

152

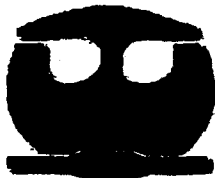


**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO**

FACULTAD DE QUIMICA

**APLICACIÓN DE HIDRÓXIDO DE MAGNESIO
EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES**

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:
INGENIERA QUIMICA
P R E S E N T A :
ILEANA BERENICE TÉLLEZ GARCÍA



MEXICO, D. F.



**EXAMENES PROFESIONALES
FACULTAD DE QUIMICA**

2002

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Paginación

Discontinua

JURADO ASIGNADO

Presidente	Prof. Rodolfo Torres Barrera
Vocal	Prof. Víctor Manuel Luna Pabello
Secretario	Prof. Alfonso Durán Moreno
1er suplente	Prof. Landy Irene Ramírez Burgos
2do suplente	Prof. Gabriel Baldomero Pérez

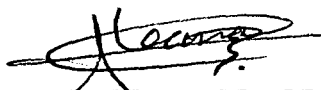
SITIO DONDE SE DESARROLLÓ EL TEMA
PROGRAMA DE INGENIERÍA QUÍMICA AMBIENTAL
Y DE QUÍMICA AMBIENTAL
(Lab.301, Facultad de Química)

Asesor del tema



Dr. Alfonso Durán Moreno

Sustentante



Ileana Berenice Téllez García

**A AQUÉL
QUE NOS DA VIDA
Y LA OPORTUNIDAD DE
DESARROLLARNOS,
A MIS PADRES FRANCISCO Y VICKO,
A MIS HERMANOS PACO Y CARLOS,
A MIS MAESTROS, A MIS AMIGOS Y
A TODOS LOS QUE CONTRIBUYEN
EN EL MEJORAMIENTO Y
EVOLUCIÓN DE NUESTRO
ENTORNO**

AGRADECIMIENTOS

En el transcurso de estos años he recibido la orientación, el apoyo y los buenos consejos de personas valiosas que son parte importante de mi desempeño en el área de la ingeniería, como lo son mis compañeros de estudios, mis maestros y todas aquellas personas que forman parte de la Facultad de Química, además de los actuales colegas. En especial agradezco al Dr. Alfonso Durán Moreno por su guía sensible y acertada en la elaboración de la presente tesis y a todos mis compañeros que formaron parte de ella.

Agradezco a todas las empresas interesadas en el mejoramiento de nuestro ambiente y en la colaboración científica con las universidades, en especial a la compañía Servicios Industriales Peñoles, por su contribución en el proyecto del cual forma parte este trabajo de tesis.

Existen varias instituciones con interés en la formación de nuevos profesionistas íntegros y dedicados, de las que tuve la fortuna de ser beneficiaria. Agradezco a la Fundación TELMEX por su apoyo económico y aportación social durante la carrera. Así como también al Programa de Ingeniería Química Ambiental y de Química Ambiental, por hospedarme durante la parte experimental y por su labor comprometida en el desarrollo de tecnologías a favor del ambiente.

Finalmente agradezco profundamente a mi Universidad Nacional Autónoma de México y en especial a la Facultad de Química, por brindarme el entorno académico y científico para mi formación como Ingeniera Química y en especial como ser humano.

ÍNDICE

<i>Abreviaturas empleadas</i>	10
<i>Introducción</i>	11
<i>Objetivos</i>	12
<i>Objetivos Particulares</i>	12
<i>Hipótesis</i>	12
<i>Fundamentos</i>	13
2.1. Hidróxido de magnesio	14
2.1.1. Propiedades físicas y químicas	14
2.1.2. Procesos de producción del hidróxido de magnesio	16
2.1.3. Manejo y seguridad del hidróxido de magnesio	19
2.1.4. Aplicaciones actuales del hidróxido de magnesio	19
2.1.5. Otras posibles aplicaciones del hidróxido de magnesio	21
2.2. Problemática de los olores	21
2.2.1. Detección de olores	21
2.2.2. Efectos de los olores	23
2.2.3. Desarrollo de olores	24
2.2.4. Control de olores	27
2.2.5. Características del olor	28
2.2.6. Métodos de medición para olor	30
2.2.7. Pruebas sensoriales	33
— Factores que afectan las pruebas sensoriales	33
— Selección de jueces para la detección de olores	35
2.2.8. Efecto del sulfuro de hidrógeno en aguas residuales	38
— Química del sulfuro de hidrógeno	38
— Comportamiento ácido - base	38
— Comportamiento como precipitante	40
— Formación de complejos	41
— El sulfuro de hidrógeno en el ciclo del azufre	41
— Efecto del sulfuro de hidrógeno en la presencia de olor	43
2.3. Hidróxido de magnesio como ayudante en procesos de coagulación - floculación	44
<i>Metadología</i>	46
3.1. Agente neutralizante de olores	47
3.1.1. Pruebas preliminares	48
— Influencia del ajuste de pH y de la agitación en la concentración final de sulfuros, sin adición de hidróxido de magnesio	48
— Influencia de la adición de hidróxido de magnesio en disoluciones sintéticas de sulfuro de sodio con diferentes valores de pH inicial	48
— Influencia de la concentración de hidróxido de magnesio sobre la concentración de sulfuros a dos diferentes valores de pH inicial	49
— Pruebas de olores con aguas sintéticas	49
3.1.2. Pruebas con aguas residuales reales	50
— Aguas residuales de la PTARCU	51
— Pruebas con aguas residuales del GC-RCh	52
— Pruebas con aguas residuales de la PTAHGM	52
— Pruebas con aguas residuales de la PBA	53
3.2. Co-adyuvante de coagulación - floculación	53

3.3. Materiales y métodos de análisis empleados	54
3.3.1. Metodología de muestreo	55
3.3.2. Pruebas de jarras	55
3.3.3. Análisis de calidad del agua	57
3.3.4. Absorbancia	59
3.3.5. Conductividad y Sólidos Disueltos	59
3.3.6. Demanda Química de Oxígeno, DQO	60
3.3.7. Nitrógeno Kjeldahl	60
3.3.8. Métodos para analizar olor	61
— Método para determinar Número Umbral de Olor, NUO	61
— Método para la prueba de ordenamiento de intensidad de olor	62
3.3.9. pH	65
3.3.10. Resistencia Específica a la Filtración, REF	65
3.3.11. Sólidos Totales	68
3.3.12. Método para la determinación de sulfuros	69
3.3.13. Turbidez	69
<i>Resultados</i>	<i>70</i>
4.1. Resultados del control de olores	70
4.1.1. Pruebas preliminares	70
— Influencia del ajuste de pH y de la aireación en la disminución de sulfuros	71
— Evaluación de la influencia de la adición de hidróxido de magnesio en disoluciones sintéticas de sulfuro de sodio con diferentes valores de pH inicial	75
— Evaluación de la influencia de la cantidad de hidróxido de magnesio adicionada a dos diferentes valores de pH inicial	77
— Resultados de pruebas de olores con aguas sintéticas	80
4.1.2. Pruebas con aguas reales	83
— Pruebas con aguas provenientes de la PTARCU	83
— Pruebas con aguas residuales del GC- RCh	89
— Pruebas con muestras de diferentes puntos de la PTAHGM	93
— Pruebas con aguas residuales de la PBA	98
4.2. Resultados de la evaluación del hidróxido de magnesio como co-adyuvante de coagulación-floculación	101
4.3. Obtención de funciones para obtener el pH esperado dependiendo del pH de la disolución y de la cantidad de hidróxido de magnesio agregada.	108
4.4. Variación de algunos parámetros con la adición de hidróxido de magnesio	113
4.5. Aproximación del costo de la aplicación del HG.	117
<i>Conclusiones</i>	<i>118</i>
<i>Glosario</i>	<i>120</i>
<i>Referencias</i>	<i>124</i>

ÍNDICE DE TABLAS

<i>Tabla 1. Especificaciones del producto en suspensión producido por Peñoles</i>	15
<i>Tabla 2. Especificaciones del producto en polvo producido por Peñoles</i>	15
<i>Tabla 3. Algunas preparaciones antiácidas comerciales de uso común</i>	20
<i>Tabla 4. Compuestos olorosos asociados al agua residual *</i>	22
<i>Tabla 5. Umbrales de olor de los compuestos olorosos asociados al agua residual bruta*</i>	23
<i>Tabla 6. Posibles fuentes de olor durante el tratamiento de aguas residuales</i>	25
<i>Tabla 7. Factores a tener en cuenta para la caracterización completa de un olor</i>	28
<i>Tabla 8. Tipos de errores en la detección sensorial de olores *</i>	34
<i>Tabla 9. Resumen de pruebas realizadas para el estudio de control de olor</i>	51
<i>Tabla 10. Resumen de pruebas realizadas para el estudio de co-adyuvante de coagulación-floculación</i>	54
<i>Tabla 11. Principio y/o relación de métodos utilizados para los diferentes parámetros a determinar para las pruebas de jarras</i>	58
<i>Tabla 12. Análisis de las aguas sintéticas utilizadas en las pruebas preliminares</i>	71
<i>Tabla 13. Porcentajes de disminución o aumento en los parámetros determinados con respecto a la disolución inicial o a la etapa anterior.</i>	72
<i>Tabla 14. Resultados de la prueba de jarras con pH inicial variable</i>	76
<i>Tabla 15. Caracterización de muestras de la prueba de jarras con diferentes dosis de hidróxido de magnesio adicionados para la disolución con pH inicial de 5.7</i>	77
<i>Tabla 16. Caracterización de muestras de la prueba de jarras con diferentes dosis de hidróxido de magnesio adicionados para la disolución con pH inicial de 2.1</i>	78
<i>Tabla 17. Variación del NUO a diferentes valores de pH</i>	80
<i>Tabla 18. Variación de la concentración de sulfuro de hidrógeno a diferentes pH</i>	81
<i>Tabla 19. Pruebas con Agua del GC-RCh</i>	89
<i>Tabla 20. Resultados de análisis sensorial mediante la prueba de ordenamiento de la intensidad de olor en muestras de la prueba de jarras</i>	91
<i>Tabla 21. NUO de muestras en diferentes puntos del tren de tratamiento</i>	93
<i>Tabla 22. Resultados de NUO por juez con las aguas residuales de la PTAHGM</i>	93
<i>Tabla 23. Prueba de Jarras con diferentes cantidades de Hidróxido de Magnesio</i>	94
<i>Tabla 24. Resultados de análisis practicados a muestras de agua de la PTAHGM</i>	96
<i>Tabla 25. Resultados de la prueba de ordenamiento con agua de la PTAHGM</i>	97
<i>Tabla 26. NUO de muestras de influentes a la PBA</i>	98
<i>Tabla 27. Resultados de NUO con las aguas residuales de la PBA</i>	98
<i>Tabla 28. Pruebas con Agua de PBA</i>	100
<i>Tabla 29. AVON 1: Determinación de dosis óptimas de coagulante</i>	102
<i>Tabla 30. AVON 2: Determinación de dosis óptimas de floculante</i>	102
<i>Tabla 31. AVON 3: Determinación de dosis óptima de $Mg(OH)_2$</i>	104
<i>Tabla 32. AVON 4: Determinación de dosis óptimas de floculante, con $Mg(OH)_2$</i>	104
<i>Tabla 33. Obtención de la función para el HG</i>	110
<i>Tabla 34. Obtención de la función para el NG</i>	110
<i>Tabla 35. %ERROR y ΔpH, entre el pH experimental y el pH calculado para el HG</i>	111
<i>Tabla 36. %ERROR y ΔpH, entre el pH experimental y el pH calculado para el NG</i>	112
<i>Tabla 37. Caracterización de agua residual con diferentes cantidades de HG</i>	113
<i>Tabla 38. Caracterización de agua residual con diferentes cantidades de NG</i>	113
<i>Tabla 39. Costo de aplicación de HG</i>	117

ÍNDICE DE GRÁFICAS

Gráfica 1.	Comportamiento de los sulfuros totales y no ionizados durante las cuatro etapas	73
Gráfica 2.	Comportamiento de pH, turbidez, conductividad y sólidos disueltos con el ajuste de pH y agitación.	74
Gráfica 3.	Porcentajes de disminución de la concentración de sulfuros a diferentes pH inicial	75
Gráfica 4.	Disminución de sulfuros a diferentes concentraciones de hidróxido de magnesio	77
Gráfica 5.	Cambio de pH con hidróxido de magnesio adicionado	79
Gráfica 6.	Variación de NUO con relación al pH	81
Gráfica 7.	Variación de NUO y de concentración de sulfuros con relación al pH	82
Gráfica 8.	Efecto en el pH del hidróxido de magnesio	84
Gráfica 9.	Efecto en la conductividad del hidróxido de magnesio	84
Gráfica 10.	Efecto del hidróxido de magnesio en los sólidos disueltos	85
Gráfica 11.	Efecto sobre la turbidez por la adición del hidróxido de magnesio	86
Gráfica 12.	Resultados de las pruebas de olores efectuadas a las aguas residuales de la PTARCU	87
Gráfica 13.	Comportamiento de NUO en las disoluciones con pH inicial de 4	88
Gráfica 14.	Resultados de las pruebas de olores con las aguas residuales del GC-RCh	90
Gráfica 15.	NUO promedio y pH final con la adición de hidróxido de magnesio en muestras de aguas residuales en la salida de fosas sépticas de la PTAHGM	95
Gráfica 16.	NUO obtenidos con la agregación de HG a las aguas residuales de la PBA	99
Gráfica 17.	NUO promedio y pH final obtenidos con la adición de hidróxido de magnesio a las aguas residuales de la PBA	99
Gráfica 18.	Turbidez obtenida en la prueba AVON 3	105
Gráfica 19.	Turbidez obtenida en la prueba AVON 4	105
Gráfica 20.	Valores de la DQO correspondientes a la prueba AVON 3	106
Gráfica 21.	Valores de la DQO correspondientes a la prueba AVON 4	106
Gráfica 22.	Valores de la REF obtenidos con los lodos producidos en la prueba AVON 3	107
Gráfica 23.	Valores de la REF obtenidos con los lodos producidos en la prueba AVON 4	107
Gráfica 24.	Diagrama de pH experimental vs el pH calculado para el HG	111
Gráfica 25.	Diagrama de pH experimental vs el pH calculado para el NG	112
Gráfica 26.	Variación del pH con la adición de HG ó NG	114
Gráfica 27.	Variación de alcalinidad con la adición de HG ó NG	114
Gráfica 28.	Variación de dureza con la adición de HG ó NG	115
Gráfica 29.	Variación de sólidos totales y sólidos disueltos con la adición de HG ó NG	116

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.	<i>Diagrama de bloques del proceso utilizado en la planta Química del Rey, Peñoles, para la producción de hidróxido de magnesio a partir de la dolomita</i>	17
Figura 2.	<i>Diagrama de flujo de proceso utilizado en la planta Química del Rey, Peñoles, para la producción de hidróxido de magnesio a partir de la dolomita</i>	18
Figura 3.	<i>Diagrama de influencia de la temperatura en las concentraciones de olor</i>	26
Figura 4.	<i>Diagrama de influencia del pH en las concentraciones de olor</i>	26
Figura 5.	<i>Medidor H₂S portátil empleado en estudios de olores de campo.</i>	30
Figura 6.	<i>Diagrama log C - pH de los sistemas H₂S/HS/S²⁻ (Ci = 10⁻¹ M) y NH₄⁺/NH₃ (Ci = 2 x 10⁻¹ M). Condiciones de equilibrio de disoluciones 0.1 M de H₂S (punto a), Na₂S (punto b) y (NH₄)₂S (punto c)</i>	39
Figura 7.	<i>Diagrama de solubilidad de algunos sulfuros de metales divalentes en presencia del sulfuro 0.1M</i>	40
Figura 8.	<i>Fuentes de óxidos de azufre atmosféricos</i>	41
Figura 9.	<i>Ciclo atmosférico del azufre</i>	42
Figura 10.	<i>Dependencia del sulfuro de hidrógeno y el amoniaco con el pH @20°C.</i>	43
Figura 11.	<i>Esquema de las pruebas realizadas</i>	47
Figura 12.	<i>Aparato de pruebas de jarras utilizado para los estudios de coagulación-floculación y control de olores.</i>	56
Figura 13.	<i>Equipo para determinar la REF</i>	66

ÍNDICE DE ANEXOS

<i>ANEXO I: Índice de Normas Utilizadas</i>	<i>i</i>
<i>ANEXO II: Diagramas de Flujo de los procedimientos Analíticos Utilizados</i>	
- <i>Método espectrofotométrico para la determinación de DQO</i>	<i>ii</i>
- <i>Método espectrofotométrico para la determinación de sulfuros</i>	<i>iii</i>
- <i>Método para determinar turbidez</i>	<i>iv</i>
<i>ANEXO III: Relación de equipos utilizados en la parte experimental</i>	
<i>ANEXO IV: Tabla de intervalos</i>	<i>ix</i>
<i>ANEXO V: Resultados para obtener un modelo de pH final en función del pH inicial y de la concentración de hidróxido de magnesio</i>	<i>x</i>
A1. <i>Resultados experimentales para el HG</i>	<i>x</i>
A2. <i>Resultados experimentales para el NG</i>	<i>xi</i>
A3. <i>Gráfica de la constante b en función del $pH_{inicial}$, y diversas líneas de tendencia, para las soluciones que se les adicionó HG.</i>	<i>xii</i>
A4. <i>Gráfica de la constante m en función del $pH_{inicial}$, y diversas líneas de tendencia, para las soluciones que se les adicionó HG.</i>	<i>xii</i>
A5. <i>Gráfica de la constante b en función del $pH_{inicial}$, y diversas líneas de tendencia, para las soluciones que se les adicionó NG.</i>	<i>xiii</i>
A6. <i>Gráfica de la constante m en función del $pH_{inicial}$, y diversas líneas de tendencia, para las soluciones que se les adicionó NG.</i>	<i>xiii</i>
A7. <i>%ERROR y ΔpH, entre el pH experimental y el pH calculado para el HG.</i>	<i>xiv</i>
A8. <i>%ERROR y ΔpH, entre el pH experimental y el pH calculado para el NG.</i>	<i>xv</i>
<i>ANEXO VI: Memoria fotográfica</i>	<i>xvi</i>

ABREVIATURAS EMPLEADAS

<u>ABREVIATURA</u>	<u>SIGNIFICADO</u>
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
GC-RCh	Gran Canal y el Río Churubusco
HG	Hidróxido de magnesio producido por Peñoles en la presentación en polvo llamada HIDROMAG
IIO	Índice de Intensidad de Olor
NG	Hidróxido de magnesio producido por Peñoles en la presentación en suspensión llamada NEUTOMAG
NUO	Número Umbral de Olor
PBA	Planta de Bombeo "Aculco"
Peñoles	Servicios Industriales Peñoles S.A. de C.V.
pH	Potencial de Hidrógeno
PTAHGM	Planta de Tratamiento de Agua del Hospital Gabriel Mancera
PTARCU	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ciudad Universitaria
REF	Resistencia Específica a la Filtración
SDT	Sólidos Disueltos Totales
ST	Sólidos Totales

INTRODUCCIÓN

El presente estudio de aplicación del hidróxido de magnesio al tratamiento de aguas residuales tiene su origen en un proyecto financiado por la empresa Servicios Industriales Peñoles S.A. de C.V., denominada en adelante Peñoles. En la actualidad uno de los principales intereses de esta empresa es el ambiente, con esta preocupación y con el deseo de incrementar su producción y venta de hidróxido de magnesio se exploraron diferentes aplicaciones: En el control de olores de aguas residuales, como ayudante en el proceso de coagulación-floculación, su aplicación en vinazas procedentes de ingenios azucareros y su empleo como ayudante en la sedimentación en reactores de lodos activados¹.

El empleo de agentes oxidantes de difícil manejo, alto costo y con repercusiones negativas en las instalaciones es el motivo por el que se plantea controlar olores con hidróxido de magnesio, el cual es un producto de bajo costo que al aplicarse ocasiona mínimos efectos desfavorables al ambiente.

Este proyecto denominado "Evaluación de opciones para el uso de compuestos de magnesio en el tratamiento de aguas residuales" fue realizado dentro del Programa de Ingeniería Química Ambiental y Química Ambiental, PIQAYQA, en sus instalaciones localizadas en los laboratorios del 301 al 303, del edificio "E" de la Facultad de Química.

Los objetivos e hipótesis se presentan a continuación.

¹ Esta última aplicación abordada en el trabajo de tesis de licenciatura en Ingeniería Química, FQ, UNAM de Cristiani, Erika, 2002

OBJETIVOS

- ▶ El objetivo de esta tesis es evaluar experimentalmente la viabilidad de aplicar el hidróxido de magnesio como agente neutralizante de olores asociados a aguas residuales
- ▶ Como objetivo secundario se plantea la búsqueda de otras posibles opciones de utilización del hidróxido de magnesio en el área de tratamiento de agua, como agente coadyuvante de coagulación – floculación

OBJETIVOS PARTICULARES

- ▶ Obtener un modelo que describa el comportamiento del pH de disoluciones con hidróxido de magnesio
- ▶ Describir el comportamiento de parámetros en las disoluciones con hidróxido de magnesio
- ▶ Obtener una aproximación del costo de aplicación de hidróxido de magnesio para control de olores

HIPÓTESIS

1. Si en las instalaciones de colección, conducción y tratamiento de aguas residuales la principal causa de olores se debe a la presencia de H_2S en condiciones anaerobias y ácidas, la adición del hidróxido de magnesio aumentará el pH de las aguas y en consecuencia disminuirá el problema de olores
2. La adición de hidróxido de magnesio mejorará la eficiencia del proceso de coagulación – floculación, por un control del pH y por favorecer la formación de flóculos más espesos y más fácilmente sedimentables
3. El ión Mg^{2+} puede servir como coagulante precipitando una fracción de la materia particulada responsable del color de las vinazas.

Capítulo 2

FUNDAMENTOS

Las principales aplicaciones del hidróxido de magnesio en el área del acondicionamiento y tratamiento de aguas residuales incluyen el control de pH de aguas ácidas y la eliminación de la corrosión en instalaciones y obras hidráulicas (Kirk-Othmer, 1993). Adicionalmente, el hidróxido de magnesio puede ser utilizado en pruebas que resulten en la eliminación o disminución de otras especies químicas problemáticas en el agua.

La aplicación primordial del hidróxido de magnesio en cuestiones ambientales es el control de olores. El mal olor es uno de los problemas más desagradables asociados a las aguas residuales, plantas de tratamiento de aguas, drenajes y alcantarillados. En la actualidad, se ofrecen en el mercado productos con hidróxido de magnesio, para nivelar el pH de disoluciones líquidas; por ejemplo las contenidas en alcantarillados.

La principal forma de remoción de olores en las plantas de tratamiento de aguas es mediante la oxidación. Sin embargo, a lo largo del drenaje se dificulta la realización de un proceso de oxidación a las aguas residuales, debido a que se utilizan sustancias químicas de difícil manejo, a su alto costo y al desgaste provocado en los drenajes o alcantarillados, además de no estar considerada la remoción de olores de manera específica en su diseño (Metcalf & Eddy, 1996).

Además del empleo del hidróxido de magnesio en control de olores en la presente tesis se plantean dos nuevas aplicaciones para su uso: como ayudante en el proceso de floculación – coagulación y para disminuir la absorbancia que presentan las vinazas procedentes de ingenios azucareros.

2. 1. HIDRÓXIDO DE MAGNESIO

2.1.1. PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS

El hidróxido de magnesio es un polvo blanco, inodoro, su forma cristalina es hexagonal, es soluble en disolución de sales amoniacales y ácidos diluidos, pero insoluble en agua y alcohol. Su solubilidad en agua fría a 13°C, es de 0.0009 partes de peso por 100 partes de disolvente (Perry, 1992). Su peso fórmula es de 58.34. y su densidad relativa es de 2.36. Se descompone a temperaturas arriba de los 350°C y no es combustible. Tiene un índice de refracción de 1.5617, para la línea D del sodio ($\lambda=589.3\mu\text{m}$). Se presenta en la naturaleza en forma de brucita. Expuesto a la atmósfera absorbe humedad y dióxido de carbono (Hawley, 1993, Perry, 1992 y Kirk-Othmer, 1993)

En suspensión acuosa también es llamado hidrato magnésico, lechada de magnesia y magma de magnesia, su número CAS es 1309-42-8 (Hawley, 1993). En cuanto al magnesio, éste es esencial para la vida animal y vegetal, los iones Mg^{2+} no son tóxicos. Se calcula que 0.3g de magnesio diario constituyen la ingestión de un adulto (Chang, 1992).

La empresa Peñoles produce hidróxido de magnesio en presentación de suspensión y polvo, llamadas NEUTROMAG (NG) e HIDROMAG (HG) respectivamente, las cuales tienen las propiedades mostradas en las Tablas 1 y 2.

