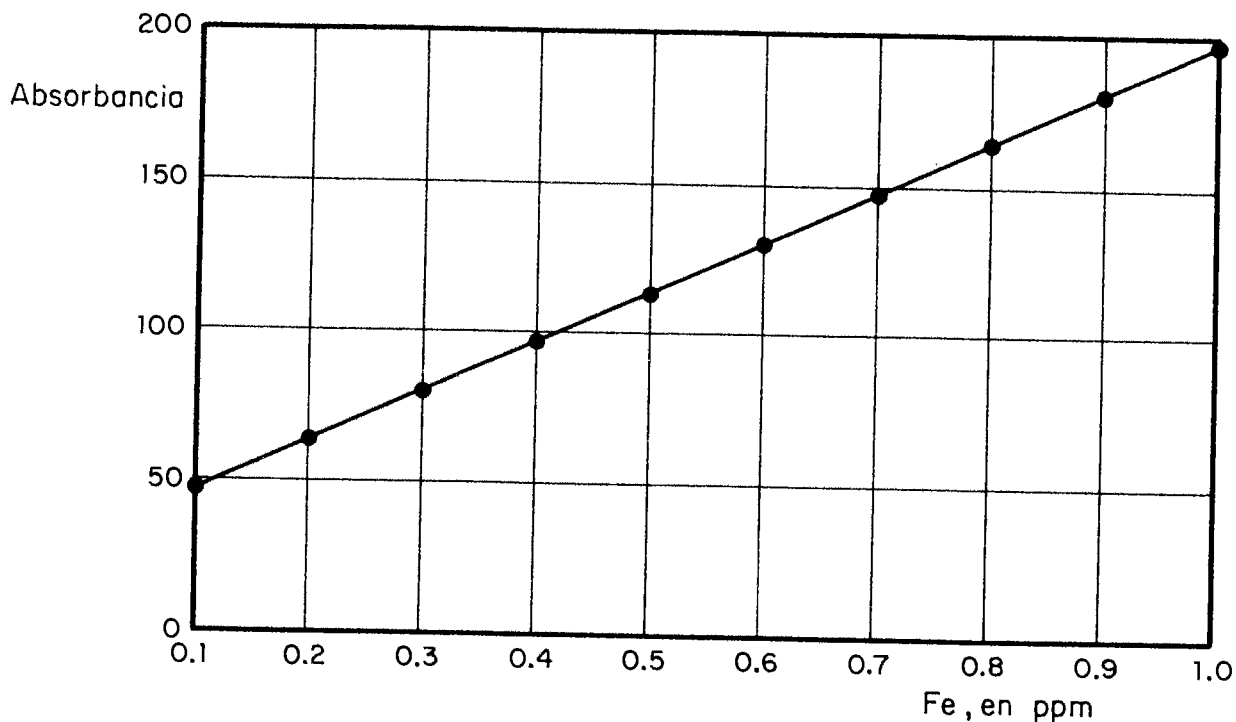


Fig 28. Curva de calibración del fotocolorímetro Klett para la determinación de hierro

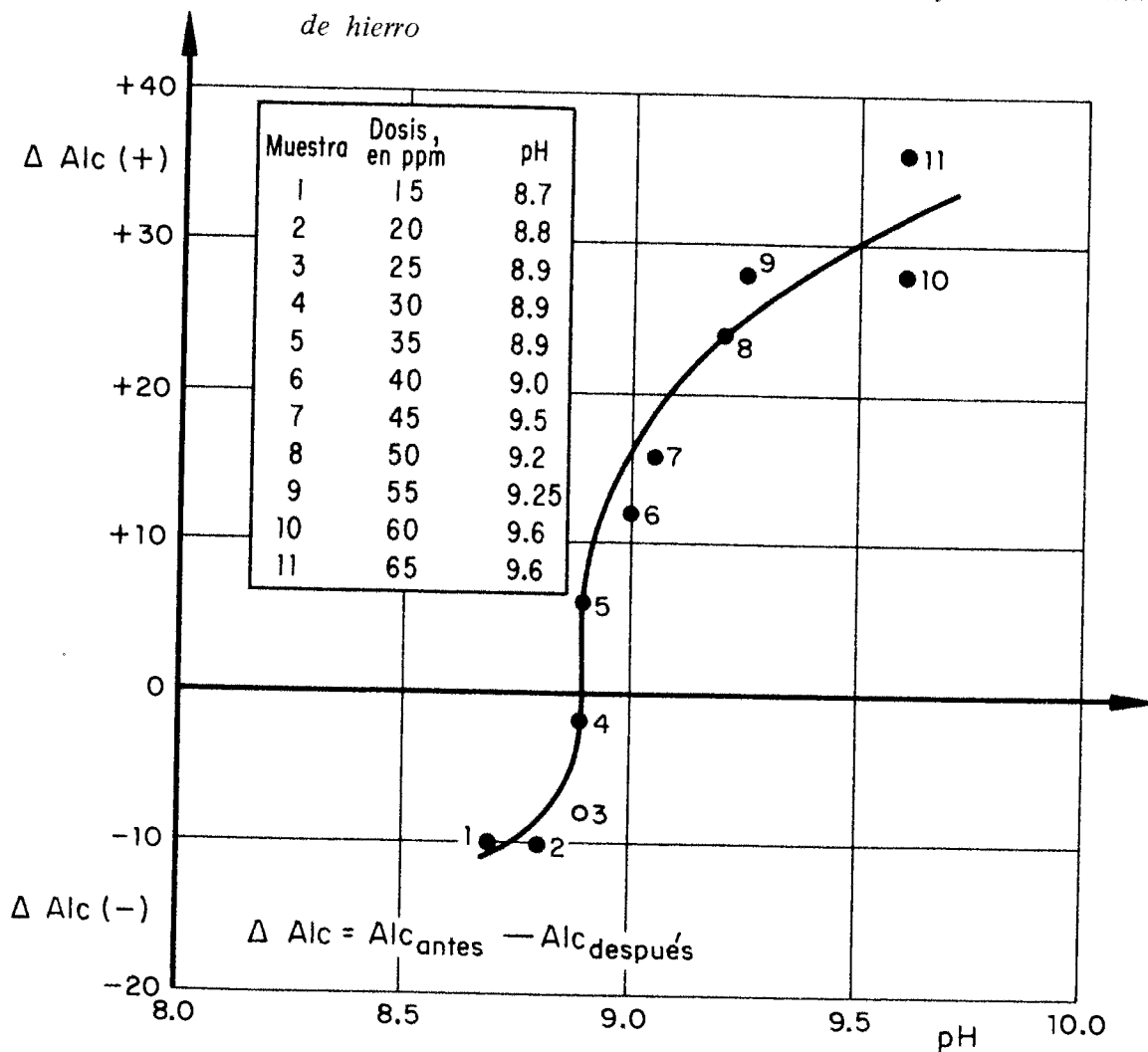


Fig 29. Estabilización química con cal hidratada del agua de la prueba 172