Tabla 1. Especificaciones del producto en suspensión producido por Peñoles

NEUTROMAG TE (NG)		
<i>Análisis Químico</i>		
<u>Suspensión acuosa</u>	<u>Intervalo</u>	<u>Típico</u>
Sólidos totales, % como	50-60	55
Mg(OH) ₂	40-50	45
Agua, %	1.42-1.52 g/cm ³	1.48g/cm ³
Densidad a 25 °C	<400 cp	200 cp
Viscosidad		
Apariencia: suspensión blanca		

Tabla 2. Especificaciones del producto en polvo producido por Peñoles

HIDROMAG DTH (HG)	
<i>Análisis Químico</i>	
<u>Composición</u>	<u>Análisis</u>
CaO	0.60 % Máx.
SiO ₂	0.10 % Máx.
Al ₂ O ₃	0.08 % Máx.
Fe	400 ppm Máx.
H ₂ O	0.50 % Máx.
Mg(OH) ₂	97.00 % Máx.
% L.O.I.	30.00% Mín.
<i>Propiedades Físicas</i>	
<u>Granulometría</u>	
Tyler 100:	0.00 % retenido
Área superficial (BET)	3.5 - 5.5 m ² /g
Tamaño promedio de partícula	4 - 5 micrones
Densidad específica	2.4

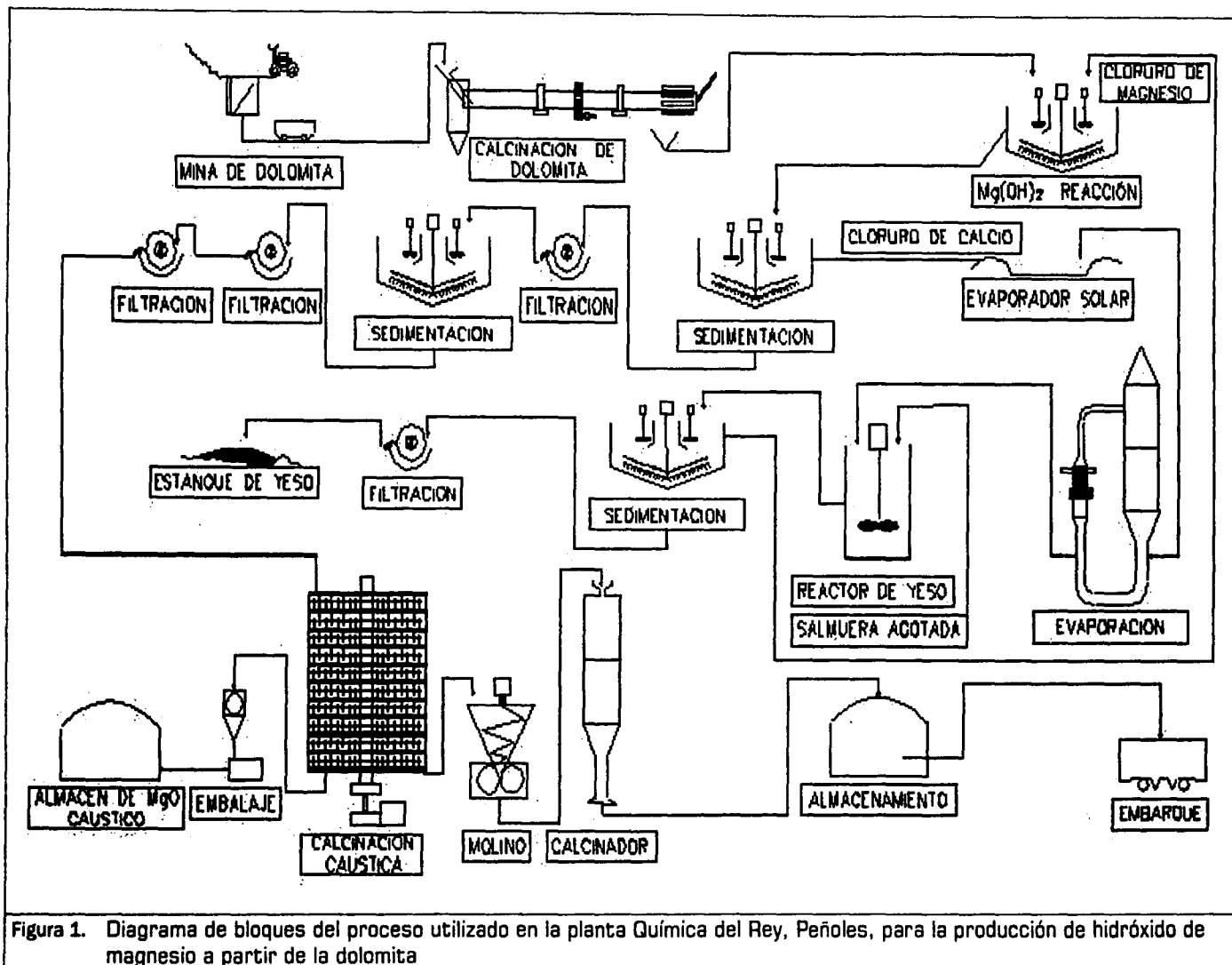
2.1.2. PROCESOS DE PRODUCCIÓN DEL HIDRÓXIDO DE MAGNESIO

En el laboratorio se obtiene por precipitación de una disolución de sal de magnesio con hidróxido de sodio (Hawley, 1993). El óxido de magnesio reacciona en forma muy lenta con el agua para formar hidróxido de magnesio, una suspensión sólida blanca denominada *leche de magnesia* que se usa para tratar la indigestión ácida:



De acuerdo a información proporcionada por Peñoles, quien es el principal productor en el mercado nacional, la producción de hidróxido de magnesio durante el año 2000 fue de 30,000 toneladas. El hidróxido de magnesio se obtiene a partir de la dolomita², la cual pasa a una calcinación, para entrar a un reactor con cloruro de magnesio. Después el producto pasa por etapas de sedimentación y filtración de donde se obtiene el hidróxido de magnesio. El proceso se puede observar en las Figuras 1 y 2 donde se muestran los diagramas de bloques y de flujo de proceso utilizados por Peñoles.

² Mineral trigonal carbonato de calcio y magnesio, $\text{CaO} \cdot \text{MgO} \cdot 2\text{CO}_2$



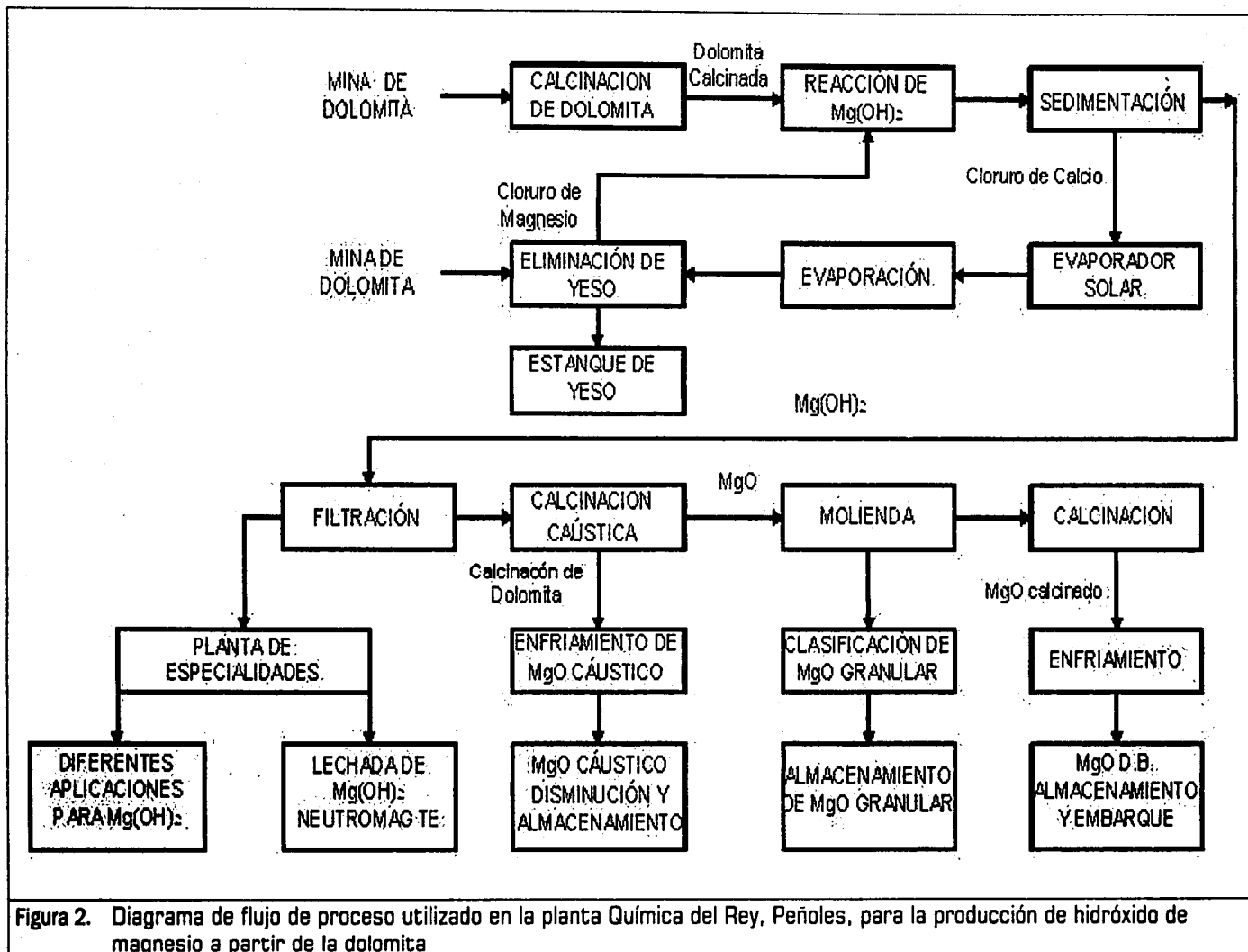


Figura 2. Diagrama de flujo de proceso utilizado en la planta Química del Rey, Peñoles, para la producción de hidróxido de magnesio a partir de la dolomita

2.1.3. MANEJO Y SEGURIDAD DEL HIDRÓXIDO DE MAGNESIO

El hidróxido de magnesio no se absorbe por la piel. Seco puede irritar los ojos, la piel, las fosas nasales y las vías respiratorias. La ingestión causa generalmente la purga de los intestinos y en gran cantidad los puede obstruir. No hay datos sobre repercusiones por exposición prolongada. La OSHA³ lo clasifica como un polvo molesto. La exposición respirable es de 5 mg/m³ y 15 mg/m³ total (Kirk-Othmer, 1993).

2.1.4. APLICACIONES ACTUALES DEL HIDRÓXIDO DE MAGNESIO

La principal aplicación del hidróxido de magnesio es en la industria de pulpas de papel. También es usado en la producción de óxido, cloruro y sulfato de magnesio. Otras aplicaciones son en cerámicas, sustancias químicas, fármacos, plásticos, retardantes de flama y supresores de humo, además se está ampliando el mercado en el tratamiento de corrientes gaseosas para remover SO_x de gases residuales (Kirk-Othmer, 1993)

El hidróxido de magnesio es utilizado en la refinación de azúcar, en medicina como antiácido y laxante, en los dentífricos, como agente alcalino, secante y de retención de color en alimentos y postres helados, como intermediario para la obtención de sales de magnesio, como aditivo para residuos de combustibles fósiles, en la pulpa de sulfito y en el proceso de uranio (Hawley, 1993).

Como antiácido reduce temporalmente la concentración del ion H⁺ en el estómago. La función principal de los antiácidos, como el hidróxido de magnesio, es neutralizar el exceso de HCl en el jugo gástrico (Chang, 1992). La Tabla 3 contiene los ingredientes activos de algunos antiácidos populares. Las reacciones por medio de las cuales neutralizan al ácido estomacal son las siguientes:

³ OSHA: Occupational Safety & Health Administration (administración de salud y seguridad ocupacional de Estados Unidos)

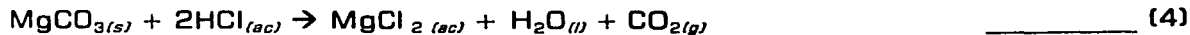
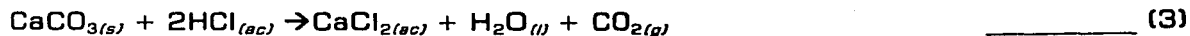
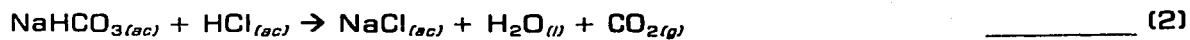


Tabla 3. Algunas preparaciones antiácidas comerciales de uso común

NOMBRE COMERCIAL	INGREDIENTES ACTIVOS
Alka-2	Carbonato de calcio
Alka-Seltzer	Aspirina, bicarbonato de sodio, ácido cítrico.
Bufferin	Aspirina, carbonato de magnesio, glicinato de aluminio.
Aspirina	Aspirina, carbonato de magnesio, hidróxido de glicina y aluminio.
Leche de magnesia	Hidróxido de magnesio
Roloids	Carbonato de dihidroxialuminio y sodio
Tums	Carbonato de calcio

En cuanto a las aplicaciones existentes en el tratamiento de agua, que son las que interesan en este trabajo, se plantea utilizar el hidróxido de magnesio en lugar de la sosa cáustica o cal basándose en la creciente preocupación por manejar productos seguros y amigables al ambiente. El Mg(OH)_2 sirve para neutralizar y precipitar metales pesados. Con su utilización se reduce el volumen de lodos generados y el incremento de la filtrabilidad del lodo es una ventaja potencial. Comparado con otros compuestos como la sosa cáustica, reduce las cantidades estequiométricas necesarias para neutralizar el ácido. Dependiendo de su costo puede ofrecer ventajas al reducir el costo de las sustancias químicas utilizadas (Kirk-Othmer, 1993).

Debido a la baja solubilidad y al efecto de ión común del hidróxido de magnesio, el tratamiento de las aguas residuales comúnmente está amortiguado alrededor de un pH de 9, reduciéndose la posibilidad de que el pH cambie y los metales pesados vuelvan a solubilizarse y puedan ser removidos. Las sales de magnesio producidas en la neutralización son por lo general más solubles que las de calcio, lo que redundo en una menor cantidad de lodos a disponer. La precipitación de hidróxido de magnesio con metales pesados es más lenta comparada con bases más fuertes pero produce

mayores cristales disminuyendo el tren de tratamiento de lodos. Su mayor filtrabilidad puede reducir los costos de operación y de mantenimiento en la parte de filtración y de secado de lodos (Kirk-Othmer, 1993).

2.1.5. OTRAS POSIBLES APLICACIONES DEL HIDRÓXIDO DE MAGNESIO

Existen otras posibles aplicaciones para el hidróxido de magnesio en el tratamiento de aguas residuales que sería interesante probar, entre estas se plantean las siguientes:

- ▶ Micro-nutrimiento y espesador de lodos en reactores biológicos aerobios⁴
- ▶ Remoción de colorantes en disolución, de manera semejante al MgCl₂ (Hai Tan y col., 1999).
- ▶ Remoción de fósforo (Maurer y col., 1998)
- ▶ Remoción de minerales (Piirtola y col., 1999)
- ▶ Ayudante de floculación en procesos de coagulación – floculación⁵
- ▶ Neutralización y precipitación de materia orgánica en vinazas provenientes de ingenios azucareros

2.2. PROBLEMÁTICA DE LOS OLORES

2.2.1. DETECCIÓN DE OLORES

El olfato es el sentido que permite percibir los *olores* en el ambiente. El órgano mediante el cual funciona el sentido del olfato es la nariz, o más propiamente dicho, todo el sistema nasal, donde la nariz es la parte externa y visible (Anzaldúa-Morales, 1997).

⁴ Se realizó un estudio con resultados muy interesantes para el mismo proyecto al que pertenece esta tesis (Cristiani, 2002)

⁵ Abordado en la presente tesis

Los compuestos mal olientes responsables de la tensión psicológica que se produce en los seres humanos se detectan a través del sentido del olfato, pero aún hoy en día se desconoce exactamente el mecanismo involucrado en dicha detección. Desde 1970 se han propuesto más de 30 teorías que pretenden explicar el mecanismo del olfato. Uno de los principales obstáculos a la hora de elaborar una teoría capaz de explicar el mecanismo del olfato es la imposibilidad de explicar la razón por la cual compuestos de estructuras muy similares producen olores diferentes y compuestos de estructuras totalmente diferentes pueden producir olores parecidos. Actualmente parece tener amplia aceptación la premisa de que el olor de una molécula está relacionada con su estructura global (Metcalf & Eddy, 1996).

A lo largo de los años se han hecho numerosos intentos para abordar la clasificación de los olores de forma sistemática. Hay demasiados olores por lo que no se han podido determinar olores básicos, como es en el caso de los demás sentidos. En un intento de clasificación se llegaron a proponer hasta 64 olores básicos, pero esto no satisface toda la gama existente de olores (Anzaldúa-Morales, 1997). En la Tabla 4 se indican las principales clases de olores molestos y los compuestos que intervienen en su generación. Todos estos compuestos pueden estar presentes en las aguas residuales domésticas o generarse a partir de ellas, dependiendo de las condiciones locales. En la Tabla 5 se indican los umbrales de detección y reconocimiento de algunos compuestos malolientes específicos relacionados con las aguas residuales.

Tabla 4. Compuestos olorosos asociados al agua residual *

COMPUESTOS OLOROSOS	FÓRMULA QUÍMICA	CALIDAD DEL OLOR
Aminas	$\text{CH}_3\text{NH}_2, (\text{CH}_3)_3\text{H}$	A pescado
Amoniaco	NH_3	Amoniaco
Diaminas	$\text{NH}_2(\text{CH}_2)_4\text{NH}_2, \text{NH}_2(\text{CH}_2)_5\text{NH}_2$	Carne descompuesta
Sulfuro de hidrógeno	H_2S	Huevos podridos
Mercaptanos (por ejemplo metilo y etilo)	$\text{CH}_3\text{SH}, \text{CH}_3(\text{CH}_2)\text{SH}$	Coles descompuestas
Mercaptanos (por ejemplo butilo y crotilo)	$(\text{CH}_3)_3\text{CSH}, \text{C}_6\text{H}_5(\text{CH}_2)_3\text{SH}$	Zorrillo
Sulfuros orgánicos	$(\text{CH}_3)_2\text{S}, (\text{C}_6\text{H}_5)_2\text{S}$	Coles podridas
Eskatol	$\text{C}_8\text{H}_9\text{N}$	Materia fecal

* Ref.: Metcalf & Eddy, 1996

Tabla 5. Umbrales de olor de los compuestos olorosos asociados al agua residual bruta^a

COMPUESTO OLOROSO	FÓRMULA QUÍMICA	UMBRAL DE OLOR [PPMV] ^b	
		Detección	Identificación
Amoniaco	NH ₃	17	37
Cloro	Cl ₂	0.080	0.314
Sulfuro de dimetilo	(CH ₃) ₂ S	0.001	0.001
Sulfuro de difenilo	(C ₆ H ₅) ₂ S	0.0001	0.0021
Mercaptano de etilo	CH ₃ CH ₂ SH	0.0003	0.001
Sulfuro de hidrógeno	H ₂ S	<0.00021	0.00047
Indol	C ₈ H ₇ N	0.0001	
Metil amina	CH ₃ NH ₂	4.7	
Mercaptano de metilo	CH ₃ NH	0.0005	0.001
Eskatol	C ₉ H ₉ N	0.001	0.019

^a Ref.: Metcalf & Eddy, 1996

^b Partes por millón en volumen

2.2.2. EFECTOS DE LOS OLORES

La problemática de olores está considerada como la principal causa de rechazo a la implantación de instalaciones de tratamiento de aguas residuales (Metcalf & Eddy, 1996 y Gostelow, 2001). En los últimos años, con el fin de mejorar la opinión pública respecto a la implantación de los sistemas de tratamiento, el control y la limitación de los olores han pasado a ser factores de gran importancia en el diseño y proyecto de redes de alcantarillado, plantas de tratamiento y sistemas de evacuación de aguas residuales. En muchos lugares, el temor al desarrollo potencial de olores ha sido causa del rechazo de proyectos relacionados con el tratamiento de aguas residuales. A la vista de la importancia de los olores dentro del ámbito de la gestión de las aguas residuales resulta conveniente estudiar los efectos que producen, cómo se detectan y cómo caracterizarlos y medirlos (Metcalf & Eddy, 1996). El control de emisión de olores se ha convertido en una consideración importante en el diseño de nuevos trabajos y concesiones para proyectos (Gostelow, 2001).

A bajas concentraciones, la influencia de los olores sobre el normal desarrollo de la vida humana tiene más importancia por la tensión psicológica que generan que por el daño que puedan producir al organismo. Los olores molestos pueden reducir el

apetito, inducir a menores consumos de agua, producir desequilibrios respiratorios, náuseas y vómitos, y crear perturbaciones mentales. En ocasiones extremas, los olores desagradables pueden conducir al deterioro de la dignidad personal y comunitaria, inferir en las relaciones humanas, desanimar las inversiones de capital, hacer descender el nivel socioeconómico y reducir el crecimiento. Estos problemas pueden dar lugar al descenso de las rentas y el mercado de propiedades, los ingresos por impuestos y las ventas (Metcalf & Eddy, 1996).

2.2.3. DESARROLLO DE OLORES

Los efluentes de aguas contaminadas pueden llevar una gran cantidad de compuestos, difíciles de medir individualmente, lo cual contribuye a crear problemas de olor. Las combinaciones de los compuestos pueden causar intensidades de olor o desarrollar características que no pueden ser previstas por los olores de las sustancias individuales (NMX-AA-083-1982).

Normalmente en aguas residuales los olores son debidos a los gases liberados durante el proceso de descomposición de la materia orgánica. El agua residual reciente tiene un olor peculiar, algo desagradable, que resulta más tolerable que el del agua residual séptica. El olor más característico del agua residual séptica es debido a la presencia del sulfuro de hidrógeno que se produce al reducirse los sulfatos a sulfitos por acción de microorganismos anaerobios (Metcalf & Eddy, 1996).

Debido a que el caso del sulfuro de hidrógeno es una de las causas más frecuentes en la presencia de olor en aguas residuales y es la principal sustancia que se desea controlar con el hidróxido de magnesio, se hará una descripción más detallada de su funcionamiento en la sección 2.2.8.

Existen diversas causas que propician el desarrollo de olor en las aguas residuales. En la Tabla 6 se da una lista de las posibles causas de olor, a pesar de que éstas dependen en su mayor parte del estado y condiciones del alcantarillado o aguas residuales.

Tabla 6. Posibles fuentes de olor durante el tratamiento de aguas residuales

ÁREA		MOTIVO					
		1	2	3	4	5	6
Vehículo	En el punto de acceso		CO,CI	CO,CI	CO,CI	CO,CI	CO,CI
	En el drenaje	DM,CO,CR	DM,CO,CI	CO,CI			
	En tuberías a presión	DM,CO,CR					
	Al final de tuberías a presión						DM,CO,CR
	Bombas de tornillo				DM,CO,CI		
	Centrífuga y bombas de espiral						DM,CO
	Cárcamo de bombeo y ejes	ML,CR			DM,CO,CI		
Aguas Residuales	Secciones turbulentas generales				DM,CO,CI		DM,CO,CI
	Cribas	ML			CO,CI		
	Tanques de captación y de aguas pluviales	DM,CO					
	Lecho de arena	CO,CR			CO,CI		
	Aireación de lecho de arena				DM,CO,CI		
	Trampa de grasas y aceites	CO,CR					
	Tanque primario de clarificación	DM,CO,CR			CO,CI		
	Mezclado, igualamiento, tanque de reacción	CO	CO,CI	CO,CI	CO,CI	CO,CI	
	Tanque de neutralización		CO,CI				
	Recogedor y otros dispositivos	ML					
	Tanque de aireación	DM,CO,CR			DM,CO,CI		
	Tanque de salida	ML			DM,CO,CI		
	Tanque secundario de sedimentación	ML,CR					
	Filtro de goteo	DM,CO,CR			DM,CO,CI	CO,CI	DM,CO,CI
	Laguna de estabilización, fosa de oxidación	DM,CO,CR					
	Tanque séptico	DM,CO,CR	DM	DM			
	Tratamiento de Lodos	Tercera fase de purificación		CO			
Espesador		DM,CO,CR			CO,CI		
Vertederos (contenedor de inundación, descarga)		DM,CO,CR					
Torre de digestión					ML		
Incinerador						DM,CO,CI	
Acondicionamiento térmico, químico			CO,CI	DM,CO,CI	DM,CO,CI	DM,CO,CI	
Filtro prensa, cama + estación depuradora de aguas residuales		ML					DM,CO,CI
Lagunas de lodos		DM,CO					
Lagunas de secado de lodos + granja de aguas residuales		DM,CO			DM,CO,CI		
Compostaje		DM,CO				CO	
Vertedero (pozo de inundación, descarga)	DM,CO						
ABREVIATURAS DE POSIBLE FUENTE			NÚMERO DE MOTIVO				
DM	Drenaje municipal	1	Como productos de reacciones anaerobias y aerobias				
CO	Efluentes industriales con alta carga orgánica	2	Debido a cambio de valores de pH, etc.				
ML	Sólo en caso de mal funcionamiento o deficiencias de limpieza	3	Como reactivos-productos de lodos y agentes de tratamiento de diferentes descargas de desechos				
CI	Efluentes industriales con alta carga inorgánica	4	Debido a ampliaciones de superficies activas				
CR	Con reserva	5	Por elevación de temperatura				
Ref.:	Rudolph, Karl-Ulrich, 1999	6	Por reducción de presión				

Es frecuente que la temperatura del agua residual y el pH sean los principales factores en la producción de olores, debido a que ellos afectan la solubilidad de varias de las sustancias olorosas (Rudolph, 1999).

La Figura 1.3 muestra la concentración de olores (analizada como unidades de olor por metro cúbico, OU/m^3)⁶, encontrada a diferentes temperaturas encima del afluyente bombeado de la fuente de agua, una corriente bombeada por el tamiz y un canal de entrada. En la Figura 1.4 se muestra la relación entre la concentración de olor y el pH (Rudolph, 1999).

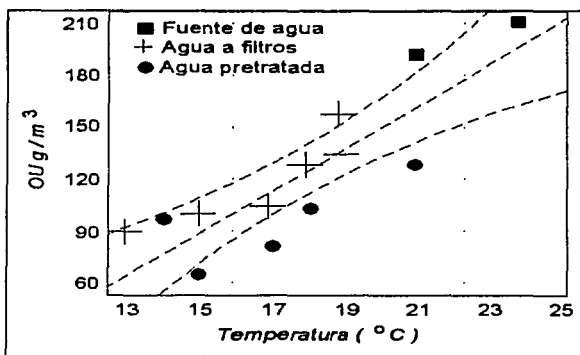


Figura 3. Diagrama de influencia de la temperatura en las concentraciones de olor

Ref.: Rudolph, Karl-Ulrich, 1999

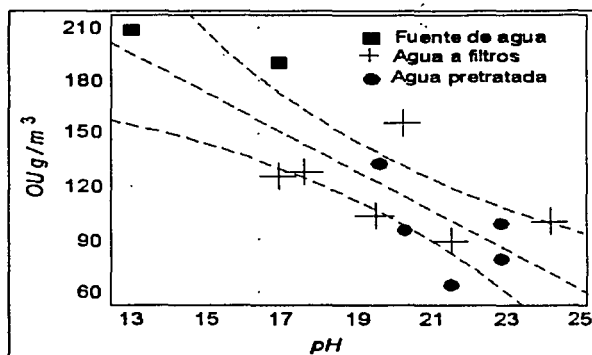


Figura 4. Diagrama de influencia del pH en las concentraciones de olor

Ref.: Rudolph, Karl-Ulrich, 1999

Los olores están relacionados con las formas gaseosas y cuando existe agitación su percepción aumenta. Al bombear, por ejemplo, el olor del líquido es mucho mayor debido al desprendimiento de gases, de no presentarse este desprendimiento los olores son relativamente bajos. En los tanques de lodos activados, la aireación desprende el olor del líquido causando altos valores de olor. Si se da el caso de líquidos con alto olor, la aireación puede empeorar la situación debido a que existen olores de líquidos que son fácilmente desprendidos a la atmósfera (Rudolph, 1999).

⁶ Numéricamente NUO, OU/m^3 y OU/ft^3 son idénticas (Gostelow y col., 2001)

2.2.4. CONTROL DE OLORES

La molestia causada por los olores en cualquier planta de tratamiento de aguas residuales o negras depende del tipo de olor, de su intensidad y de lo que dure su exposición. Cuando se desarrollan olores desagradables en una planta de tratamiento, es una advertencia para cualquier operador de que existe una deficiencia que se necesita resolver. Cuando se planean y diseñan nuevas plantas es necesario advertir potenciales fuentes de olor (Rudolph, 1999).

Los olores pueden ser emitidos desde prácticamente cualquier lugar dentro de una planta de tratamiento de aguas residuales así como en los sitios de disposición de materia residual.

La clave para controlar el desarrollo de olores es considerar los siguientes factores:

- ▶ composición de agua residual
- ▶ proceso de tratamiento
- ▶ tipo de aireación
- ▶ método de tratamiento de lodos
- ▶ dimensiones de las instalaciones
- ▶ temperatura de agua y aire
- ▶ comportamiento ácido - base
- ▶ condiciones ambientales
- ▶ estado de operación y estado de mantenimiento

Generalmente el potencial de formar olores en una corriente es gradualmente eliminado durante el proceso de tratamiento de aguas residuales y es disminuido después de la separación de lodos al final del tanque sedimentador.

La aireación causa una potencial reducción de olor y de DBO a tal grado que la situación del olor mejora significativamente a lo largo de todo el tren de tratamiento (Rudolph, 1999).

Las aguas residuales industriales pueden contener compuestos olorosos en sí mismos o compuestos con tendencia a producir olores durante los diferentes procesos de tratamiento (Metcalf & Eddy, 1996).

Altas concentraciones de DBO por lo general corresponden a altas concentraciones de olor. Esto probablemente se debe a dos razones: las altas concentraciones de DBO significan un alto consumo de oxígeno dentro del agua residual, las sustancias olorosas se forman principalmente a condiciones bajas de oxígeno (anaerobias). Segundo, las sustancias olorosas son frecuentemente orgánicas y fáciles de degradar por reacciones bioquímicas, a estas condiciones de DBO (Rudolph, 1999).

2.2.5. CARACTERÍSTICAS DEL OLOR

Para la completa caracterización de un olor se sugieren cuatro factores independientes: la intensidad, el carácter, la sensación de desagrado y la detectabilidad (Tabla 7), no obstante hoy en día, el único factor que se ha tenido en cuenta en el desarrollo de normativas reguladoras de malos olores ha sido la detectabilidad (Metcalf & Eddy, 1996).

Tabla 7. Factores a tener en cuenta para la caracterización completa de un olor

FACTOR	DESCRIPCIÓN
1. <i>Carácter</i>	Se refiere a asociaciones mentales hechas por el sujeto al percibir el olor. La determinación puede resultar muy subjetiva
2. <i>Detectabilidad</i>	El número de diluciones requerido para reducir un olor a su concentración de olor umbral mínimo detectable (CUOMD)
3. <i>Sensación</i>	La sensación de agrado o desagrado relativo del olor sentido por un sujeto
4. <i>Intensidad</i>	La fuerza en la percepción de olor, se suele medir con el olfatómetro de butanol o se calcula según el número de diluciones hasta el umbral de detección cuando la relación es conocida
Ref.: Metcalf & Eddy, 1996	

En el caso de la mayoría de las sustancias el olor se percibe de diferente manera por cada persona y no ha sido posible establecer clasificaciones ni taxonomías completamente adecuadas para los olores. Además, dentro del olor característico de una sustancia existen diferentes componentes. Por ejemplo, en el agua residual se percibe olor a huevo podrido, a humedad, a pescado, a orina, etcétera.

La relación entre el olor y el tiempo es muy importante debido a que el olor es una propiedad sensorial que presenta dos atributos contradictorios entre sí. El primero es la persistencia, o sea, que aún después de haberse retirado la sustancia olorosa la persona continúa percibiendo el olor. Esto se debe a que las fosas nasales y la

mucosa que recubre el interior de éstas quedan saturadas de la sustancia volátil. Por esto, cuando se llevan a cabo pruebas sensoriales de olor es necesario ventilar bien el lugar de la prueba entre las evaluaciones de una y otra muestra y dar tiempo suficiente a los jueces entre una y otra prueba para que la sensación olfativa desaparezca (Anzaldúa-Morales y col., 1987).

La otra característica está más bien relacionada con la zona olfatoria del cerebro, y es que las personas se acostumbran a los olores después de un cierto tiempo. La causa de esto es que el olor produce una impresión muy fuerte en el cerebro, impidiendo a éste que perciba algunos otros atributos; pero después de un cierto tiempo, el mecanismo cerebral restablece la atención hacia los demás sentidos, y por ello se pierde la sensación de olor, o uno se acostumbra a ella (Anzaldúa-Morales, 1997).

Debido a esta última característica del olor, las pruebas para su medición deben ser rápidas, para no dar tiempo a que los jueces pierdan la capacidad de evaluarlo y no deben presentárseles demasiadas muestras en una misma sesión (Elles, 1961; Amerine y col., 1965, citados por Anzaldúa-Morales, 1997).

En cuanto a la rapidez de percepción del olor de varias sustancias, de manera general, en cuanto más volátil es la sustancia más rápido se percibe su olor. Asimismo, para dos sustancias igualmente volátiles, aquella que tiene el menor peso molecular es detectada más rápidamente. Esto se debe, en el primer caso, a que para que las sustancias se volatilicen influye tanto su punto de ebullición como la presión de vapor a la temperatura del ambiente. En el segundo caso, una vez presente en el aire el vapor de la sustancia, cuanto menor sea el tamaño de las moléculas, más fácilmente se difundirán en el ambiente. La percepción del olor por los jueces es también diferente entre unos y otros, ya que unos tardan más que otros en detectar algunos olores (Anzaldúa-Morales, 1997).

2.2.6. MÉTODOS DE MEDICIÓN PARA OLOR

Debido a que en cuestión de olores es sumamente difícil marcar la línea entre lo "razonable" y lo "irrazonablemente" molesto y porque hay un costo relativamente alto de confianza, en los análisis químicos de las concentraciones de emisión (cromatografía de gases, espectrometría de masas, entre otros) la simple "olfatometría" es todavía una herramienta útil para el operador de planta, especialmente cuando se combina con otros métodos de detección (Rudolph, 1999).

Los olores pueden medirse con métodos sensoriales, mientras que las concentraciones de olores específicos pueden determinarse con métodos instrumentales. La diferencia entre estos métodos es que los primeros miden olor mientras que los segundos determinan el o los odorantes, que son las sustancias responsables de la presencia de olor. Se ha podido constatar que, en ocasiones estrictamente controladas, la medida sensorial (organoléptica) de los olores, empleando el olfato humano puede proporcionar resultados fiables. Es por ello que a menudo, se emplea el método sensorial para la medición de los olores que emanan de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales. La posibilidad de contar con aparatos de medición de sulfuro de hidrógeno de lectura directa capaces de detectar concentraciones de hasta 1ppb ha representado un gran avance en esta materia, ver Figura 1.5 (Metcalf & Eddy, 1996).



Figura 5. Medidor H_2S portátil empleado en estudios de olores de campo.
Ref.: Metcalf & Eddy, 1996

En el método sensorial se expone a un conjunto de personas a olores diluidos en aire libre o en agua inodora, y se anota el número de diluciones necesarias para reducir un olor a su concentración umbral mínima de detección o *CUMD*. La concentración de olor detectable viene dada por el número de diluciones necesaria para llegar al CUMD. Por lo tanto, si deben añadirse 4 volúmenes de aire diluido a un volumen de la muestra de aire para reducir el olor a la CUMD, la concentración del olor vendrá dada como 4 diluciones hasta el CUMD. Otra unidad empleada para expresar la concentración de un olor es la ED_{50} , cuyo valor representa el número de veces que es necesario diluir una muestra de aire para que una persona media (percentil 50) pueda detectar la mínima presencia del olor en la muestra diluida (Metcalf & Eddy, 1996).

El umbral de olor de agua o de agua residual se determina diluyendo la muestra líquida en agua inodora. Se define como *Número Umbral de Olor* o *NUO* a la mayor dilución de la muestra a la que se puede percibir mínimamente el olor de la misma (Metcalf & Eddy, 1996). Para la determinación del valor de este parámetro se recomienda tomar muestras de 200mL. El valor numérico del NUO se determina con la siguiente expresión:

$$NUO = \frac{A+B}{A}$$

En la que A es el volumen de muestra en mL y B es el volumen de agua inodora empleada para la dilución, también en mL. Para determinar el olor que emana de la muestra se emplean métodos sensoriales como los anteriormente expuestos, empleando personas o grupos de personas (Metcalf & Eddy, 1996).

En cuanto a la medición instrumental de olores, la olfatometría basada en la dilución en aire proporciona un método análogo para la determinación de las concentraciones umbral. Los instrumentos que se emplean para el análisis de olores incluyen: (1) el olfatómetro triangular dinámico (2) el disco de butanol y (3) el medidor de aromas.

El olfatómetro triangular permite al operario introducir la muestra a diferentes concentraciones en seis recipientes separados. En cada uno de ellos, dos entradas

corresponden a aire puro, y la tercera corresponde a la muestra diluida. Se suelen emplear seis diluciones diferentes. Se pueden alcanzar diluciones mayores empleando dispersores de carbono. Todas las diluciones de la muestra y las muestras neutras (aire puro) se van introduciendo de manera continua en los recipientes en los que se va a oler, a una velocidad de 500 mL/min. Cada uno de los miembros del grupo que lleva a cabo las pruebas de olores (grupos de seis personas normalmente) huele tres puntos de entrada, y cada uno de ellos selecciona aquella que cree que contiene el olor (Metcalf & Eddy, 1996).

El disco de butanol es un instrumento que se emplea para cuantificar la intensidad de un olor mediante la comparación con una escala de muestras que contienen diferentes concentraciones de butanol.

Un medidor de aromas es un aparato de mano en el que se hace circular el aire maloliente a través de orificios graduados, y se mezcla con aire que se ha purificado haciéndolo pasar por lechos de carbón activado. Las diluciones se determinan como el cociente entre los tamaños de las entradas de aire maloliente y aire purificado. Es un aparato de gran utilidad para realizar medidas de campo de olores en grandes extensiones de terreno alrededor de las plantas de tratamiento. Con frecuencia, para tomar medidas de campo, se emplean laboratorios de olores móviles instalados en furgonetas, equipados con instrumental analítico y olfatométrico diverso.

Normalmente es interesante conocer los compuestos que son responsables de los diferentes olores. A pesar de que la cromatografía de gases ha proporcionado resultados satisfactorios en el estudio de estos fenómenos, su empleo no ha resultado tan exitoso en el estudio de los olores registrados en las redes alcantarillado, plantas de tratamiento y sistemas de evacuación de aguas residuales. El espectrofotómetro de masa tetrapolar de tres fases ha resultado ser un instrumento de gran utilidad en el análisis químico de olores. Se trata de un espectrofotómetro que puede emplearse para obtener espectros de masa simples, o como tetrapolo de tres fases para obtener espectros de disociación mediante la activación por colisión. El primero de los usos proporciona las masas de las moléculas o iones presentes en las muestras, mientras que el segundo facilita la

identificación de los compuestos. Los diferentes compuestos que pueden ser identificados por este método incluyen, entre otros, el amoniaco, los aminoácidos, y los compuestos organometálicos volátiles.

2.2.7. PRUEBAS SENSORIALES

El análisis sensorial se lleva a cabo de acuerdo con diferentes pruebas, según sea la finalidad para la que se efectúe. Existen tres tipos principales de pruebas: las pruebas afectivas, las discriminativas y las descriptivas (Anzaldúa-Morales, 1997).

Las *pruebas afectivas* son aquellas en las cuales el juez expresa su reacción subjetiva ante el producto, indicando si le gusta o le disgusta, si lo acepta o lo rechaza, o si lo prefiere a otro (Larmond, 1977 citado por Anzaldúa-Morales, 1997).

Las *pruebas discriminativas* son aquellas en las que no se requiere conocer la sensación subjetiva que produce la muestra a una persona, sino que se desea establecer si hay diferencia o no entre dos o más muestras y en algunos caso, la magnitud o importancia de esa diferencia (Anzaldúa-Morales, 1997). A este tipo de pruebas pertenece la prueba de ordenamiento que se realiza de manera complementaria en el análisis de olores para este trabajo.

En las *pruebas descriptivas* se trata de definir las propiedades de la muestra y medirlas de la manera más objetiva posible. Aquí no son importantes las preferencias o aversiones de los jueces, y no es tan importante saber si las diferencias entre las muestras son detectadas, sino cuál es la magnitud o intensidad de los atributos de la sustancia (Anzaldúa-Morales, 1997). Sería a este tipo de pruebas a las que pertenece la prueba establecida por la norma mexicana (NMX-AA-083-1982), para evaluación del NUO.

— FACTORES QUE AFECTAN LAS PRUEBAS SENSORIALES

La determinación sensorial del umbral mínimo de concentración detectable está sujeta a una serie de errores, entre los cuales cabe destacar los producidos por

adaptación y adaptación cruzada, el sinergismo, la subjetividad y las modificaciones de las muestras (Tabla 8).

En las evaluaciones de olor es muy importante que no haya contaminación de un olor con otro, por lo que las sustancias que vayan a ser evaluadas deberán ser mantenidas en recipientes herméticamente cerrados, y deberán usarse en forma tal que su olor pueda evaluarse sin que las otras muestras se contaminen con él (Anzaldúa-Morales, 1997).

Para evitar los errores derivados de la modificación de la muestra debido a su almacenamiento en recipientes, se han desarrollado olfatómetros de lectura directa que permiten medir olores en su fuente de generación sin necesidad de emplear recipientes para almacenar las muestras (Metcalf & Eddy, 1996).

Tabla 8. Tipos de errores en la detección sensorial de olores ^a

TIPO DE ERROR	DESCRIPCIÓN
Adaptación y adaptación cruzada	Cuando se está continuamente expuesto a una concentración base de un olor, el sujeto es incapaz de detectar la presencia del mismo a bajas concentraciones. Cuando se aísla al individuo de la concentración base de olor, el sistema olfativo del sujeto se recupera rápidamente. En último extremo, el sujeto con un sistema olfativo adaptado será incapaz de detectar la presencia del olor al cual ya se ha saturado.
Modificación de la muestra	Tanto la concentración como la composición de los gases y vapores pestilentes se pueden modificar en los recipientes de toma de muestras y en los dispositivos de detección de olores. Para minimizar los problemas asociados con la modificación de las muestras, debe minimizarse o suprimirse el tiempo de almacenamiento del olor y permitirse sólo un contacto mínimo con cualquier superficie reactiva.
Subjetividad	Cuando el sujeto tiene conocimiento de la presencia de un olor pueden producirse errores aleatorios en la medida sensorial. A menudo, el conocimiento del olor puede ser interferido por otras señas sensoriales tales como el sonido, el tacto o la vista.
Sinergismo	Cuando existe más de un olor presente en la muestra, se ha observado que es posible, para el sujeto, exhibir una sensibilidad creciente a un olor determinado debido a la presencia de otro olor.
^a Adaptado de Metcalf & Eddy, 1996	

Existe un factor inherente a las evaluaciones sensoriales: el factor humano. Debido a la variación de las sensibilidades humanas, no es posible lograr una gran precisión en la determinación de las intensidades de olor. No siempre habrá concordancia en las características de olor por diferentes métodos. El análisis de olor proporciona una herramienta para medir la variación de intensidad de olor en un punto dado del

muestreo. El grado de variación puede indicar la magnitud o importancia de un problema de olor (NMX-AA-083-1982)

— SELECCIÓN DE JUECES PARA LA DETECCIÓN DE OLORES.

Para llevar a cabo pruebas sensoriales de olor, es necesario seleccionar a los jueces o analistas⁷ participantes. Entre las características a evitar en un candidato es la anosmia⁸ o la tendencia a resfriarse con mucha frecuencia, ya que en este último caso su sentido del olfato puede quedar dañado por un cierto periodo o permanentemente. También el uso y el abuso de perfumes, tabaco, drogas o el vivir o trabajar en ambientes con olores irritantes o muy fuertes, pueden disminuir o alterar el funcionamiento de este sentido. El número de jueces necesarios para que una prueba sensorial sea válida depende del tipo de juez que vaya a ser empleado. Existen cuatro tipos de jueces: el juez experto, el juez entrenado, el juez semi-entrenado o de laboratorio y el juez consumidor (Anzaldúa-Morales, 1997).

El juez experto es como en el caso de los catadores de vino, una persona que tiene gran experiencia en probar un determinado tipo de alimento, posee una gran sensibilidad para percibir las diferencias entre muestras y para distinguir y evaluar las características del alimento (Larmond, 1977, Ackerman, 1990, citados por Anzaldúa-Morales, 1997), su habilidad, experiencia y criterio son tales que en las pruebas que efectúa sólo es necesario contar con su respuesta. Por lo general, los jueces expertos o catadores sólo intervienen en la degustación de productos caros (Anzaldúa-Morales, 1997).

⁷ En el presente trabajo se prefiere utilizar la palabra juez para referirnos a la persona que realizará la prueba sensorial, para evitar confusiones con el analista que preparará las muestras necesarias, sin embargo en la norma mexicana NMX-AA-083-1982, se utiliza la palabra analista indistintamente.

⁸ Algunas personas no pueden percibir olores y esta condición es conocida como anosmia. Puede ser un defecto temporal (como en el caso de la gripe), o permanente, lo cual es muy raro. Se han dado casos de mujeres que únicamente durante el embarazo sufren de anosmia (o confunden olores o llegan a percibir olores repugnantes en vez de fragancias agradables) pero una vez que dan a luz vuelven a presentar un funcionamiento normal de su sentido del olfato.

Los jueces entrenados son personas que poseen bastante habilidad par la detección de alguna propiedad o algún sabor o textura en particular, que ha recibido cierta enseñanza teórica y práctica acerca de la evaluación sensorial, y que sabe qué es exactamente lo que se desea medir en una prueba. Además suele realizar pruebas sensoriales con cierta periodicidad (Anzaldúa-Morales, 1997).

Cuando se llevan a cabo pruebas sensoriales con este tipo de jueces, el número requerido de participantes debe ser al menos de siete y como máximo quince (Larmond, 1977 citado por Anzaldúa-Morales, 1997). Los jueces entrenados se emplean principalmente par pruebas sensoriales descriptivas, o para pruebas discriminativas complejas, como serían las comparaciones múltiples o las pruebas de ordenamiento, mientras que para pruebas más sencillas no es necesario contar con este tipo de juez (Anzaldúa-Morales, 1997).

Los jueces semi-entrenados o "de laboratorio" son personas que han recibido un entrenamiento teórico similar al de los jueces entrenados, que realizan pruebas sensoriales con frecuencia y poseen suficiente habilidad, pero que generalmente solamente participan en pruebas discriminatorias sencillas, las cuales no requieren de una definición muy precisa de términos o escalas (Larmond, 1973, 1977, citados por Anzaldúa-Morales, 1997). Las pruebas con jueces semi-entrenados o de laboratorio deben efectuarse con un mínimo de 10 jueces y un máximo de 20 o cuando mucho 25, con tres o cuatro repeticiones por cada juez para cada muestra (Larmond, 1977, citado por Anzaldúa-Morales, 1997) considerado que las muestras pasado determinado tiempo se alteran.

El último tipo es el juez consumidor que puede ser alguna persona que no tiene que ver con las pruebas, ni trabajan con alimentos como investigadores o empleados de fábricas procesadoras de alimentos, ni efectuando evaluaciones sensoriales periódicas. Por lo general son personas tomadas al azar, ya sea en la calle, o en una tienda, escuela, etc. Los jueces de este tipo deben emplearse solamente para pruebas afectivas y nunca para discriminativas o descriptivas. El número mínimo de jueces tipo consumidor para que una prueba sea válida es según algunos autores de 30 personas (Ellis, 1961, ASTM, 1968, citados por Anzaldúa-Morales, 1997),

aunque otros dicen que es preferible contar con 40 jueces para cada muestra (Amerine y col, 1965; Larmond, 1977; Anzaldúa-Morales y col., 1983, citados por Anzaldúa-Morales, 1997). Sin embargo, todos coinciden en que 30 es el número mínimo para que tenga validez estadística en los datos recolectados.

Los criterios principales para escoger a los jueces son: la habilidad, la disponibilidad, el interés y el desempeño o funcionamiento (Civille y Szczesniak, 1973; Larmond, 1977, citados por Anzaldúa-Morales, 1997)

La habilidad es importante, ya que un juez incapaz de detectar una propiedad, o de diferenciar entre dos muestras, lógicamente no va a ser adecuado para participar en las pruebas sensoriales, y las respuestas que de no podrán ser tomadas como válidas.

Es muy frecuente que la validez y el éxito de las pruebas sensoriales dependan de que se cuente con todos los jueces para poder efectuar las evaluaciones al mismo tiempo. En el caso de las aguas residuales las muestras tienden a descomponerse y a cambiar tanto la intensidad de olor como su carácter, después de determinado tiempo. Debido a esto es que la disponibilidad de los jueces es muy importante, y a veces es más crítica que la habilidad como criterio para la selección de los miembros de un equipo de evaluación sensorial.

Cuando los jueces tienen poco interés en las pruebas que llevan a cabo, esta diferencia puede afectar los resultados (Larmond, 1977; Anzaldúa-Morales y col., 1983, citados por Anzaldúa-Morales, 1997), ya que los participantes realizan la prueba con poca concentración.

Un mal funcionamiento de los jueces se llega a dar por ejemplo cuando una persona, al estar evaluando, exagera al asignar las calificaciones a la muestra. Esta exageración puede darse a pesar de que las personas hayan mostrado habilidad, interés y disponibilidad. También hay jueces que pierden capacidad de detección de alguna propiedad, y en esos casos es necesario que vuelvan a adquirir la capacidad que tenían y esto puede lograrse, en la mayoría de los casos, mediante la

alternancia de periodos de descanso y periodos de pruebas intensivas, dándoles nuevas muestras que exhiban la propiedad a medir.

Los jueces que participaron en este trabajo fueron semi-entrenados y escogidos porque contaban con la disponibilidad de tiempo para realizar las pruebas de olor de aguas residuales. Esto es debido a que se necesita saber la percepción de olores por un grupo de personas promedio.

Dado que en las instalaciones de conducción y tratamiento de aguas residuales el problema de olores está asociado en la mayoría de los casos a la presencia de H_2S , a continuación se presentará información básica con respecto a este compuesto.

2.2.8. EFECTO DELSULFURO DE HIDRÓGENO EN AGUAS RESIDUALES

— QUÍMICA DEL SULFURO DE HIDRÓGENO

Tanto el ácido sulfhídrico como los sulfuros alcalinos se han utilizado desde antiguo en las marchas sistemáticas debido a que originan muchos sulfuros metálicos diversamente coloreados y generalmente insolubles. Sin embargo, la precipitación y separación de sulfuros también presenta inconvenientes, la toxicidad del H_2S , su mal olor, su volatilidad y la tendencia a formar coloides (Kirk-Othmer, 1993).

— COMPORTAMIENTO ÁCIDO – BASE

En la Figura 6 se representa el diagrama log C - pH para el sistema $H_2S / HS^- / S^{2-}$ con una concentración 0.1 M (solubilidad del H_2S en medios ácidos). El punto *a* del diagrama representa la concentración de las distintas especies que proporciona una disolución de H_2S 0.1 M en agua. Puede observarse que la concentración de H^+ y de HS^- es de 10^{-4} M; la de S^{2-} es muy baja (no se observa en el diagrama) y vale $10^{-14.9}$ M. En disoluciones de elevada acidez la concentración de S^{2-} alcanza valores extremadamente bajos. Por tanto, en estos medios, el H_2S aporta muy poco ion sulfuro, a pesar de lo cual son muchos los iones metálicos que precipitan en estos medios debido a su baja solubilidad.

Una disolución de Na_2S 0,1 M (punto *b*) se encuentra muy hidrolizada, suministrando una elevada concentración de iones OH^- y también de S^{2-} . Esta elevada concentración de sulfuro es un inconveniente en la mayoría de las precipitaciones de sulfuros, ya que condiciona una alta sobresaturación y la tendencia a formar coloides.

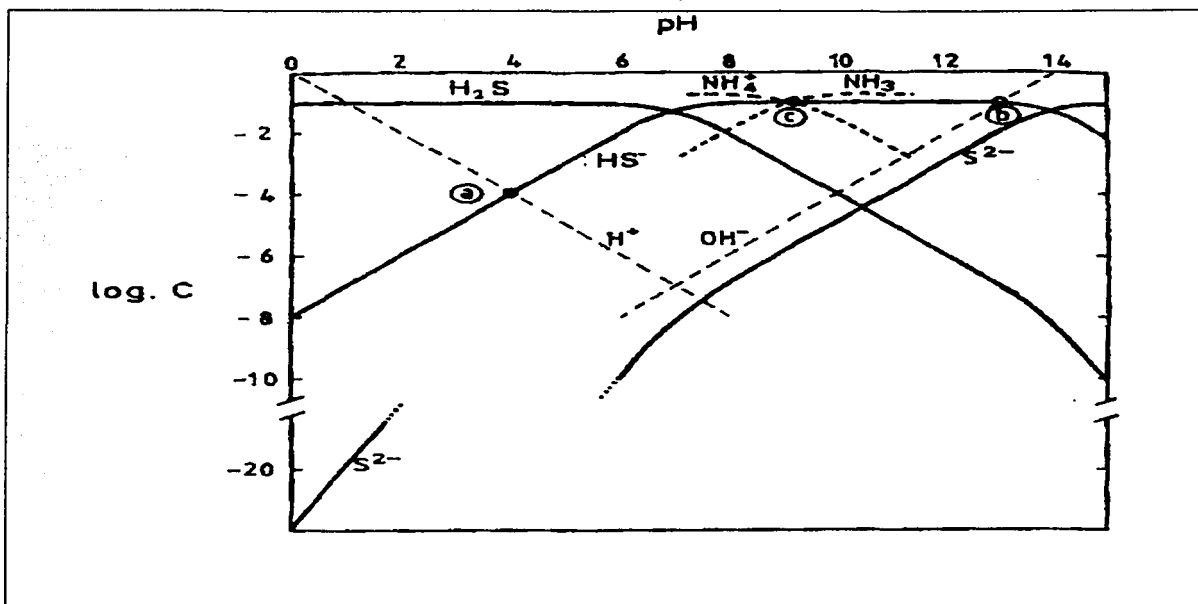


Figura 6. Diagrama log C - pH de los sistemas $\text{H}_2\text{S}/\text{HS}^-/\text{S}^{2-}$ ($C_i = 10^{-1}$ M) y $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ ($C_i = 2 \times 10^{-1}$ M). Condiciones de equilibrio de disoluciones 0,1 M de H_2S (punto *a*), Na_2S (punto *b*) y $(\text{NH}_4)_2\text{S}$ (punto *c*)
Ref.: Kirk-Othmer, 1993

En línea de puntos se representa parte del diagrama del sistema $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ lo que permite determinar las concentraciones de especies en una disolución 0,1 M de $(\text{NH}_4)_2\text{S}$ (punto *c*). La acidez del catión NH_4^+ hace que esta disolución sea menos básica que una de $(\text{NH}_4)_2\text{S}$ y suministre menos iones S^{2-} .

El $(\text{NH}_4)_2\text{S}_x$, utilizado fundamentalmente como complejante y como oxidante, tiene un comportamiento ácido-base semejante al del $(\text{NH}_4)_2\text{S}$ (Kirk-Othmer, 1993)

— COMPORTAMIENTO COMO PRECIPITANTE

Dado que el ion precipitante es el S^{2-} puede deducirse del diagrama ácido-base el pH necesario para dejar en disolución la cantidad de S^{2-} suficiente para alcanzar el producto de solubilidad de un sulfuro determinado. Mediante un control adecuado del pH se pueden establecer los límites de separación de diferentes sulfuros. A título de ejemplo se representa en la Figura 7 la solubilidad de algunos sulfuros en función del pH. Puede observarse como aumenta la solubilidad con la acidez y se determinan zonas de separación de los distintos sulfuros.

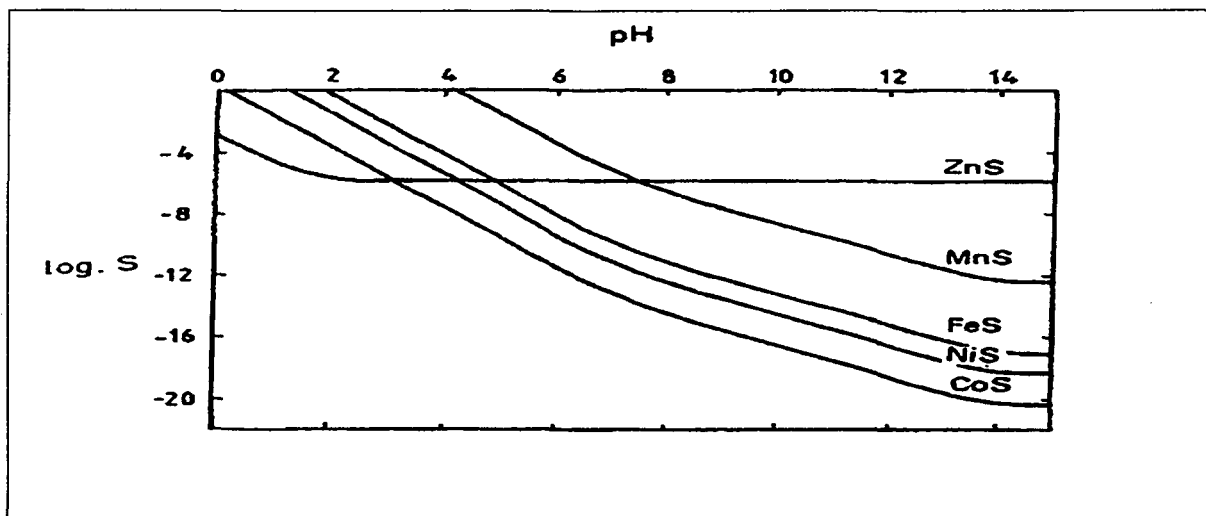


Figura 7. Diagrama de solubilidad de algunos sulfuros de metales divalentes en presencia del sulfuro 0.1M

Ref.: Kirk-Othmer, 1993

A bajos valores de pH ($\cong 2$) puede separarse ZnS de Ni^{2+} , CO^{2+} , Mn^{2+} , y Fe^{2+} . En un medio regulado con CH_3-COOH / CH_3-COO^- (pH=5) precipitan todos estos sulfuros excepto el de Mn^{2+} (Kirk-Othmer, 1993).

— FORMACIÓN DE COMPLEJOS

El ion sulfuro, S^{2-} , actúa como ligando en la formación de sulfocomplejos (tiosales) del tipo MeS_m^{n-} . La formación de estos complejos está favorecida por la concentración de S^{2-} . En consecuencia, estos complejos se forman mejor con los reactivos Na_2S , $(NH_4)_2S$ y $(NH_4^+)_2S_x$, ó bien con H_2S en medios alcalinos. En medio ácido la concentración de S^{2-} es tan baja que no tiene lugar la formación de complejos (Kirk-Othmer, 1993).

— EL SULFURO DE HIDRÓGENO EN EL CICLO DEL AZUFRE

El uso indiscriminado de combustibles fósiles, contaminados con azufre, ha incrementado la proporción atmosférica de SO_2 ; con impactos negativos sobre el ciclo del azufre. La Figura 8 muestra el porcentaje de emisiones mundiales de SO_2 procedentes de diferentes fuentes. La principal fuente de generación de SO_2 es la oxidación de las emisiones naturales de H_2S . Por otra parte, si se compara este diagrama con otros similares para otros contaminantes, hay un porcentaje muy superior de emisiones totales de SO_x resultantes de la actividad humana, que en el caso de cualquiera de los otros contaminantes (Skoker, 1981).

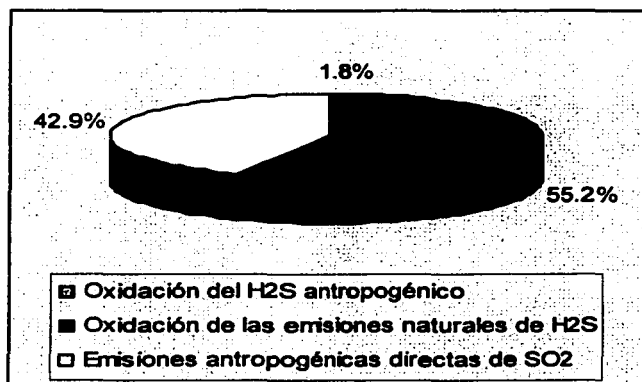


Figura 8. Fuentes de óxidos de azufre atmosféricos
Ref.: Skoker, 1981

En el ciclo de azufre (ver Figura 9) se pueden observar las principales fuentes de H_2S , responsable del principal olor asociado con aguas residuales (Gostelw, 2001). Como ya se ha mencionado la principal fuente del H_2S atmosférico es la descomposición de la materia orgánica. Los pantanos, tuberías y lodazales de marea son particularmente productivos. Los océanos constituyen la fuente de 30 millones de toneladas anuales, mientras que otras fuentes biológicas terrestres contribuyen con 70 millones. La actividad volcánica genera cierta cantidad de H_2S , pero a escala mundial es despreciable si se compara con los procesos de descomposición biológica. Una pequeña cantidad de H_2S , 3 millones de toneladas, entra a la atmósfera como resultado de las operaciones industriales, lo que eleva el total de emisiones mundiales a los 103 millones de toneladas por año (Skoker, 1981).

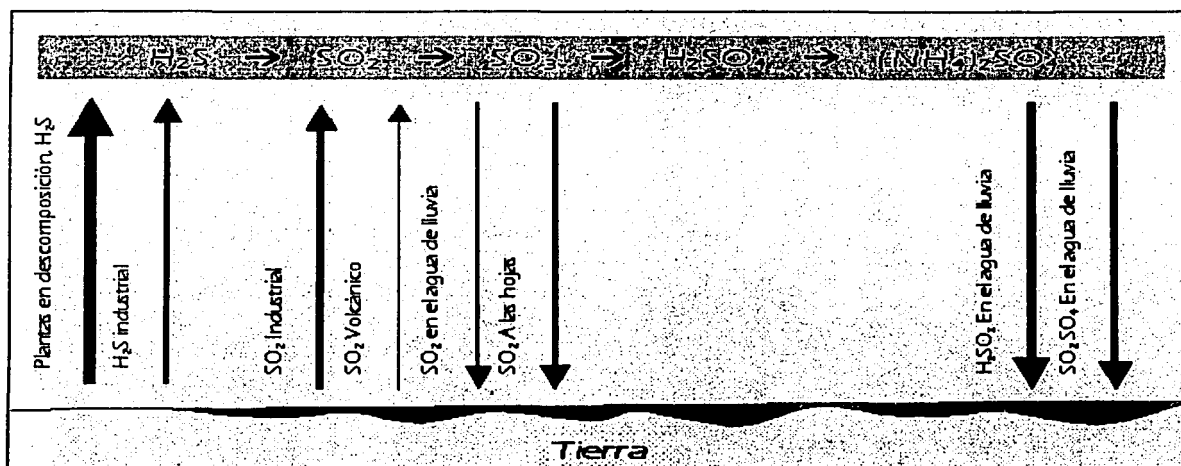


Figura 9. Ciclo atmosférico del azufre
Ref.: Skoker, 1981

La putrefacción de plantas y animales bajo condiciones anaeróbicas, produce metano (CH_4), amoníaco (NH_3) además de sulfuro de hidrógeno (H_2S) (Skoker, 1981). En el caso del amoníaco también es una sustancia odorante que como se observa en la figura 1.8 se contrapone a la presencia de olor provocado por el sulfuro al elevar el pH, como se explicará con más detalle en la siguiente sección.

— EFFECTO DEL SULFURO DE HIDRÓGENO EN LA PRESENCIA DE OLOR

El sulfuro de hidrógeno y el amoníaco son un ejemplo de la influencia del pH en el desarrollo de olor. En un ambiente ácido, frecuentemente es detectado el olor a huevos podridos característico del sulfuro de hidrógeno (H_2S), mientras que en un medio alcalino prevalece un fuerte olor a orina perteneciente al amoníaco (NH_3) (Rudolph, 1999). La Figura 10 ilustra este fenómeno.

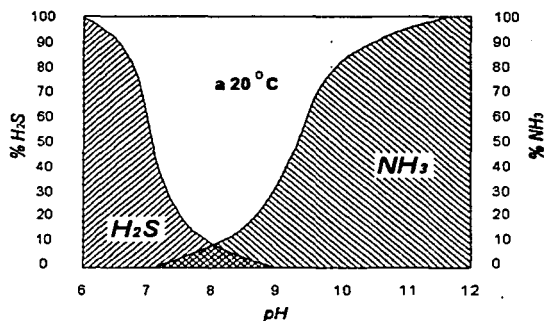


Figura 10. Dependencia del sulfuro de hidrógeno y el amoníaco con el pH @ $20^\circ C$. A la izquierda del diagrama se encuentra la proporción de H_2S en porcentaje de sulfuro total. Al lado derecho del diagrama se encuentra la proporción total del contenido de NH_3 .

Ref.: Rudolph, 1999

Como se observa en la parte izquierda de la Figura 10 la presencia de H_2S es mayor con un pH ácido, lo que resulta en el olor a huevos podridos. Al elevarse el pH disminuye la concentración de H_2S mientras aumenta la concentración de NH_3 , que produce el olor a orina. En la gráfica se observa que cerca de un $pH=8$ se tiene la menor presencia como concentración de ambas especies, por lo que es cerca de este punto donde se espera una menor presencia de olor.

Debido a las características del hidróxido de magnesio para amortiguar el pH, es que se pretende utilizarlo para control de olor producido por el H_2S sin aumentar el producido por el NH_3 .

Otras de las aplicaciones, diferentes al control de olores, que aprovechan las características del hidróxido de magnesio se mencionan en las siguientes dos secciones.

2.3. HIDRÓXIDO DE MAGNESIO COMO AYUDANTE EN PROCESOS DE COAGULACIÓN - FLOCULACIÓN

Los procesos de coagulación y de floculación se emplean para extraer del agua los sólidos que en ella se encuentran suspendidos siempre que su rapidez natural de asentamiento sea demasiado baja para proporcionar clarificación efectiva. La clarificación del agua, el ablandamiento con cal, el espesamiento de lodo y el secamiento, dependen de una correcta aplicación de las teorías de la coagulación y la floculación para que puedan efectuarse con éxito (NALCO, 1989).

El propósito de la floculación del agua residual es formar agregados o flóculos a partir de la materia finamente dividida. A pesar de que, normalmente, no se suele incluir en las instalaciones típicas de tratamiento, vale la pena tener en cuenta el uso de la floculación del agua residual por agitación mecánica o con aire cuando los objetivos sean: (1) Aumentar la eliminación de los sólidos en suspensión y de la DBO en las instalaciones de decantación primaria; (2) acondicionar el agua residual que contenga vertidos industriales, y (3) mejorar la eficiencia de los decantadores secundarios especialmente cuando se trata del proceso de lodos activados (Metcalf & Eddy, 1996).

Históricamente, los coagulantes metálicos (el alumbre y las sales de hierro), han sido los más empleados en la clarificación del agua. Estos productos actúan como coagulantes y floculantes a la vez. Añadidos al agua, forman especies cargadas positivamente en el intervalo de pH típico para la clarificación, esto es, de 6 a 7. Esta reacción de hidrólisis produce aluminio gelatinoso insoluble o hidróxido férrico. Aún cuando inicialmente no haya sólidos suspendidos en el agua, los coagulantes metálicos forman flóculos que enredan a los coloides desestabilizados. Sin embargo, los lodos voluminosos producidos por adición de coagulantes metálicos crean problemas de disposición, por lo que de ordinario sólo difícilmente pueden desecarse. Esta es la razón de por qué el alumbre y las sales de hierro no se usan frecuentemente para mejorar la eficiencia de las centrifugadoras, las prensas de filtrar y otros dispositivos desecadores (NALCO, 1989).

Si la materia particulada presente en aguas residuales puede ser eliminada por un proceso de coagulación – floculación con cationes polivalentes como el aluminio y el hierro, el magnesio puede ofrecer un efecto similar al de los elementos antes mencionados.

El desarrollo subsiguiente de diversos polímeros orgánicos, denominados polielectrolitos, en la década de 1950 – 1960, contribuyeron más espectacularmente a la tecnología del tratamiento de aguas (NALCO, 1989).

Los polielectrolitos son grandes moléculas orgánicas solubles en agua, formadas por bloques denominados monómeros, repetidos en una cadena larga. De ordinario incorporan en su estructura sitios para intercambio iónico que dan a la molécula una carga iónica. Aquellas que tienen una carga positiva son catiónicas y las que tienen una carga negativa son aniónicas. Estas moléculas reaccionan con el material coloidal en el agua neutralizando la carga o enlazando partículas individuales para formar un precipitado visible e insoluble, esto es, un flóculo (NALCO, 1989)

Los lodos⁹ formados en los procesos de coagulación-floculación representan grandes volúmenes y su tratamiento y evacuación son complejos. Los problemas son: (1) El lodo está formado, principalmente, por las sustancias responsables del carácter desagradable de las aguas residuales no tratadas; (2) la fracción del lodo a evacuar, generado en el tratamiento biológico del agua residual, está compuesto principalmente por la materia orgánica presente en aquél, aunque de forma diferente al original, que también está sujeto a procesos de descomposición que lo pueden hacer indeseable y, (3) sólo una pequeña parte del lodo está compuesto por materia sólida (Metcalf & Eddy, 1996).

⁹ En algunas obras al lodo se le nombra fango.

METODOLOGÍA

En el presente capítulo se desarrolla la metodología seguida para el estudio de aplicación del hidróxido de magnesio en el tratamiento de aguas.

Las pruebas para control de olores están divididas en dos etapas, la primera consiste en pruebas preliminares efectuadas con agua sintética. Estas pruebas están enfocadas al estudio del control de olor por medio del equilibrio de sulfuros. La segunda etapa consiste en la aplicación del hidróxido de magnesio para control de olores, en diferentes tipos de aguas residuales reales.

El estudio preliminar de nuevas aplicaciones para el hidróxido de magnesio al tratamiento de agua consiste en pruebas para evaluar la factibilidad de su uso como:

- 1) Agente co-adyuvante de coagulación-floculación
- 2) Disminución de absorbancia en vinazas.

En la Figura 11 se presenta esquemáticamente las etapas experimentales de este estudio.

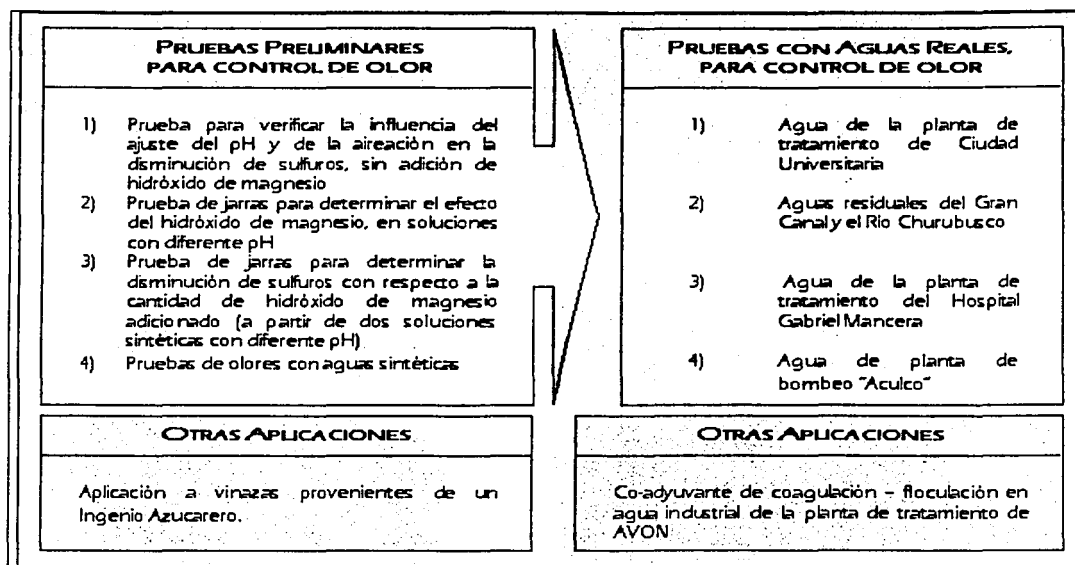


Figura 11. Esquema de las pruebas realizadas

3. 1. AGENTE NEUTRALIZANTE DE OLORES

De acuerdo a la hipótesis planteada en las pruebas de neutralización de olores se disminuirán las especies químicas odorantes con la adición de hidróxido de magnesio.

Esta etapa del estudio se dividió en dos grandes series de experimentos. En la primera se realizaron ensayos con aguas sintéticas preparadas en el laboratorio con Na_2S . En la segunda serie de experimentos se utilizó agua residual de distintos orígenes. A continuación se detallan los procedimientos experimentales utilizados.

Se eligió utilizar HG para las pruebas preliminares para control de olor debido a que, al no contener agua, no contribuye a la dilución de las propiedades. Para las pruebas de coagulación-floculación se empleó NG para realizar las diluciones en ppm para agregar al agua problema.

3.1.1. PRUEBAS PRELIMINARES

— INFLUENCIA DEL AJUSTE DE pH Y DE LA AGITACIÓN EN LA CONCENTRACIÓN FINAL DE SULFUROS, SIN ADICIÓN DE HIDRÓXIDO DE MAGNESIO

Los primeros ensayos realizados tuvieron por objetivo evaluar el efecto de la agitación en las pruebas de jarras y la modificación del pH en la concentración de sulfuros presentes en disolución. La concentración inicial de sulfuro de sodio en las disoluciones fue de 497 mg/L.

En las pruebas de jarras realizadas se analizaron los parámetros pH, sulfuros, conductividad y turbidez en cuatro tiempos:

- ▶ Sin ajustar pH ($\text{pH}_{\text{inicial}} = 11.7$)
- ▶ Ajustando pH ($\text{pH}_{\text{ajustado}} = 2.7$)
- ▶ Después de los 3 minutos de agitación rápida
- ▶ Después de los 30 minutos de agitación lenta

Posteriormente se compararon las remociones obtenidas en cada una de las etapas con respecto a un blanco.

— INFLUENCIA DE LA ADICIÓN DE HIDRÓXIDO DE MAGNESIO EN DISOLUCIONES SINTÉTICAS DE SULFURO DE SODIO CON DIFERENTES VALORES DE PH INICIAL

Estos experimentos se realizaron en el equipo de pruebas de jarras con 6 vasos de 2L de volumen útil. En cada jarra se adicionó una dilución de sulfuro de sodio a una concentración inicial de 750 mg/L. En cada jarra se adicionaron 100 mg/L de HG. Los valores de pH iniciales a los que se realizaron las pruebas fueron de 2.1, 3.3, 5.2, 7.1, 9.3 y 11.

El objetivo de estas pruebas era evaluar la evolución de la concentración de sulfuros conforme se incrementaba la concentración de hidróxido de magnesio adicionado, postulando que la concentración de sulfuro de hidrógeno disminuye.

En cada jarra se realizaron mediciones de sulfuros, pH, conductividad y turbidez, antes de la adición del hidróxido de magnesio y después de esta adición, para obtener la remoción de sulfuros con respecto a la muestra inicial.

— INFLUENCIA DE LA CONCENTRACIÓN DE HIDRÓXIDO DE MAGNESIO SOBRE LA CONCENTRACIÓN DE SULFUROS A DOS DIFERENTES VALORES DE PH INICIAL

En estas pruebas se evaluó la influencia tanto de la concentración de hidróxido de magnesio sobre la concentración de sulfuros a dos valores distintos de pH inicial, iguales a 2.1 y 5.7, respectivamente. Las dosis probadas de hidróxido de magnesio fueron de 30 a 2000 mg/L. La concentración inicial de sulfuro de sodio fue de 760mg/L. La concentración inicial de sulfuros fueron iguales a 79 mg/L y 84 mg/L a pH 2 y de 6, respectivamente. Se adicionaron diferentes cantidades de hidróxido de magnesio en la presentación HG, a cada jarra para comparar el comportamiento de los sulfuros, pH, conductividad y turbidez.

El objetivo de estas pruebas era determinar la cantidad mínima de hidróxido de magnesio para obtener la menor concentración de especies de azufre odorantes.

— PRUEBAS DE OLORES CON AGUAS SINTÉTICAS

Se determinó el NUO de cuatro muestras con diferente pH, las cuales fueron elaboradas con una disolución a concentración inicial de sulfuro de sodio de 420 mg/L. La concentración inicial de sulfuros fue de 52.5 mg/L. Esta disolución madre se separó en 4 matraces donde cada disolución se ajustó a cuatro diferentes valores de pH de 2.3, 3.5, 6.6 y 11.0. Por otra parte se ajustó el agua a pH similares con los que se realizaron las primeras diluciones (en el método se les llama disolución A, la cual contiene 25mL de disolución madre correspondiente y 75mL de agua libre de olor con pH ajustado), las cuales tenían los pH de 2.5, 4.5, 6.6, 9.7, a los que se consideró como pH de cada análisis.

Los jueces que participaron en las pruebas fueron semientrenados¹⁰.

Con las pruebas anteriores se estudió básicamente el comportamiento de los sulfuros con diversos factores como el pH, la agitación y la adición de hidróxido de magnesio, en esta parte se pretendió estudiar la relación del sulfuro de hidrógeno y el pH, con los olores. Si la especie que produce el olor es el sulfuro de hidrógeno no ionizado y éste disminuye con el aumento de pH, entonces también debe disminuir el olor umbral detectado, establecido en términos del NUO.

Se tuvieron diferentes muestras sintéticas elaboradas con sulfuro de sodio y con pH diferente, ajustado con ácido clorhídrico. Se les determinó el NUO, con el mismo grupo de personas y en las mismas condiciones de humedad y temperatura.

3.1.2. PRUEBAS CON AGUAS RESIDUALES REALES

Las pruebas realizadas con aguas residuales reales tuvieron como objetivos, por una parte, evaluar el efecto del hidróxido de magnesio en el control de olores y, por otra parte, evaluar su efecto sobre la eficiencia de un proceso de coagulación-floculación. En la evaluación del control de olores se utilizaron aguas residuales colectadas en la PTARCU¹¹, en la mezcla de agua residual proveniente del GC-RCh, en la PTAHGM y agua de la PBA (ver Tabla 9). De manera general, de acuerdo a la hipótesis, se pretendió controlar olor con la adecuada adición de hidróxido de magnesio a aguas residuales.

¹⁰ Ver sección 2.2.7

¹¹ Ver abreviaturas correspondientes al inicio de la tesis

Tabla 9. Resumen de pruebas realizadas para el estudio de control de olor

Tipo de Agua	Nº de Pruebas Realizadas	Parámetro constante ^a	Parámetro variable ^b	Parámetros determinados
PTARCU	3	pH ajustado a diferente valor en c/u de las pruebas	HG	Sulfuros, pH, conductividad, turbidez, NUO
GC-RCh	1	HG	pH	Sulfuros, pH, conductividad, turbidez, NUO
	1	pH óptimo	HG	Sulfuros, pH, conductividad, turbidez, NUO
HGM	4 ^c		-	Sulfuros, pH, conductividad, turbidez, NUO, STD, SST, DQO, análisis elemental NCHOS, nitratos, nitrógeno total y amoniacal
	1 ^d	pH	HG	
PBA	1	pH	HG	Sulfuros, pH, conductividad, turbidez, NUO

^a Parámetro que permaneció constante en las 6 jarras de cada prueba
^b Parámetro que varió en las 6 jarras de cada prueba
^c Diferentes puntos de monitoreo de la planta de tratamiento de aguas residuales
^d Agua del punto donde se presente el problema de olor

— AGUAS RESIDUALES DE LA PTARCU

El agua residual utilizada durante estas pruebas fue colectada en la PTARCU. El influente de la planta está formado por una mezcla de las aguas residuales de Ciudad Universitaria con las aguas residuales de la colonia Copilco el Alto (Mora y Soriano, 1994). La PTARCU se ubica en la esquina del circuito interior de Ciudad Universitaria y la avenida Cerro de Agua y abastece de agua tratada a doce cisternas que están distribuidas en el campus universitario (Mora y Soriano, 1994). El muestreo se efectuó en el cárcamo de bombeo a la entrada de la planta.

Se realizaron tres pruebas en el aparato de pruebas de jarras, el cual tiene 6 vasos de 2 L de volumen útil y poseen agitadores mecánicos con paletas para asegurar la homogeneización de la mezcla. En cada jarra se ajustó con ácido clorhídrico el pH inicial a distinto valor para cada prueba, en la Tabla 9 se resumen las pruebas realizadas con este tipo de agua. En estas pruebas la adición de hidróxido de

magnesio permitió disminuir el olor presente en las aguas residuales por una modificación del pH de las mismas.

— PRUEBAS CON AGUAS RESIDUALES DEL GC-RCH

Las aguas residuales evacuadas por el GC-RCh terminan por mezclarse para su evacuación final de la ciudad de México, por lo que se consideró que el estudio sería más representativo haciendo pruebas de tratabilidad con una mezcla de ellas en una relación uno a uno (1:1), esto quiere decir que un litro de agua residual del Gran Canal se mezcló con un litro de agua proveniente del Río Churubusco.

Los puntos de muestreo seleccionados fueron la Planta de bombeo No. 7 para el Gran Canal y la Planta de bombeo "Zona Lago" sobre el Río Churubusco. Estos puntos de muestreo fueron recomendados en un estudio realizado anteriormente por la Facultad de Química y el Instituto de Ingeniería (González, 2001).

Se realizaron dos pruebas la primera para determinar el pH óptimo con una cantidad constante de HG y la segunda se realizó con el pH óptimo para determinar la concentración óptima de HG. El resumen puede verse en la Tabla 9.

— PRUEBAS CON AGUAS RESIDUALES DE LA PTAHGM

Se utilizó agua proveniente de diferentes puntos de la planta de tratamiento de agua del Hospital del IMSS "Gabriel Mancera", PTAHGM. Se obtuvo muestra después de cada etapa en el tren de tratamiento que incluye 3 fases sépticas en serie, un filtro percolador aerobio, un sedimentador y desinfección con cloro. Para establecer las diferencias entre las cuatro etapas de tratamiento se caracterizaron las muestras (ver Tabla 9) que presentaron un alto contenido de materia orgánica.

El ajuste de pH no se contempló porque implicaba un proceso extra a la adición del hidróxido de magnesio y no sería costeable. Debido a esto la prueba sólo contempla variar las cantidades de hidróxido de magnesio agregadas en la presentación HG, como se resume en la Tabla 9.

— PRUEBAS CON AGUAS RESIDUALES DE LA PBA

El último tipo de agua residual en que se realizaron pruebas de olores fue la proveniente de una planta de bombeo donde la DGCOH reporta que existen problemas de olor. De una lista de cinco plantas se eligió "Aculco", debido a la cercanía con C.U., pues el problema no era particularmente diferente entre las plantas. La planta de bombeo "Aculco", se localiza en Avenida río Churubusco No. 128b, en la colonia San José Aculco, en la delegación Iztapalapa. El muestreo se realizó el día 27 de agosto de 2001. Desafortunadamente el agua recolectada no presentaba olor penetrante. Debido a esto y que dentro de las plantas de bombeo no se requiere ajustar pH, sólo se practicaron pruebas de adición de diferentes cantidades de HG, para establecer con que cantidad se obtenía menor NUO en las condiciones resumidas en la Tabla 9.

La posibilidad de repetir la prueba se descartó por las constantes lluvias en esa época del año y los tiempos para cumplir con la entrega del proyecto.

3.2. CO-ADYUVANTE DE COAGULACIÓN - FLOCULACIÓN

Para estas pruebas se eligió el agua residual que produce la compañía AVON debido a que en esa empresa el agua es tratada por un proceso de coagulación-floculación combinado con un sistema biológico del tipo secuencial por lotes (SBR por sus siglas en inglés Sequential Batch Reactor).

Estas pruebas tuvieron por objetivo evaluar si con la adición de hidróxido de magnesio mejoraban las características de los flóculos producidos durante el proceso de coagulación-floculación.

El agua utilizada proviene solamente de los procesos de producción de cosméticos y no se mezcla con aguas sanitarias de la misma. Regularmente es de color rosa claro aunque en ocasiones es de color gris claro y tiene por lo general un pH ácido. Este tipo de agua tiende a descomponerse rápidamente obteniendo un color gris oscuro y un aroma muy desagradable. De acuerdo con la información proporcionada por los

operadores de la planta, el pH del agua residual debe ajustarse a un valor entre 6 y 8 para que la coagulación-floculación se realice correctamente. Para dicho control de pH en Avon se utiliza sosa.

Las pruebas se realizaron con el coagulante y el floculante que la empresa AVON usa en su planta de tratamiento, para tener un punto de comparación pues el hidróxido puede funcionar como floculante o como ayudante de floculación. En dichas pruebas se utilizó el NG. El resumen de las pruebas se muestra en la Tabla 10.

Tabla 10. Resumen de pruebas realizadas para el estudio de co-adyuvante de coagulación-floculación

Prueba N°	Sustancia cuya dosis permaneció constante en las 6 jarras	Parámetro variable en cada jarra ^a	Parámetros determinados
1	Floculante	Coagulante	Turbidez y apariencia del flóculo
2	Dosis de coagulante óptimo	Floculante	Turbidez y apariencia del flóculo
3	Dosis de coagulante y floculante óptimo	NG ^b	Turbidez, apariencia del flóculo, pH, DQO, SST, ST, REF
4	Dosis de coagulante y NG óptimo	Floculante	Turbidez, apariencia del flóculo, pH, DQO, SST, ST, REF
^a Es el parámetro del que se obtiene dosis óptima ^b Mg(OH) ₂ en presentación NG			

La REF es el parámetro que permitió obtener información cuantitativa sobre las características de los lodos formados.

3.3. MATERIALES Y MÉTODOS DE ANÁLISIS EMPLEADOS

Los métodos de análisis empleados, para la caracterización, en el estudio de viabilidad de la aplicación de los compuestos de magnesio, se fundamentan básicamente en normas mexicanas y en los casos donde no existe la norma o bien se contaba con otro método más rápido, se recurrió a los métodos estandarizados (APHA, 1994). En el caso de los olores se utilizó una prueba sensorial complementaria de evaluación sensorial, elaborada de acuerdo a las necesidades de la investigación (Anzaldúa-Morales, 1997).

3.3.1. METODOLOGÍA DE MUESTREO

El objetivo del muestreo fue recolectar una porción de material lo suficientemente pequeña en volumen, para ser transportada y manejada convenientemente en el laboratorio, pero que a la vez representará correctamente a dicho material. Estas muestras fueron manejadas de tal forma que no hubo cambios significativos en la composición antes que se realizaran las pruebas.

El muestreo se realizó de acuerdo a la norma mexicana NMX-AA-003 "Aguas residuales - Muestreo" (publicada el 25 de Marzo de 1980, en el DOF). La metodología detallada se presenta en el Anexo II.

3.3.2. PRUEBAS DE JARRAS

En diferentes partes de la investigación se utilizó el equipo para pruebas de jarras debido a su característica de poder modificar las condiciones en diferentes recipientes con dimensiones y agitación equivalentes.

El procedimiento estándar para realizar a escala pruebas de dosificación y tipos de coagulantes es el uso del aparato de "prueba de jarras". Esta prueba, originalmente desarrollada por Langelier (1921) y refinada durante años, permite una evaluación rápida del intervalo de aplicación de tipos y dosis de coagulante en un aparato sencillo (Montgomery, 1985).

Es importante señalar que cuando las pruebas de jarras se desarrollan cuidadosamente, se pueden obtener resultados confiables para diseñar, evaluar y optimizar el funcionamiento de una planta (Martínez, 1999).

Debido a lo complejo de las reacciones involucradas en el proceso de coagulación-floculación, es esencial la experimentación para establecer los óptimos de pH y dosis de coagulante. En el proceso de "prueba de jarras" el pH y la dosis de coagulante se modifican para establecer las condiciones de operación óptimas (Eckenfelder, 1995).

El aparato consiste en seis vasos contenedores con agitación controlada, para mezclar las partículas en suspensión y los coagulantes de interés. Generalmente la prueba consiste en una fase de mezclado rápido con diferente adición batch de coagulante en cada vaso contenedor, seguida de un periodo de mezclado lento para permitir la floculación. Los flóculos son separados del agua y se toman muestras del sobrenadante. La dosis de coagulante es una función de la turbidez y sólidos suspendidos removidos (Montgomery, 1985).

Durante el desarrollo de la prueba de jarras, se consideran factores tales como: temperatura de la experimentación, fuerza del coagulante, cantidad de coagulante, pH, método de adición del coagulante, secuencia y tiempo de adición de los reactivos, duración e intensidad del mezclado rápido y lento, método de muestreo, entre otras (Martínez, 1999).



Figura 12. Aparato de pruebas de jarras utilizado para los estudios de coagulación-floculación y control de olores.

Para las pruebas de coagulación-floculación se utilizó el aparato que se muestra en la Figura 12. El rápido y fácil manejo del aparato de pruebas de jarras indujo su uso en las pruebas de control de olores, variando la cantidad de hidróxido de magnesio y midiendo NUO en lugar de los parámetros analizados para la parte de coagulación. Fue de gran utilidad sobre todo en las pruebas de ordenamiento por intensidad de olor, que se explicará posteriormente, donde los jueces ordenaban las muestras con diferentes cantidades de hidróxido de magnesio.

3.3.3. ANÁLISIS DE CALIDAD DEL AGUA

Tanto para el caso de las pruebas como el de la caracterización de las aguas residuales, se emplearon las técnicas a las que se hace referencia en la Tabla 11. En dicha tabla también se muestra la referencia de la técnica utilizada, así como las unidades determinadas, los límites de detección y el campo de aplicación de método. En el Anexo III se muestra una relación de los equipos utilizados para la determinación de los parámetros analizados en la experimentación.

Tabla 11. Principio y/o relación de métodos utilizados para los diferentes parámetros a determinar para las pruebas de jarras

PARÁMETRO A DETERMINAR	PROCEDECENCIA DEL MÉTODO UTILIZADO	UNIDADES	LÍMITES DE DETECCIÓN DEL MÉTODO	CAMPO DE APLICACIÓN DEL MÉTODO
ABSORBANCIA	Espectrofotometría	Adimensional	≥ 0	Muestras líquidas
CONDUCTIVIDAD	Conductímetro	$\mu\text{mho/cm}$ ($\mu\text{S/cm}$)	0 a 75 $\mu\text{mho/cm}$	Para agua potable, natural, tratada, residual y salina
DQO	Método colorimétrico	mg de O_2/L	10 a 1500 mg de O_2/L	En aguas naturales, industriales y residuales
NITRÓGENO KJELDAHL	NMX-AA-026-1980	mg $\text{NH}_3\text{-N/L}$	Es aplicable para concentraciones mayores de 1.0 mg de nitrógeno/ dm^3	Se utiliza el método Kjeldahl para la determinación de nitrógeno total en aguas residuales y naturales
NUMERO UMBRAL DE OLORES	NMX-AA-083-1986	NUO	No existe un valor absoluto de umbral de olor. Este valor de umbral de olor refleja la opinión del juez en el momento del análisis	El método es aplicable a aguas naturales y residuales para la determinación de intensidades de olor en términos de IIO o NUO
ORDENAMIENTO DE INTENSIDAD DE OLORES	Método sensorial diseñado ad hoc (Anzaldúa-Morales, 1997)	Sin unidades. Se da una interpretación		Para establecer si hay diferencia entre varias muestras y si es significativa esta diferencia
pH	NMX-AA008-1980	Unidades de pH	0 - 14 unidades de pH	Para aguas residuales y naturales (superficiales y marinas)
SÓLIDOS DISUELTOS	NMX-AA-020-1980	ppm	0 a 50 ppm	Para agua potable, natural, tratada, residual y salina
SÓLIDOS TOTALES	NMX-AA-034-1981	mg/L	Aproximadamente entre 2.5 y 200 mg de sólidos por volumen de muestra	Para la determinación del contenido de sólidos totales, en aguas residuales y naturales
SULFUROS MÉTODO YODOMÉTRICO	NMX-AA-084-1982, Análisis del Agua-Determinación de sulfuros.	mg de $\text{S}^2\text{-L}$	Para contenido de sulfuros mayor de 1 mg/L	Para aguas residuales y aguas que oxidan parcialmente el azufre y que están libres de interferencias, asimismo para muestras que han sido colectadas recientemente
SULFUROS MÉTODO AZUL DE METILENO	Método rápido Merck Espectro-fotométrico especial	mg de $\text{S}^2\text{-L}$	Para aguas que contengan hasta 20 mg/L de sulfuros	Para concentraciones mayores, deberán hacerse las diluciones correspondientes
TURBIDEZ	NMX-AA-038-1981	UTN	≥ 0 UTN	Para aguas residuales y naturales (superficiales y marinas)
REF	Procedimiento proporcionado por el Instituto de Ingeniería	cm/g	≥ 0 cm/g	Para comparar las diferentes características de filtración de diferentes lodos obtenidos en diferentes condiciones y, para determinar las necesidades de tratamiento para producir una torta que ofrezca mínima resistencia y optimizar el proceso de deshidratación de lodo.

3.3.4. ABSORBANCIA

La absorbancia es adimensional. La importancia de la absorbancia estriba en que es directamente proporcional a la concentración de una especie absorbente en la muestra (Harris, 1991), como lo señala la ley de Beer-Lambert:

$$A = \epsilon \cdot b \cdot c$$

Donde c es la concentración de la muestra que se suele expresar como moles por litro [M]; b es la longitud del trayecto óptico, que se expresa comúnmente en [cm], y ϵ (letra griega épsilon) se llama absorptividad molar, y sus unidades son [M⁻¹ x cm⁻¹]. La absorptividad molar es una propiedad característica de las sustancias que indica cuánta luz se absorbe a una longitud de onda dada.

La absorbancia fue determinada en un espectrofotómetro NOVA 400.

3.3.5. CONDUCTIVIDAD Y SÓLIDOS DISUELTOS

La conductividad es una expresión numérica de la capacidad de una disolución para transportar una corriente eléctrica. Esta capacidad depende de la presencia de iones y de su concentración total, de su movilidad, valencia y concentraciones relativas, así como de la temperatura de la medición. Las disoluciones de la mayoría de los ácidos, bases y sales presentan coeficientes de conductividad relativamente adecuados, a la inversa las moléculas de los compuestos orgánicos que no se disocian en disoluciones acuosas tienen una conductividad muy escasa o nula. Los sólidos totales disueltos en una muestra se pueden estimar multiplicando la conductividad (µmho/cm) por un factor empírico; éste puede variar de 0,55 a 0,9 dependiendo de los componentes solubles del agua.

La conductividad se midió en µmho/cm, en un aparato de Presto-Tex Corporation. Los sólidos disueltos se determinaron en el mismo aparato que la conductividad. Éstos fueron medidos en ppm, despreciando el error debido a que el factor utilizado por el aparato puede variar debido a las características del agua a determinar.

3.3.6. DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO, DQO

La DQO se utiliza frecuentemente como una medida de los contaminantes en las aguas naturales y en las aguas residuales; se define como la medida del equivalente de oxígeno del contenido de materia orgánica de una muestra susceptible de oxidación por un oxidante químico fuerte. Se prefiere el método de reflujos con dicromato ($K_2Cr_2O_7$), a los procedimientos que utilizan otros oxidantes, debido a su mayor capacidad oxidante, a su aplicabilidad en una mayor variedad de muestras y a su fácil manipulación.

Para la determinación de este parámetro se utilizó la técnica fotométrica propuesta por Merck para las regiones entre los 10 y 150 mg/L y los 100 y 1500 mg/L. Se utilizó un fotómetro NOVA 400 y un termoreactor para la digestión de las muestras. El diagrama de flujo del procedimiento experimental, utilizado para la determinación de DQO es mostrado en el Anexo II.

3.3.7. NITRÓGENO KJELDAHL

El nitrógeno orgánico se define funcionalmente como nitrógeno ligado orgánicamente en el estado de oxidación trinegativo. No incluye a todos los compuestos orgánicos del nitrógeno. Analíticamente, el nitrógeno orgánico y el amoníaco se pueden determinar juntos y se han denominado "Nitrógeno Kjeldahl", un término que refleja la técnica utilizada en su determinación. El nitrógeno orgánico incluye productos naturales como las proteínas y *péptidos*, ácidos nucleicos y urea, y numerosos materiales orgánicos sintéticos. La concentración típica de nitrógeno orgánico varía desde unos cientos de miligramos por litro en algunos lagos hasta más de 20 mg/L en las aguas residuales brutas.

El amoníaco se encuentra de forma natural en las aguas superficiales y residuales. Se produce en gran parte por desaminación de los compuestos orgánicos nitrogenados y por hidrólisis de la urea. Las concentraciones de amoníaco halladas en el agua varían desde menos de 10 microgramos por litro en algunas aguas naturales superficiales y profundas, hasta 30 mg/L en algunas aguas residuales. El método Kjeldahl determina el nitrógeno en estado trinegativo. No tiene en cuenta el

nitrógeno en forma de azida, azina, azo, hidrazona, nitrato, nitrito, nitrilo, nitroso, oxima y semicarbazona. Si no se elimina el nitrógeno amoniacal en la fase inicial del procedimiento, el termino "Nitrógeno Kjeldahl" se aplica al resultado.

El principio es que en presencia de H_2SO_4 , sulfato potásico (K_2SO_4) y sulfato mercúrico ($HgSO_4$) catalizador, el nitrógeno amino de muchos materiales orgánicos se transforma en sulfato de amonio $[(NH_4)_2SO_4]$. El amoniaco libre y el nitrógeno amonio también se convierten en $(NH_4)_2SO_4$. Durante la digestión de la muestra, se forma un complejo de mercurio amonio que luego se descompone por el tiosulfato de sodio ($Na_2S_2O_3$).

Después de la digestión de la muestra, una porción de la muestra es transferida al aparato de destilación rápida. El amoniaco se destila desde un medio alcalino y se absorbe en ácido bórico. La recuperación total de N_2 se cumple en 3-5 minutos de tiempo de destilación. El amoniaco se determina por titulación con un ácido mineral patrón.

3.3.8. MÉTODOS PARA ANALIZAR OLOR

Para el estudio del control de olores se planteó primero la prueba marcada por la norma mexicana (NMX-AA-083-1982), para la determinación de *NUO*, y en el caso de algunas aguas reales se planteó una prueba complementaria de ordenamiento de intensidad de olor. Estas pruebas se realizaron experimentalmente, como a continuación se describe.

— MÉTODO PARA DETERMINAR NÚMERO UMBRAL DE OLOR, NUO

El método es aplicable a aguas naturales residuales para la determinación de intensidades de olor en términos de *IO* o *NUO* (NMX-AA-083-1982). La prueba consiste en una serie de diluciones de la muestra, con agua libre de olor hasta obtener una dilución que tenga lo que se define como un olor mínimo perceptible. El analista que realiza las diluciones no participa en la parte de determinación de las intensidades de olor. El método se hace por uno o más jueces. La prueba se efectúa a 313 K (40°C). Las muestras son analizadas generalmente en orden creciente de

concentración del odorante, aunque no en una secuencia consecutiva de diluciones, hasta que el olor es percibido. El analista hace la prueba seleccionando la muestra olorosa entre tres matraces, dos de los cuales contienen agua libre de olor. El olor se mide sin tener en cuenta materia suspendida o materiales inmiscibles en la muestra. Se toma como un hecho el que no existe un valor absoluto de olor y que la prueba se usa como comparación únicamente.

En cuanto a la precisión y exactitud del método, la norma mexicana NMX-AA-083-1982, marca lo siguiente: *"No existe un valor absoluto del NUO. Este valor umbral de olor refleja la opinión del analista en el momento del análisis"*.

Los valores por duplicado del IIO obtenidos por un juez con un odorante a un tiempo dado, han mostrado concordar dentro de un número índice aproximado. El valor puede variar de un juez a otro con el tiempo de un día a otro día.

Existen interacciones de persona a persona y persona - reactivos. Los resultados serán diferentes de acuerdo al tamaño y elección del equipo de jueces y estímulos químicos, aún conservando las condiciones establecida en el procedimiento de esta Norma.

Como ya se explicó anteriormente, el procedimiento seguido para determinar el NUO es el seguido por la norma mexicana NMX-AA-083-1982 Análisis de Agua - Determinación de Olor

— MÉTODO PARA LA PRUEBA DE ORDENAMIENTO DE INTENSIDAD DE OLOR

Esta prueba está basada en la prueba de ordenamiento descrita en el libro de evaluación sensorial, de Anzaldúa-Morales (1997),

Se aplica a un grupo de muestras, para establecer de manera sencilla, si existe diferencia en la intensidad de una propiedad y la magnitud o importancia de esa diferencia. En el presente trabajo la propiedad evaluada es olor y es utilizada para complementar la determinación de NUO.

Esta prueba se aplicó al método de prueba de jarras con diferentes cantidades de hidróxido de magnesio adicionado, en la presentación HG. El objetivo de esta prueba

era determinar si existía una diferencia significativa entre las muestras con la adición de diferentes cantidades de HG.

En ella se le dan a los jueces las seis muestras que difieran en intensidad de olor debido a la adición de HG y se les pide que las pongan en orden creciente o decreciente de dicha propiedad. No importa realmente si se escoge orden creciente o decreciente, aunque para las pruebas realizadas se prefirió hacerlo en orden creciente.

La precisión y sesgo del método no son especificados debido a que cada juez tiene su propia percepción de olor y sólo se requiere hacer una comparación de la intensidad de olor.

El método de ordenamiento tiene la ventaja de ser rápida y de permitir la evaluación de un número de muestras mayor que en otro tipo de métodos, aunque su principal limitación es que la evaluación realizada es únicamente válida para el conjunto de muestras estudiado, y no pueden compararse los resultados de un conjunto con los del otro.

Para la realización de esta prueba se requieren recipientes adecuados para contener las muestras a analizar, para lo cual se eligieron los frascos Winkler, debido a su fácil manejo y a que tienen la capacidad de 300mL de muestra.

Se utilizaron diluciones de las muestras obtenidas de las pruebas de jarras donde se les adicionó diferentes cantidades de HG y a las que se les determinó NUO previamente. Cada una de estas disoluciones contenía 25mL de muestra y 175mL de agua libre de olor, de tal manera que el olor presente fuese lo suficientemente intenso para percibirlo y a la vez no molestara a los jueces, saturando su olfato rápidamente. El agua libre de olor es agua destilada pasada por una columna rellena de carbón activado, para la adsorción de olores inherentes al agua, que pudiesen afectar la prueba.

La realización de la prueba y su interpretación consistió en lo siguiente:

1. Se preparan las diluciones de las muestras en las botellas Winkler, en condiciones semejantes.

2. Se muestran las botellas a los jueces y solamente se les pide que las numeren en orden creciente de olor.
3. Una vez que se ha ordenado la serie, se les pide a los jueces que si dos o más muestras huelen con la misma intensidad lo aclaren.
4. Para la interpretación de los resultados se recurrió al método "Total de intervalos"¹². Para la codificación de los resultados utilizando el método de total de intervalos, se le asigna el número 1 a la muestra con menor intensidad de olor, 2 a la siguiente y así sucesivamente hasta completar la numeración con la sexta muestra (Anzaldúa-Morales, 1997).
5. Se obtienen los totales de los intervalos asignados a cada muestra, sumando los valores codificados obtenidos por cada analista, para cada muestra.
6. En la tabla que se presenta en el Anexo III se busca el número de muestras que se presentaron a los jueces para que las ordenasen, y del lado izquierdo de la tabla el número de jueces que realizaron la prueba. En la intersección de los dos datos de entrada de la tabla, se encuentran 4 números, colocados de la siguiente manera:

$$N_1 - N_2$$

$$N_3 - N_4$$

Donde:

N_1 = *Suma de intervalos mínima insignificante*: significa que para cualquier total inferior a N_1 el tratamiento correspondiente es significativamente diferente a los que están dentro del intervalo [N_1 , N_2]

N_2 = *Suma de intervalos máxima insignificante*: es decir que cualquier total mayor a N_2 será significativamente diferente a los totales que estén dentro del intervalo [N_1 , N_2]

N_3 y N_4 = *Límites inferior y superior de significancia* (respectivamente en la intensidad de la propiedad): cualquier total que sea inferior a N_3 quiere decir que el tratamiento correspondiente es significativamente menos intenso en

¹² En Anzaldúa-Morales (1997) se le llama método de "Totales de rangos"

cuanto a la propiedad considerada que los tratamientos totales sean mayores a N_4 .

7. A partir de esto se especifica si existe diferencia entre las muestras y si esta diferencia es significativa, con el primer y segundo intervalo.

3.3.9. pH

La medida del pH es una de las pruebas más importantes y frecuente utilizada en el análisis químico del agua, prácticamente en cada fase del suministro y tratamiento de aguas residuales; por ejemplo, la neutralización ácido-base, el tratamiento de la dureza del agua, la precipitación, la coagulación, la desinfección y el control de la corrosión son dependientes del pH. A una temperatura dada la intensidad del carácter ácido o básico del agua es indicada por el pH (APHA, 1998).

3.3.10. RESISTENCIA ESPECÍFICA A LA FILTRACIÓN, REF

La *REF*, es la velocidad de filtración de un lodo, que es numéricamente igual a la diferencia de presión requerida para producir un volumen de filtrado con una determinada viscosidad o peso específico determinados en la torta de lodo. Esta técnica se basa en la medición de la resistencia que ofrece un lodo residual que se ha tratado con un coagulante, al eliminar el agua que contiene por medio de la filtración al vacío (Malpica, 2002).

Las variables que afectan al proceso de extracción del agua son:

- La concentración de sólidos del lodo
- La viscosidad del lodo y del filtrado
- La compresibilidad del lodo, que está relacionada con la naturaleza de las partículas.
- La composición química y física de las partículas (por ejemplo: pH, alcalinidad, carga superficial y tamaño de partícula).

Esta prueba tiene una gran utilidad para comparar las diferentes características de filtración de diferentes lodos obtenidos en diferentes condiciones y, para determinar las necesidades de tratamiento para producir una torta que ofrezca mínima resistencia y optimizar el proceso de deshidratación de lodo.

En el laboratorio la prueba consiste en la filtración de un volumen (V) dado de lodo bajo una presión de vacío de 400 – 500 mm Hg hasta que la torta es formada y no se puede filtrar más, posteriormente se quiebra como resultado de una caída de presión (P). La REF tiene ventajas sobre otras pruebas como la independencia de la concentración de los sólidos en el sólido y también la facilidad de aplicación a cualquier lodo.

El equipo empleado en la prueba consta de una probeta graduada de 250 mL con un adaptador para filtro Buchner de 9 cm de diámetro y una salida conectada a una bomba de vacío. El sistema completo se esquematiza en la Figura 15.

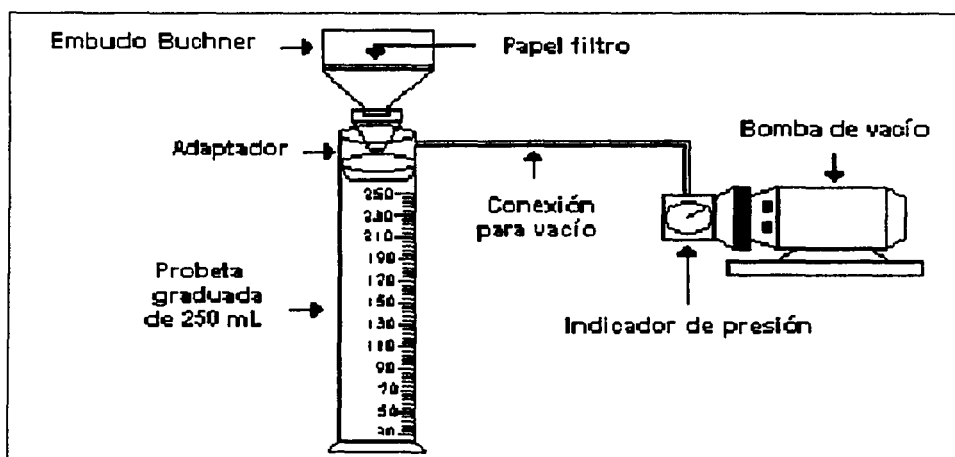


Figura 13. Equipo para determinar la REF

El material que se necesita para la determinación de REF es el siguiente:

- Aparato para la resistencia específica
- Probeta volumétrica de vidrio de 200-250 mL con cuello esmerilado, 29/32
- Adaptador de vidrio embudo-probeta con brazo lateral
- Embudo Buchner de 9 cm de diámetro interno
- Bomba de vacío ¼ HP (intervalo de presión, 10-30 pulgadas de Hg).
- Reloj cronómetro
- Cajas de papel Whatman No 42 de 9 cm de diámetro
- Cinta adhesiva (para marcar el volumen a diferentes tiempos)
- Espátula plana y ancha con mango de madera

El procedimiento empleado para la determinación de la REF es el siguiente:

- Determinar los sólidos totales (ST) de la muestra inicial de lodo.
- Determinar el porcentaje de humedad del lodo (c_i) a partir de la siguiente ecuación: $\% \text{ humedad } (c_i) = [(1000 - ST) / 1000] * 100$
- Pesarse el papel filtro WHATMAN 1 que se utilizará en cada prueba REF
- Colocar este papel filtro dentro del embudo Buchner y humedecerlo
- Ajustar la presión de vacío de la bomba entre 400 y 500 mm Hg
- Medir un volumen dado de lodo (generalmente 100 mL) y vaciarlo cuidadosamente al embudo Buchner, simultáneamente iniciar el registro del tiempo de filtración utilizando un cronómetro
- Registrar el tiempo transcurrido para obtener volúmenes de filtrado prefijados y la presión aplicada hasta que la torta empiece a agrietarse
- Realizar un gráfico con los resultados obtenidos de la relación tiempo/volumen (t/V) en función del volumen filtrado y calcular la pendiente de la línea resultante
- Determinar los sólidos totales en la torta seca
- Determinar el porcentaje de humedad (c_f) de los sólidos retenidos (torta) en el papel filtro mediante la siguiente ecuación:

$$\% \text{ humedad } (c_f) = [(STH - STS) / STH] * 100$$

donde:

STH = Sólidos en la torta húmeda

STS = Sólidos en la torta seca

- Calcular el parámetro c mediante la siguiente ecuación:

$$c = \frac{1}{\frac{c_i}{100 - c_i} - \frac{c_f}{100 - c_f}}$$

- Calcular la REF (r) aplicando la siguiente ecuación:

$$r = \frac{2PA^2b}{\mu c}$$

donde:

r = REF (cm/g)

P = Presión de vacío aplicada (dina/cm² = g/(cm s²))

A = Área del papel filtro (cm²)

B = Pendiente de la línea (t/V) vs $V(S/cm^6)$

μ = Viscosidad del filtrado (poise = $g/(cm\ s)$)

c = Concentración de sólidos totales por volumen de filtrado (g/cm^3)

3.3.11. SÓLIDOS TOTALES

Las características físicas más importantes del agua residual son el contenido total de sólidos, término que engloba la materia en suspensión, la materia sedimentable, la materia coloidal y la materia disuelta (Metcalf & Eddy, 1996).

Los sólidos son sustancias cuya procedencia es el agua de suministro, las aguas residuales domésticas e industriales, la erosión del suelo, la infiltración y las conexiones incontroladas. Analíticamente, se define el contenido de sólidos totales como la materia que se obtiene como residuo después de someter al agua a un proceso de evaporación entre 103 y $105^\circ C$, y se cuantifican en miligramos de sólidos por volumen de muestra. No se define como sólida aquella materia que se pierde durante la evaporación debido a su alta presión de vapor. Los sólidos sedimentables se definen como aquellos que sedimentan en el fondo de un recipiente de forma cónica (cono Imhoff) en el transcurso de un periodo de 60 minutos y su cuantificación se da en volumen de sedimentos por volumen de muestra.

Los sólidos totales están constituidos por los sólidos filtrables¹³ y suspendidos¹⁴. Éstos sólidos también se pueden clasificar de acuerdo a su volatilidad, si estos se volatilizan a $550^\circ \pm 50^\circ C$. Los sólidos en suspensión pueden dar lugar al desarrollo de depósitos de fango y de condiciones anaerobias cuando se vierte agua residual sin tratar al entorno acuático. Los constituyentes inorgánicos que forman los sólidos inorgánicos disueltos, tales como el calcio, sodio y los sulfatos se añaden al agua de suministro como consecuencia del uso del agua, y es posible que se deban eliminar si se va a reutilizar el agua residual.

¹³ En otras literaturas se les denomina disueltos.

¹⁴ También llamados no filtrables.

3.3.12. MÉTODO PARA LA DETERMINACIÓN DE SULFUROS

En la determinación de sulfuros se utilizó la Norma Mexicana con la designación NMX-AA-084-1982, titulada "Análisis del Agua.-Determinación de sulfuros", cuyo objetivo es establecer los métodos de azul de metileno y el yodométrico para la determinación de sulfuros en agua.

Se utilizó el método yodométrico debido a que el compuesto N,N-dimetil-p-fenilendiamina oxalato no estaba disponible en los surtidores químicos. Alternativamente se utilizó el método espectrofotométrico *Spectroquant* propuesto por Merck, para concentraciones menores de 20 mg/L. El diagrama de flujo del análisis se presenta en el Anexo II.

3.3.13. TURBIDEZ

La transparencia es uno de los factores más importantes y decisivos en la valoración de la calidad del agua. La turbidez es producida por materias en suspensión y/o coloidales, como arcilla, cieno o materias orgánicas e inorgánicas finamente divididas, compuestos orgánicos solubles coloreados, plancton y otros microorganismos. La turbidez es una expresión de la propiedad óptica que origina que la luz se disperse y absorba en vez de transmitirse en línea recta a través de la muestra. Para evitar interpretaciones erróneas, los resultados deben expresarse en forma de unidades de turbidez nefelométricas (UTN).

Se utilizó el turbidímetro portátil ORBECO-HELLIGE Mod. 966. El diagrama de flujo de la técnica se presenta en el Anexo II.

RESULTADOS

En el presente capítulo se presentan los resultados obtenidos durante la parte experimental tanto para el estudio sobre la aplicación del hidróxido de magnesio al control de olores en aguas sintéticas y reales, como para las otras dos aplicaciones, como ayudante de coagulación-floculación y para mejorar el aspecto de las vinazas.

Durante la experimentación se decidió completar el estudio obteniendo un modelo que permitiera predecir el pH final dependiendo del pH inicial de la disolución problema y de la cantidad de hidróxido de magnesio adicionado además de una aproximación de lo que costaría utilizarlo.

4.1. RESULTADOS DEL CONTROL DE OLORES

4.1.1. PRUEBAS PRELIMINARES

Las pruebas se realizaron con aguas sintéticas elaboradas con sulfuro de sodio y agua potable que, por lo tanto, no tenían interferencias importantes como son los microorganismos y diversos tipos de iones.

— INFLUENCIA DEL AJUSTE DE PH Y DE LA AIREACIÓN EN LA DISMINUCIÓN DE SULFUROS

Esta prueba se realizó en cuatro etapas. Primero se analizó el agua sintética inicial, que sería la referencia para las demás etapas. El segundo análisis se llevó a cabo en una muestra colectada después de ajustar el pH a aproximadamente un valor de 3. La disolución se sometió a una agitación rápida de 3 minutos a 180 rpm, después de lo cual se llevó a cabo el tercer análisis. Finalmente después de una agitación lenta de 30 minutos a 30 rpm se realizó el último análisis. En la Tabla 12 se pueden observar los resultados de pH, concentración de sulfuros (total y sin ionizar), turbidez, conductividad y sólidos disueltos. En la Tabla 13 se observan los porcentajes de disminución de los parámetros determinados durante el análisis en cada una de las etapas.

Tabla 12. Análisis de las aguas sintéticas utilizadas en las pruebas preliminares

Condiciones	pH	[H ₂ S]	H ₂ S no ionizado	Turbidez	Conductividad	SD
	Unidades de pH	[mg/L]	[mg/L]	[UTN]	[μmho/cm]	[ppm]
Disolución sin ajustar pH	11.7	497	0	5	46	30
Después de ajustar pH	2.7	194	194	238	36	24
Después de los 3 minutos de agitación rápida	2.3	156	156	148	38	26
Después de los 30 minutos de agitación lenta	2.5	95	95	239	39	26

Tabla 13. Porcentajes de disminución o aumento en los parámetros determinados con respecto a la disolución inicial o a la etapa anterior.

Etapa	pH		[H ₂ S]		H ₂ S no ionizado ⁽¹⁾		Turbidez ⁽²⁾		Conductividad		SD	
	% con respecto al inicial	% con respecto a etapa anterior	% con respecto al inicial	% con respecto a etapa anterior	% con respecto al inicial	% con respecto a etapa anterior	% con respecto al inicial	% con respecto a etapa anterior	% con respecto al inicial	% con respecto a etapa anterior	% con respecto al inicial	% con respecto a etapa anterior
Sin ajustar pH	0%	0%	0%	0%	-	-	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Ajustando pH	-77%	-77%	-61%	-61%	105%	24%	4567%	4567%	-22%	-22%	-19%	-19%
Después de los 3 minutos de agitación rápida	-80%	-15%	-69%	-19%	65%	65%	2802%	-38%	-17%	6%	-13%	7%
Después de los 30 minutos de agitación lenta	-79%	9%	-81%	-40%	0%	0%	4586%	61%	-15%	3%	-13%	0%

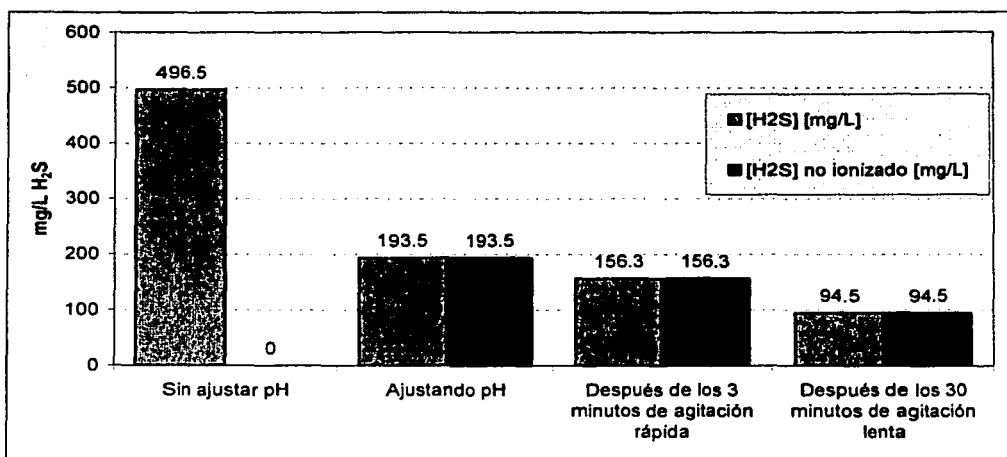
NOTAS:

El signo (-) indica disminución de la propiedad mientras que los porcentajes sin signo (+) indican aumento de la propiedad.

(1) es la relación del sulfuro de hidrógeno sin ionizar con respecto al obtenido en la cuarta etapa después de la agitación lenta.

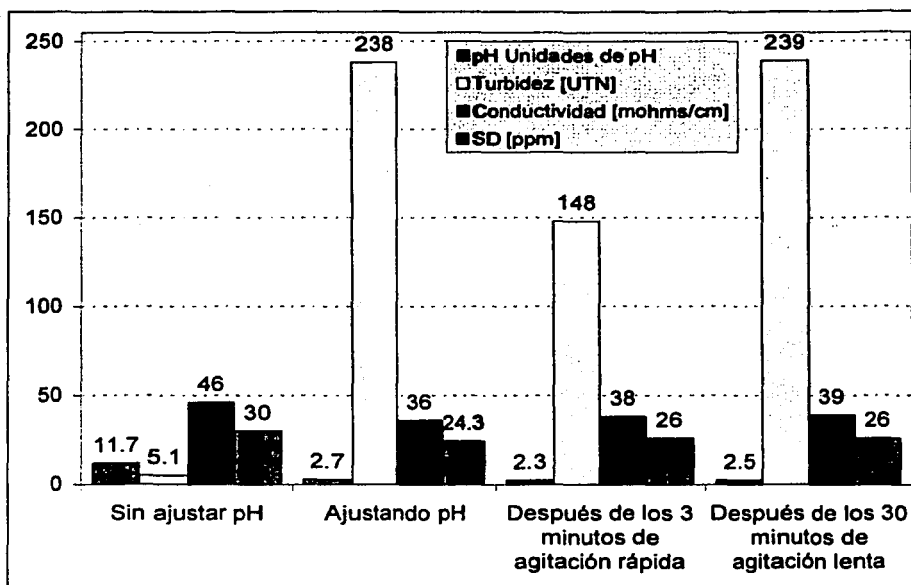
(2) la turbidez aumenta

En la Tabla 13 se presentan las remociones de sulfuros con respecto a la muestra inicial, sin ajuste de pH. Entre las etapas se nota que el mayor cambio de sulfuros se da mientras se ajusta el pH, con el 61% de disminución. Los sulfuros totales siguen disminuyendo durante las siguientes etapas.



Gráfica 1. Comportamiento de los sulfuros totales y no ionizados durante las cuatro etapas

En la Gráfica 1 se observa el comportamiento tanto de los sulfuros totales como de los no ionizados. La muestra sin ajuste de pH no presenta sulfuro no ionizado y por lo tanto olor, sin embargo al disminuir el pH (aumenta la acidez), el equilibrio se desplaza hacia la formación de sulfuro de hidrógeno no ionizado, que es el causante del mal olor. Debido a esto se pudo esperar que al agregar hidróxido de magnesio y al disminuir la acidez (aumenta el pH), se desplace el equilibrio mudando el sulfuro de hidrógeno no ionizado (H_2S) hacia el ionizado (HS^{-1}) o el sulfuro (S^{-2}), disminuyendo el olor característico de las aguas residuales.



Gráfica 2. Comportamiento de pH, turbidez, conductividad y sólidos disueltos con el ajuste de pH y agitación.

En la Gráfica 2 se puede observar que para las demás propiedades el cambio más significativo se da durante la segunda etapa, al disminuir el pH, debido a la adición de ácido, la turbidez aumenta considerablemente con la disminución de pH a diferencia de la conductividad y los sólidos disueltos que se ven menos afectados. En las siguientes dos etapas tanto el pH como la turbidez cambian menos. Como se esperaba la conductividad y los sólidos disueltos no se ven afectados por la agitación.

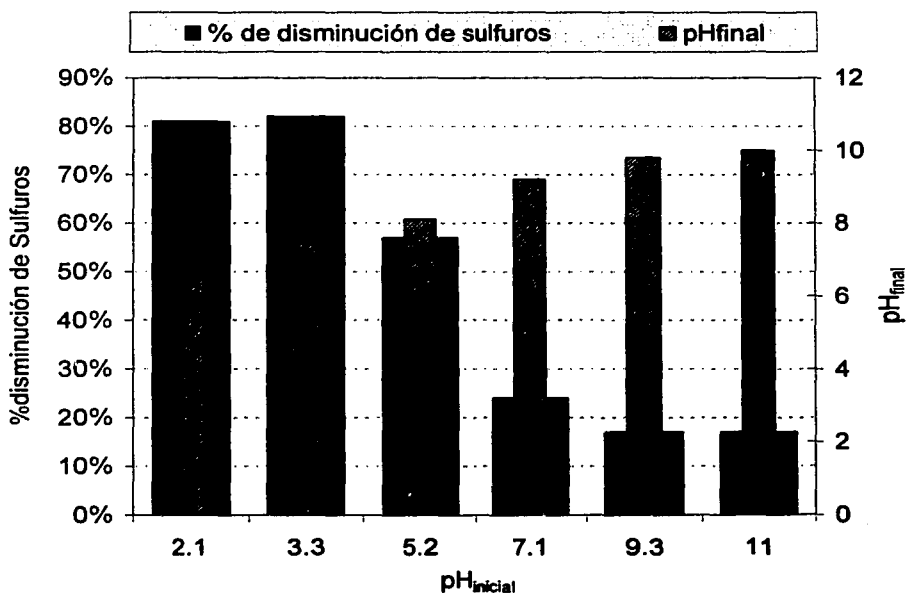
CONCLUSIÓN:

- ▶ **AL DISMINUIR EL pH DE UNA DISOLUCIÓN CON SULFUROS DISMINUYE SIGNIFICATIVAMENTE LA CONCENTRACIÓN DE SULFUROS EN LA DISOLUCIÓN AUMENTANDO LA CONCENTRACIÓN DE SULFURO NO IONIZADO.**
- ▶ **LA AGITACIÓN DISMINUYE SUAVEMENTE LA CONCENTRACIÓN DE SULFUROS EN LA DISOLUCIÓN.**

— EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA DE LA ADICIÓN DE HIDRÓXIDO DE MAGNESIO EN DISOLUCIONES SINTÉTICAS DE SULFURO DE SODIO CON DIFERENTES VALORES DE PH INICIAL

Se realizó una prueba de jarras ajustando un pH diferente en cada una de las seis jarras, y añadiendo 100 mg de $Mg(OH)_2$, en la presentación HG, en cada jarra antes del mezclado. Las mediciones se realizaron para cada jarra, antes de la adición del hidróxido de magnesio y después de esta adición.

En la Gráfica 3 se puede observar el cambio relativo de la concentración de sulfuros con la modificación del pH. El mayor cambio se verifica para pH menores a 5, valor a partir del cual los cambios de la concentración de sulfuros son más moderados, lo cual es lógico si se considera el diagrama de equilibrio de las especies del azufre porque en ese intervalo de pH la especie predominante es el sulfuro.



Gráfica 3. Porcentajes de disminución de la concentración de sulfuros a diferentes pH inicial

En la Tabla 14 se encuentran ordenados resultados adicionales donde se puede ver que con la adición de hidróxido de magnesio hay un aumento de pH salvo el caso de un pH inicial de 11 donde el hidróxido de magnesio disminuye el pH de la disolución problema a un pH de 10, debido a su desempeño como buffer.

Tabla 14. Resultados de la prueba de jarras con pH inicial variable

Ensayo	pHajustado	pHfinal	Turbidez inicial	Turbidez final	Conductividad inicial	Conductividad final	SDinicial	SDfinal	[H ₂ S]inicial	[H ₂ S]final	% de disminución de sulfuros
			UTN	UTN	[μmho/cm]	[μmho/cm]	[ppm]	[ppm]	[mg/L]	[mg/L]	
A	2.1	6.5	42	6	16	10	11	7	91	18	81 %
B	3.3	7.5	78	67	7	9	5	6	110	19	82 %
C	5.2	8.1	121	45	6.9	7.5	4.9	5	120	52	57 %
D	7.1	9.2	3	48	6.5	7	4.5	5	133	101	24 %
E	9.3	9.8	2	36	6	6	4	4	148	122	17 %
F	11	10	13	80	10	9.5	6	6.5	157	130	17 %

En cuanto a la turbidez de las disoluciones, en la Tabla 14, se puede observar que al adicionar el hidróxido el valor de este parámetro aumenta en las disoluciones con un pH ajustado mayor de 7. Esto puede ser debido a que al hacer el muestreo después de la agitación, el hidróxido de magnesio que es insoluble queda en suspensión, por lo que es determinado al medir turbidez.

La conductividad y los sólidos disueltos como puede apreciarse en la Tabla 14, no sufren una modificación considerable, esto es debido a que el hidróxido de magnesio no contribuye a los sólidos disueltos ni a la conductividad puesto que no es soluble. Incluso esto se comprueba en la jarra A, puesto que al aumentar significativamente, la acidez (el pH inicial de la jarra A es 2), el hidróxido de magnesio debe aumentar escasamente su solubilidad.

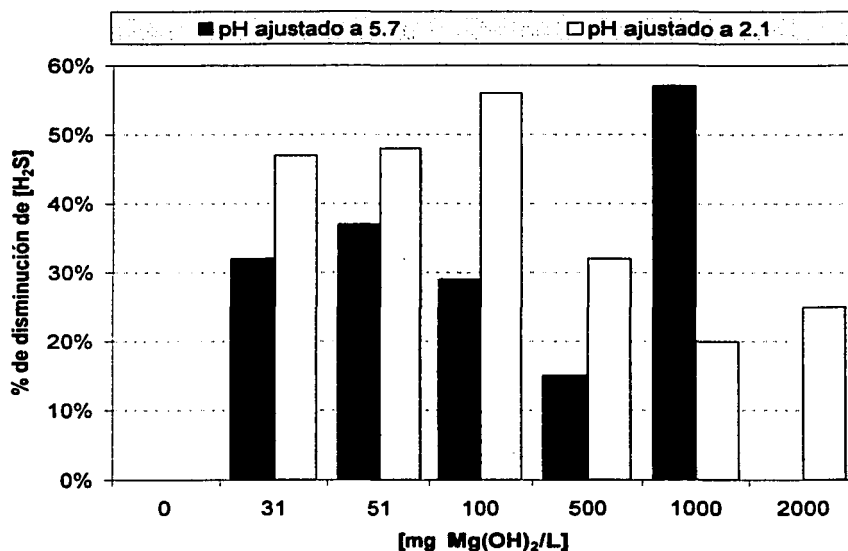
CONCLUSIÓN:

LA ADICIÓN DE 100 mg/L DE HG:

- **DISMINUYE LA CONCENTRACIÓN DE SULFUROS. PRINCIPALMENTE AL TENER UNA MUESTRA PROBLEMA CON pH INICIAL MENOR DE 5.**
- **AUMENTA LA TURBIDEZ PERO NO CONTRIBUYE NI EN LOS SÓLIDOS DISUELTOS, NI EN LA CONDUCTIVIDAD DE LAS DISOLUCIONES.**

— EVALUACIÓN DE LA INFLUENCIA DE LA CANTIDAD DE HIDRÓXIDO DE MAGNESIO
ADICIONADA A DOS DIFERENTES VALORES DE PH INICIAL

Al adicionarse de 0 a 2 g de HG a las disoluciones problema con pH inicial de 5.7 y 2.1, se puede observar un área donde la disminución de sulfuros es mayor con menos de 500mg de hidróxido (ver Gráfica 4).



Gráfica 4. Disminución de sulfuros a diferentes concentraciones de hidróxido de magnesio

En las Tablas 15 y 16, se presentan los resultados obtenidos para pH, turbidez, conductividad, sólidos disueltos y sulfuros, donde se puede observar que para el caso de la disolución problema con pH inicial de 5.7, se obtenía un máximo de disminución agregando 50.7 mg de HG, y para el caso de la disolución problema con pH inicial de 2.1 el máximo se encontró al agregar 100.4 mg de HG.

En el caso de la prueba de jarras con pH ajustado a 5.7, la máxima disminución se presenta con menos cantidad de hidróxido que en el caso de la prueba de jarras con pH ajustado a 2.1. Además la disminución es mayor para la disolución con un pH ajustado de 2.1, debido a que el cambio de pH es mayor para la disolución con pH inicial de 2.1.

Tabla 15. Caracterización de muestras de la prueba de jarras con diferentes dosis de hidróxido de magnesio adicionados para la disolución con pH inicial de 5.7

Ensayo	HG adicionado	pH	Turbidez	Conductividad	SD	[S ⁻¹]	% de disminución
	[mg]		UTN	[μmho/cm]	[ppm]	[mg/L]	
inicial	0	5.7	3.6	7	5	84	0 %
A	30	8	3.8	7	5	57	32 %
B	51	8.5	6.0	7	5	53	37 %
C	101	8.8	5.4	7	5	60	29 %
D	501	8.5	7.5	7	5	72	15 %
E	1001	9.0	14.0	8	6	36	57 %

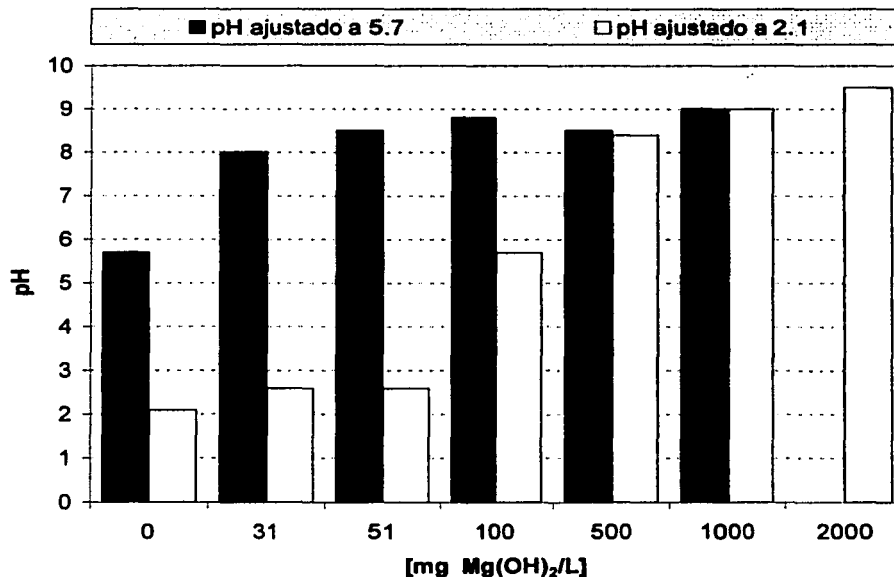
En el caso de la disolución problema con pH inicial de 5.7 al adicionar de 30 a 500 mg de HG, se nota que los parámetros (pH, turbidez, conductividad, SD y sulfuros) varían poco con las diferentes cantidades de producto adicionado. Una situación similar sucede para el caso de la disolución problema con pH inicial de 2.1, al agregar de 500 a 2000 mg de HG (salvo el caso de la turbidez al agregar 1000 mg de producto).

Tabla 16. Caracterización de muestras de la prueba de jarras con diferentes dosis de hidróxido de magnesio adicionados para la disolución con pH inicial de 2.1

Ensayo	HG adicionado	pH	Turbidez	Conductividad	SD	[S ⁻¹]	% de disminución
	[mg]		UTN	[μmho/cm]	[ppm]	[mg/L]	
inicial	0	2.1	0.4	13	9	79.2	0 %
A	31	2.6	0.4	13	9	42	47 %
B	51	2.6	0.4	11	8	41	48 %
C	100	5.7	1.0	9	7	35	56 %
D	500	8.4	16.0	12.5	8	54	32 %
E	1000	9.0	39.0	13	9	63	20 %
F	2000	9.5	150.0	14	9	60	25 %

En la Gráfica 5 se puede observar que el pH aumenta con la adición de hidróxido de magnesio, este aumento no es lineal. Debido, por una parte a la naturaleza logarítmica de la propia definición del pH y a que el hidróxido de magnesio funciona como buffer, que el pH tiende a mantenerse cercano a 9 aún con una adición mayor

de hidróxido. En el caso de la prueba con pH inicial de 2.1, sucede algo similar, el pH tiende a 9, sin embargo es necesario la adición de más hidróxido para conseguirlo.



Gráfica 5. Cambio de pH con hidróxido de magnesio adicionado

En el caso de la turbidez no se puede observar una tendencia definida, sin embargo, de manera general se observa un aumento de la turbidez con la adición de hidróxido de magnesio, lo cual, como ya se mencionó, puede ser debido a la insolubilidad de este hidróxido. En cuanto a la conductividad y los sólidos disueltos, no se puede apreciar un cambio sustancial en estos parámetros.

CONCLUSIONES:

- AL AUMENTAR LA ADICIÓN DE HG SE LLEGA A UNA CANTIDAD ÓPTIMA, DONDE LA VARIACIÓN DE PH, CONDUCTIVIDAD, SÓLIDOS DISUELTOS Y CONCENTRACIÓN DE SULFUROS, ES MÍNIMA CON LA ADICIÓN DE MÁS PRODUCTO
- ESTA CANTIDAD ÓPTIMA ES MAYOR ENTRE MÁS ÁCIDA SEA LA DISOLUCIÓN INICIAL

— RESULTADOS DE PRUEBAS DE OLORES CON AGUAS SINTÉTICAS

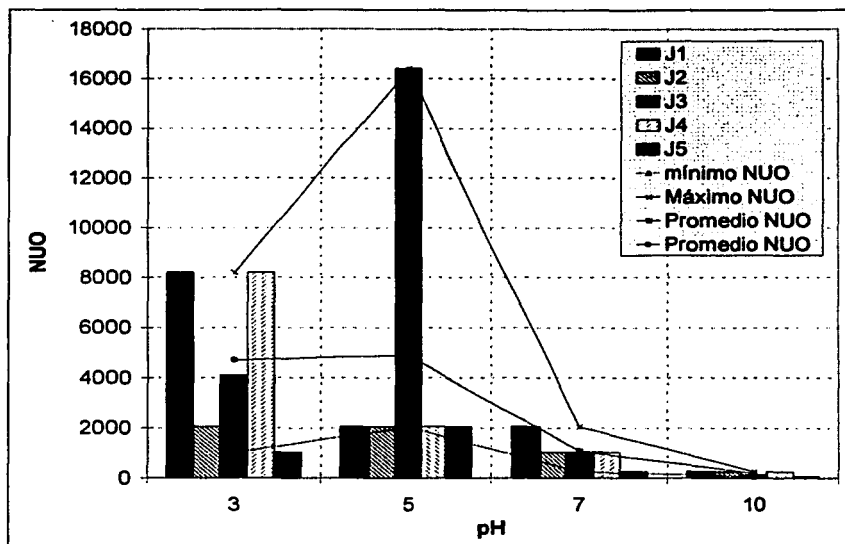
Para definir el comportamiento de los olores dependiendo del pH de disoluciones sintéticas elaboradas con sulfuro de sodio, se realizaron pruebas conforme la norma mexicana de determinación de la intensidad de olor (NMX-AA083-1986). En estas pruebas se pretendía comprobar la disminución del olor con el aumento del pH en las disoluciones.

Los resultados se encuentran organizados en la Tabla 17. Como era de esperarse el NUO menor correspondió a la disolución con mayor pH el cual fue cercano a 10, lo que indica que se necesitó una menor dilución (por lo tanto con mayor concentración), para que los cinco jueces participantes (J1,J2,J3,J4 Y J5) detectaran el olor de la disolución. Así los NUO correspondientes a las demás disoluciones fueron mayores conforme las disoluciones tenían menor pH, por lo que se necesitó una mayor dilución (con una menor concentración), para detectar la presencia del olor característico de los sulfuros.

Tabla 17. Variación del NUO a diferentes valores de pH

pH	NUO							
	J1	J2	J3	J4	J5	mínimo NUO	Máximo NUO	Promedio NUO
2.51	8200	2050	4100	8200	1024	1024	8200	4715
4.55	2050	2050	16400	2050	2050	2050	16400	4920
6.66	2050	1024	1024	1024	256	256	2050	1076
9.72	256	256	128	256	64	64	256	192

Como se puede ver en la Tabla 17 y la gráfica 6, la percepción de olores de cada juez, varía considerablemente, dado que, como ya se había mencionado, el NUO no es un valor exacto. Al aumentar el número de jueces se obtienen valores más representativos de una población, en determinadas condiciones de humedad y temperatura. Se obtuvo el promedio de los NUO para obtener un valor más significativo, así como se muestran los mínimos y los máximos valores detectados por los diferentes jueces, para cada muestra problema, esto con la finalidad de mostrar el intervalo en que variaron los resultados.



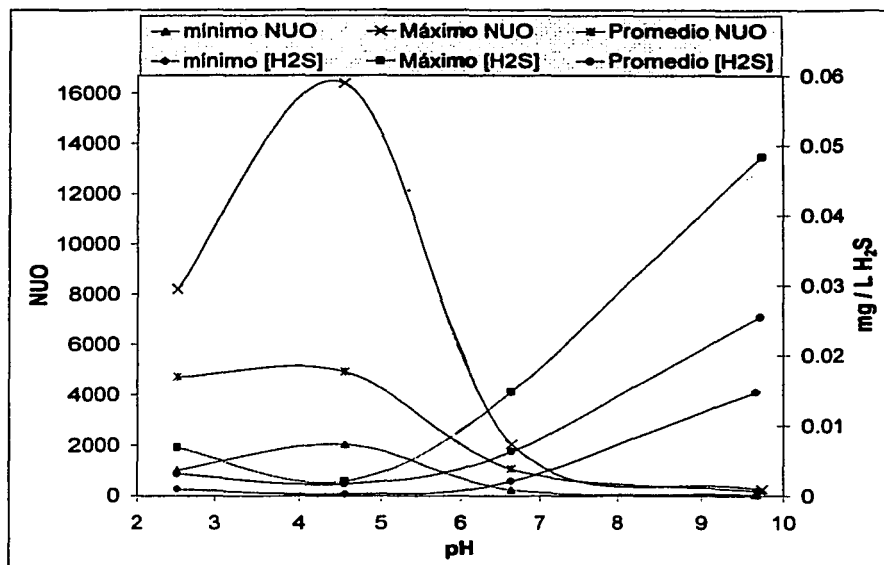
Gráfica 6. Variación de NUO con relación al pH

En la Tabla 18 se observa que los jueces alcanzaban a percibir una menor concentración de sulfuros en las disoluciones con menor pH, las cuales correspondían a un mayor NUO. Esta tendencia es más notoria a partir de la segunda serie de diluciones, con pH de 4.55. Esto se debe a que la proporción de sulfuro disuelto aumenta con pH mayores, por lo tanto la proporción del sulfuro de hidrógeno no ionizado, que es el causante del olor característico, disminuye con el aumento de pH.

Tabla 18. Variación de la concentración de sulfuro de hidrógeno a diferentes pH

pH	[H ₂ S]							
	J1	J2	J3	J4	J5	Mínimo [H ₂ S]	Máximo [H ₂ S]	Promedio [H ₂ S]
2.51	0.0010	0.0049	0.0021	0.0010	0.0069	0.0010	0.0069	0.0032
4.55	0.0021	0.0021	0.0003	0.0021	0.0021	0.0003	0.0021	0.0018
6.66	0.0021	0.0049	0.0049	0.0049	0.0148	0.0021	0.0148	0.0064
9.72	0.0148	0.0148	0.0346	0.0148	0.0484	0.0148	0.0484	0.0255

En la Gráfica 7 se ha trazado tanto los NUO (eje izquierdo de la gráfica), como la concentración de sulfuros (eje derecho) con relación al pH de las disoluciones. Se puede observar que los NUO tienden a disminuir con el aumento de pH. Por otra parte, se observa que la concentración de sulfuros en la que se detecta olores es mayor en las disoluciones con mayor pH.



Gráfica 7. Variación de NUO y de concentración de sulfuros con relación al pH

Aunque ya se ha mencionado anteriormente, es importante hacer notar la diferencia entre los jueces para percibir olores en diferentes diluciones. Debido a esto es que no existe una concentración absoluta de olor umbral, pues ésta cambia con la variación inherente a la capacidad olfatoria de cada individuo.

CONCLUSIÓN:

- EL NUO ES UNA GUÍA QUE MARCA UNA TENDENCIA DE AUMENTO O DISMINUCIÓN DEL OLOR COMO CONSECUENCIA DE UNA ACCIÓN COMO LA ADICIÓN DE $Mg(OH)_2$
- SE COMPROBÓ QUE A MAYOR pH SE PERCIBEN MAYORES CONCENTRACIONES DE SULFURO OBTENIÉNDOSE UN MENOR NUO.
- EL MÍNIMO NUO SE DETECTA A UN pH DE 9.7

4.1.2. PRUEBAS CON AGUAS REALES

Después de las pruebas preliminares en aguas sintéticas se probó la utilización del hidróxido de magnesio en diferentes aguas reales para el control de olores. Las pruebas se efectuaron en aguas residuales provenientes de los siguientes lugares:

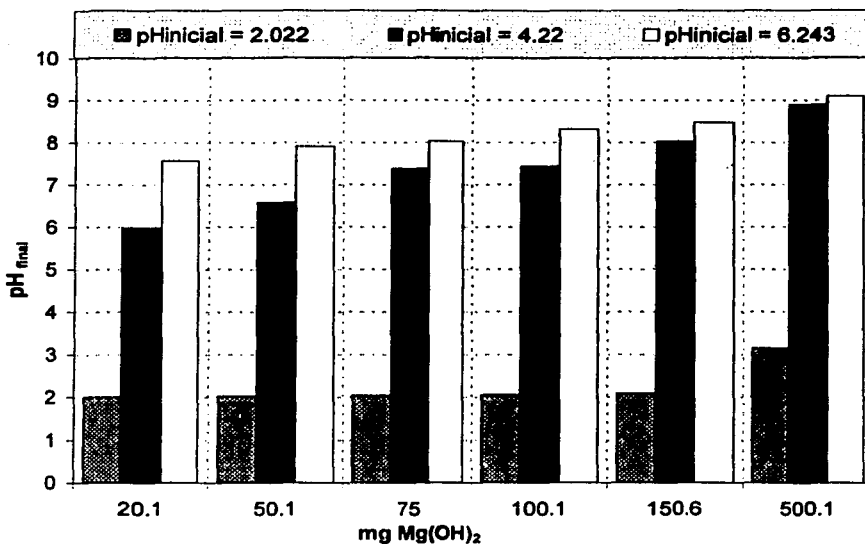
- Agua de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ciudad Universitaria (PTARCU)
- Gran Canal y el Río Churubusco (GC y RCh)
- Planta de Tratamiento de Agua del Hospital Gabriel Mancera (PTAHGM)
- Planta de bombeo "Aculco" (PBA)

En las siguientes secciones se muestran los resultados obtenidos en las diferentes pruebas aplicadas a aguas reales.

— PRUEBAS CON AGUAS PROVENIENTES DE LA PTARCU

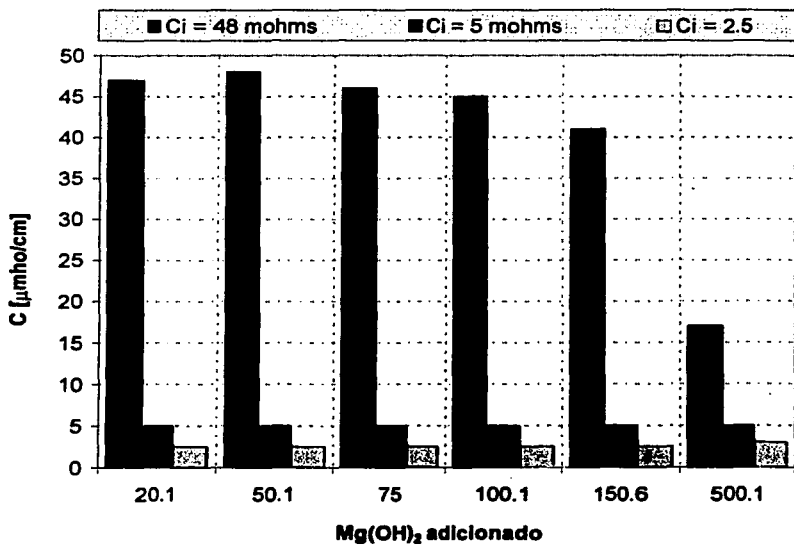
Se realizaron pruebas con agua residual del cárcamo de bombeo de la PTARCU. Las muestras colectadas no presentan el problema particular de mal olor, sin embargo las pruebas se realizaron con ellas debido a que se consideró interesante evaluar el efecto de un cambio de pH hacía el intervalo ácido sobre el olor del agua residual real.

Se realizaron tres pruebas de jarras, con un pH inicial ajustado de 2, 4 y 6 respectivamente. En cada una se varió, desde 20 hasta 500 mg/L, la cantidad adicionada de hidróxido de magnesio. El hidróxido de magnesio aumentó el pH, como se puede observar en la gráfica 8. En la prueba de jarras con un pH inicial de 4, es donde se da una mayor proporción de aumento del pH, hasta un pH de 8.9, con 500 mg/L de hidróxido de magnesio, a diferencia de las demás pruebas. Con un pH inicial de 2, con 500mg/L de hidróxido se obtuvo apenas un aumento a pH de 3.1, y con un pH inicial de 6 aumenta el pH a 9.1, con la misma cantidad de hidróxido.



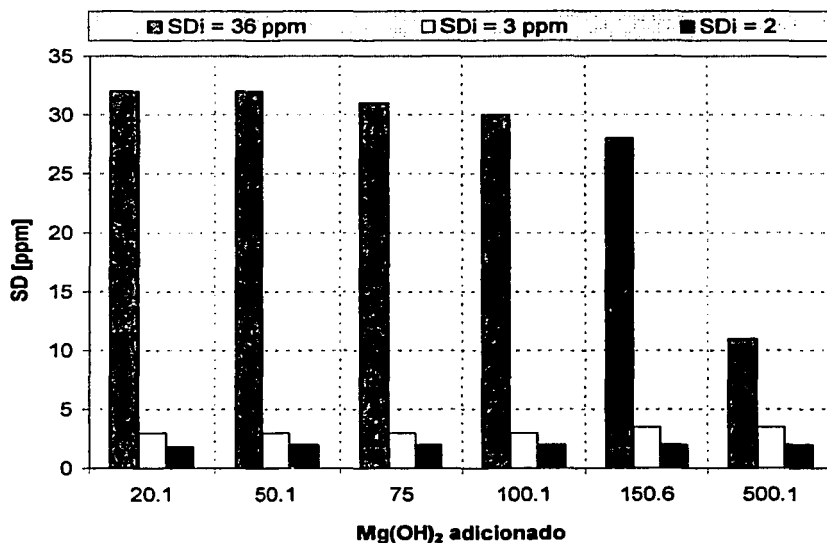
Gráfica 8. Efecto en el pH del hidróxido de magnesio

En cuanto la conductividad, los sólidos disueltos y a la turbidez, se puede observar su comportamiento con la adición del hidróxido de magnesio, en las gráficas 9, 10 y 11, respectivamente.



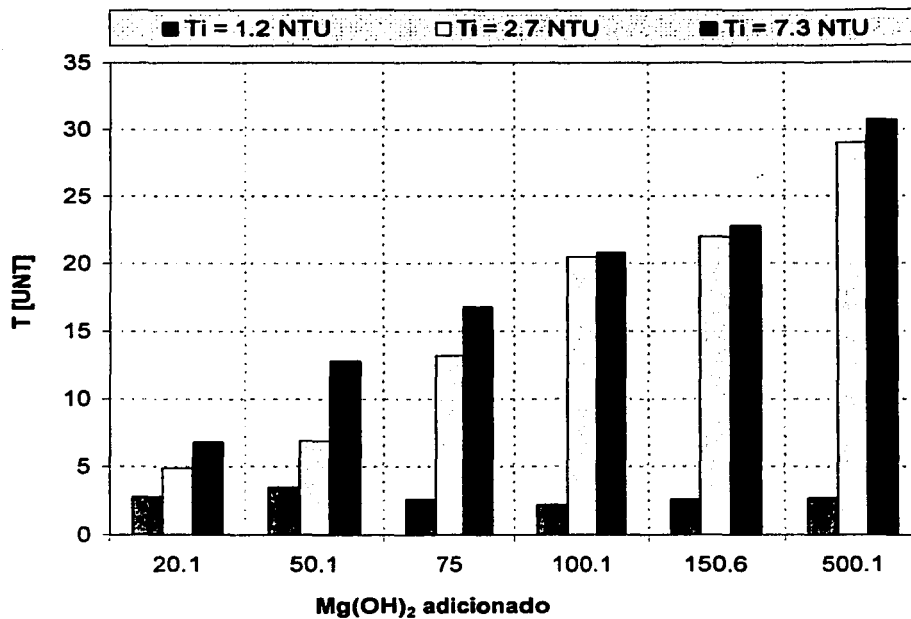
Gráfica 9. Efecto en la conductividad del hidróxido de magnesio

En la Gráfica 9, se nota que el HG no tiene un efecto considerable en los casos de una conductividad inicial de 5 y 2.5 con pH de 4 y 6 respectivamente, sin embargo para el primer caso donde se tiene una conductividad inicial de 48 con un pH de 2, se nota que disminuye la conductividad al agregar HG, conforme aumenta el pH. De forma general la conductividad es mayor para el agua con un menor pH que con las de mayor pH. Así se observa que con un pH ajustado a 2, la conductividad es de 48 $\mu\text{mho/cm}$, siendo menor la conductividad de 5 $\mu\text{mho/cm}$ para la prueba de jarras con un pH ajustado de 4, y finalmente, para la prueba con un pH ajustado de 6, se obtuvo una conductividad de 2.5 $\mu\text{mho/cm}$.



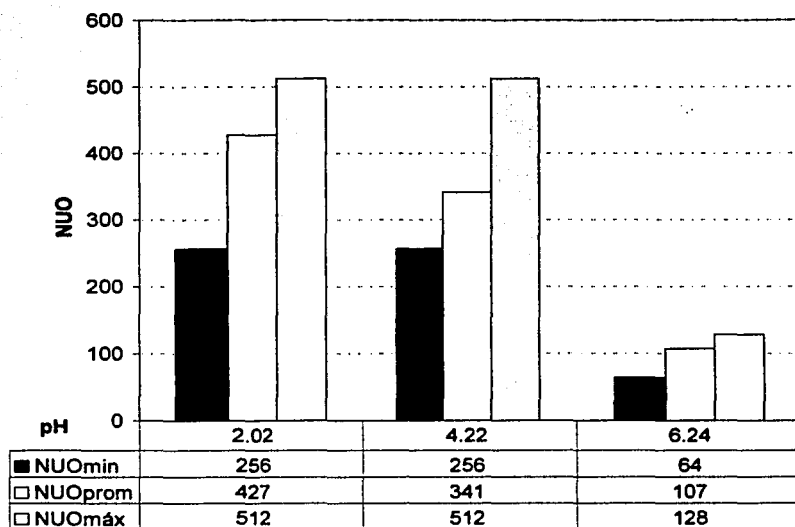
Gráfica 10. Efecto del hidróxido de magnesio en los sólidos disueltos

En los sólidos disueltos se observa el mismo comportamiento que para la conductividad debido a la relación entre éstos (Gráfica 10).



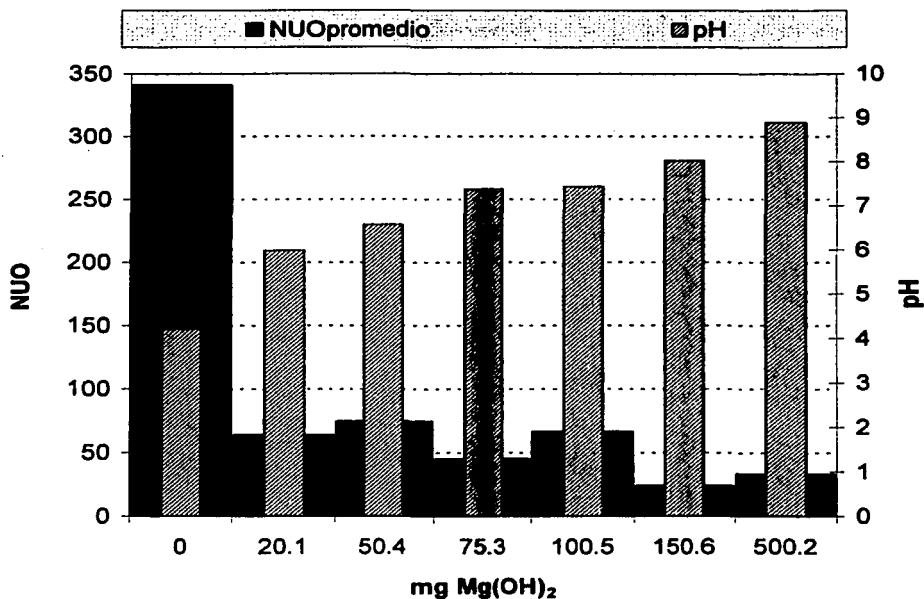
Gráfica 11. Efecto sobre la turbidez por la adición del hidróxido de magnesio

En cuanto a la turbidez, como se puede observar en la Gráfica 11, se nota un aumento de ésta, con la adición del hidróxido, como era de esperarse, debido a la baja solubilidad del hidróxido de magnesio, éste permanece en suspensión, al agregarse a la jarra. También se observa que la turbidez es menor para un menor pH, esto puede deberse a que ciertas especies son más solubles a pH ácidos.



Gráfica 12. Resultados de las pruebas de olores efectuadas a las aguas residuales de la PTARCU

En cuanto a la determinación de NUO se realizó la prueba para las tres disoluciones con las que se realizó el experimento, desafortunadamente sólo se pudo realizar la prueba de olor completa a las disoluciones iniciales (ver Gráfica 12) y a las disoluciones de la prueba de jarras con pH inicial de 4 (ver Gráfica 13). Con las disoluciones iniciales se obtuvo un menor NUO para aquella de mayor pH, y un mayor NUO para la de menor pH.



Gráfica 13. Comportamiento de NUO en las disoluciones con pH inicial de 4. Para las disoluciones de la prueba de jarras donde se agregaron diferentes cantidades de hidróxido a la disolución con pH inicial de 4, se puede ver que el olor disminuyó considerablemente con la adición de 20 mg/L de HG, al resultar un pH de 6, con la adición del hidróxido de magnesio.

CONCLUSIÓN:

- EN LAS AGUAS RESIDUALES DE LA PTARCU SE OBSERVÓ QUE UN AUMENTO DEL pH DEBIDO A LA ADICIÓN DE $Mg(OH)_2$ TUVO UNA INFLUENCIA POSITIVA EN EL CONTROL DE OLORES DEBIDO A QUE EL NUO DISMINUYÓ.
- LA DOSIS DE HG PARA CONTROLAR EL OLOR EN LA DISOLUCIÓN CON pH INICIAL DE 4 FUE DE 20 mg/L.

- PRUEBAS CON AGUAS RESIDUALES DEL GC- RCH

También se realizaron pruebas en aguas provenientes del GC-RCh, que son dos de las principales vertientes de aguas residuales en la Ciudad de México. Para este tipo de agua se realizó una experimentación diferente a la seguida en las aguas de la PTARCU. Se efectuó primero una prueba de jarras variando el pH y después una prueba de jarras variando el hidróxido de magnesio, a pH ácido para acentuar el problema de olor. A las muestras de esta última prueba fue a la que se le realizaron las pruebas de olor (Tabla 19).

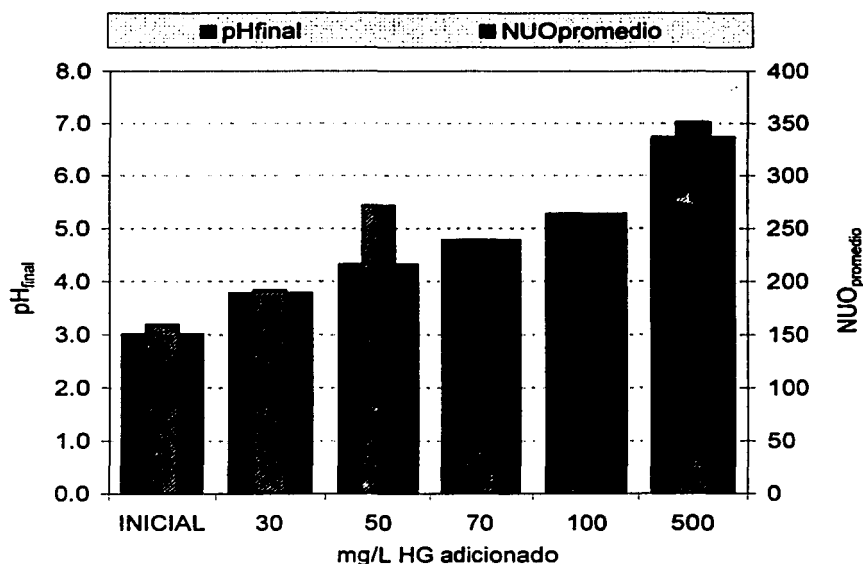
Tabla 19. Pruebas con Agua del GC-RCh

JARRA	Mg(OH) ₂ adicionado	pH _{inicial}	pH _{final}	Sulfuros Totales	HS- ionizado	H ₂ S no ionizado	NUO @18°C y 75%h (17-VII-01)			Turbidez	Conductivi- dad	Sólidos Disueltos
							NUO Min	NUO Prom	NUO Max			
	mg/L			mg/L	[mg/L]	[mg/L]	UNT	µmho/cm	ppm			
INICIAL	0	7.3	7.2	0.06	0.03	0.03	ND	ND	ND	98	9	6
A	50	2.1	1.8	0.09	0.00	0.09	ND	ND	ND	98	75	50
B	50	3.3	4.0	0.12	0.00	0.12	ND	ND	ND	106	34	23
C	50	4.1	4.9	0.06	0.00	0.06	ND	ND	ND	80	26	18
D	50	5.0	5.4	0.03	0.00	0.03	ND	ND	ND	79	11	8
E	50	6.0	6.0	0.03	0.00	0.03	ND	ND	ND	111	10	7
F	50	7.5	7.5	0.22	0.15	0.07	ND	ND	ND	116	8	6
INICIAL	0	3.1	3.0	0.22	0.00	0.22	64	160	256	148	12	8
A	30	3.1	3.8	0.04	0.00	0.04	0	192	512	112	11	7
B	50	3.1	4.3	0.08	0.00	0.08	64	272	512	111	11	7
C	70	3.1	4.8	0.08	0.00	0.08	128	160	256	100	11	8
D	100	3.1	5.3	0.06	0.01	0.05	64	224	512	95	11	8
E	250	3.1	6.3	0.04	0.01	0.04	0	112	256	99	12	9
F	500	3.1	6.7	0.02	0.01	0.02	128	352	512	97	14	9

Prueba realizada el 11 de julio de 2001, a 18°C y con 75% de humedad
 ND: significa No Determinado

En cuanto a la segunda prueba de jarras, ya se ha discutido el efecto de diferentes cantidades de hidróxido de magnesio en la concentración de sulfuros y en los olores, pero no así en la turbidez, la conductividad y los sólidos disueltos. En la Tabla 19 se puede observar que permanecen prácticamente constantes la conductividad y los sólidos disueltos. La turbidez varía un poco más, disminuyendo con la adición del

hidróxido, lo cual es exactamente al revés de lo esperado, pues debido a la escasa solubilidad del hidróxido utilizado se esperaba que interfiriera con la turbidez.



Gráfica 14. Resultados de las pruebas de olores con las aguas residuales del GC-RCh. NUO promedio y pH final obtenido con la adición de HG

En la Gráfica 14 se observa que el aumento del pH es proporcional a la cantidad de hidróxido utilizado, sin embargo el NUO, no tiene un comportamiento definido en las primeras jarras, para después disminuir en las jarras con 70,100 y 250 mg/L de HG, que tienen un pH final de 4.8, 5.3 y 6.3 respectivamente, y aumenta en la última jarra con 500 mg/L de hidróxido con un pH final de 6.7.

Debido a que se necesita una comparación entre la intensidad de olor de las disoluciones obtenidas con las diferentes cantidades de hidróxido de magnesio y a que el comportamiento del NUO necesitaba más definición, se realizó una prueba de ordenamiento, del tipo de prueba sensorial discriminativa, con las disoluciones A utilizadas para la determinación de NUO de las muestras de la segunda prueba de jarras.

Con esta prueba se determina si la adición de mayor cantidad de hidróxido de magnesio produce una disminución significativa en la percepción de olores por los jueces.

Para la realización de la prueba se les proporcionó a los jueces seis frascos que corresponden a las disoluciones problema como sigue:

- A: corresponde a la disolución con 30 mg/L de HG
- B: corresponde a la disolución con 50 mg/L de HG
- C: corresponde a la disolución con 70 mg/L de HG
- D: corresponde a la disolución con 100 mg/L de HG
- E: corresponde a la disolución con 250 mg/L de HG
- F: corresponde a la disolución con 500 mg/L de HG

Posteriormente se pidió a los jueces que compararan el olor de cada matraz y ordenaran de manera creciente de intensidad de olor los matraces con las diferentes disoluciones, como se describe en el capítulo de metodología. Los resultados obtenidos, por cada juez, se muestran en la Tabla 20, así como la asignación de números, del 1 al 6, correspondientes al ordenamiento dado por cada juez y los promedios obtenidos.

Tabla 20. Resultados de análisis sensorial mediante la prueba de ordenamiento de la intensidad de olor en muestras de la prueba de jarras

Se realizaron las diluciones A (25 mL de muestra más 175 mL de agua), para los 6 matraces provenientes de la prueba de jarras y se le pidió a los jueces que ordenaran los matraces de menor olor a mayor olor.

Orden esperado	F	E	D	C	B	A
	1	2	3	4	5	6
J1	F	E	D	C	A	B
J2	F*	E*	C	D	B	A
J3	F	E	C	B	A	D
J4	F	E	A	C	B	D
J5	F*	E*	C	B	A	D
Datos Transformados						
Orden esperado	1	2	3	4	5	6
J1	1	2	3	4	6	5
J2	1	2	4	3	5	6
J3	1	2	4	5	6	3
J4	1	2	6	4	5	3
J5	1	2	4	5	6	3
Totales	5	10	21	21	28	20
Promedio	1	2	4.2	4.2	5.6	4

NOTA: los valores con asterisco el juez los identificó con igual olor

En la segunda parte de la Tabla 20, se encuentran tanto los datos transformados conforme el orden establecido por cada dictaminador, como los totales obtenidos para su interpretación.

Para la interpretación de los resultados se utilizó el método de total de intervalos, descrito en el capítulo 2 de metodología. Al consultar la tabla de total de intervalos (ver Anexo III), se obtienen los números.

[9 - 26]

[11 - 24]

Esto significa que F es significativamente diferente a B, puesto que el total de 5, queda por debajo del intervalo [9 - 26] y el total 28 de la jarra B, queda por encima de este mismo intervalo.

E, D, C y A quedan, por lo tanto, dentro del intervalo y no hay diferencia significativa entre estas cuatro muestras en cuanto a la intensidad del olor.

El segundo intervalo es [11 - 24], que significa que las muestras F y E (el total de F, o sea 5 y el de E de 10 son inferiores a 11), son las que tienen la intensidad significativamente mínima de olor. El límite superior del intervalo es 24, por lo que B es la que significativamente tiene más olor que las demás.

CONCLUSIÓN:

- EN LAS AGUAS RESIDUALES DEL GC-RCh SE OBSERVÓ QUE UN AUMENTO DEL pH DEBIDO A LA ADICIÓN DE $Mg(OH)_2$, TUVO UNA INFLUENCIA POSITIVA EN EL CONTROL DE OLORES DEBIDO A QUE EL NUO DISMINUYÓ CON RESPECTO A LA DISOLUCIÓN SIN HG
- EN LA PRUEBA DE ORDENAMIENTO POR INTENSIDAD DE OLOR TAMBIÉN SE OBTUVO UNA DIFERENCIA SIGNIFICATIVA PARA LAS DISOLUCIONES CON MÁS HIDRÓXIDO RESPECTO DE LAS QUE TENÍAN MENOS
- LA DOSIS DE HG PARA CONTROLAR EL OLOR EN LA DISOLUCIÓN CON pH INICIAL DE 3 FUE DE 250 mg/L

— PRUEBAS CON MUESTRAS DE DIFERENTES PUNTOS DE LA PTAHGM

Se realizaron pruebas de olor al agua proveniente de la PTAHGM. El muestreo se efectuó en los siguientes cuatro puntos:

- ▶ Salida de Fosas Sépticas
- ▶ Filtro percolador
- ▶ Clarifloculador
- ▶ Descarga General

Se determinó el NUO para las cuatro muestras, obteniéndose los resultados mostrados en la Tabla 21 y en la Tabla 22. El punto de muestreo con mayor intensidad de olor fue la salida de la fosa séptica (NUO promedio de 371), siguiendo el clarifloculador (NUO promedio de 269). A la muestra del filtro percolador se le determinó un NUO promedio de 147 y finalmente a la descarga general se le determinó un NUO promedio de 66, por lo que es la muestra con menor olor perceptible.

Tabla 21. NUO de muestras en diferentes puntos del tren de tratamiento

MUESTRA	NUO MÍNIMO	NUO PROMEDIO	NUO MÁXIMO
<i>Salida Fosas Sépticas</i>	64	371	1024
<i>Filtro Percolador</i>	32	147	512
<i>Clarifloculador</i>	1	269	1024
<i>Descarga General</i>	8	66	128

Prueba realizada el 19 de julio de 2001, a 18.5°C y con 72% de humedad

Tabla 22. Resultados de NUO por juez con las aguas residuales de la PTAHGM

PUNTO DE MUESTREO \ JUEZ	JUEZ					DESVIACIÓN ESTÁNDAR
	J1	J2	J3	J4	J5	
<i>Salida Fosas Sépticas</i>	128	128	64	512	1024	406
<i>Filtro Percolador</i>	64	32	64	512	64	204
<i>Clarifloculador</i>	64	1	1	256	1024	435
<i>Descarga General</i>	128	32	32	128	8	58

Prueba realizada el 19 de julio de 2001, a 18.5°C y con 72% de humedad

En la Tabla 22 se observan las diferencias de percepción de olor por cada juez. Cada persona percibe de manera diferente los olores, así unos perciben diluciones mayores que otros. Asimismo, se puede notar que las desviaciones estándar entre

los resultados de los jueces son grandes, y debido a que el número de apreciaciones es de cinco se puede esperar un intervalo de aceptación muy amplio, lo cual es una verificación de la variabilidad en la percepción de los olores. Por otra parte la distribución que se puede esperar de los NUO difícilmente puede ser normal puesto que cuando el juez aprecia olor en una dilución mayor, el NUO aumenta potencialmente. Debido a esto no se puede obtener un valor absoluto de olor y la prueba se usa como comparación únicamente.

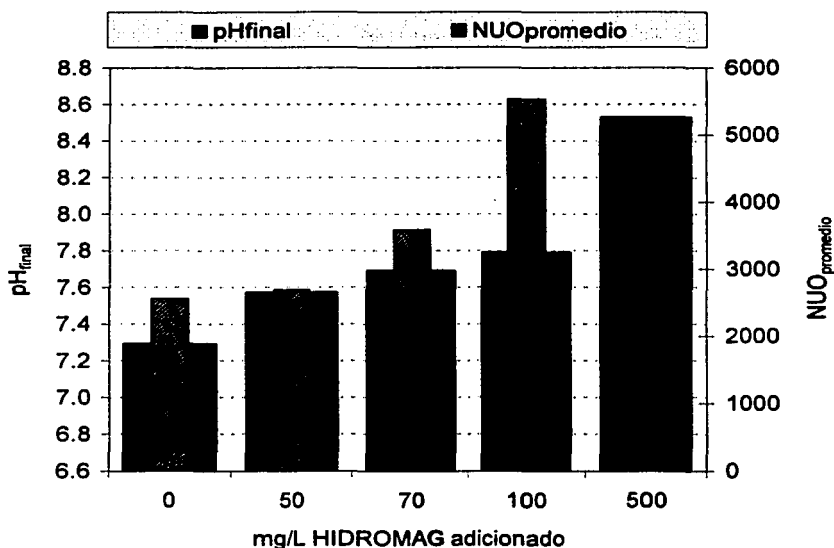
Finalmente, se realizó una prueba de jarras con diferentes cantidades de hidróxido de magnesio adicionado para cada jarra, utilizando la muestra de la Salida de las Fosas Sépticas, ya que fue la que presentó mayor NUO. Debido a que el ajuste del pH implicaría un proceso adicional a la adición del hidróxido de magnesio no se determinó el pH óptimo, pues únicamente se pretendió controlar olores con el mínimo gasto posible. Se realizó la prueba de jarras adicionando HG para obtener diferentes concentraciones del mismo. A la primera jarra (jarra A), para que sirviese de control, no se le adicionó el producto, y a las siguientes cinco jarras (jarras de la B a la F), se le adicionaron 50, 70, 100, 250 y 500 mg por litro del producto de magnesio respectivamente.

Tabla 23. Prueba de Jarras con diferentes cantidades de Hidróxido de Magnesio

JARRA	Mg(OH) ₂ adicionado [mg/L]	pH inicial	pH final	NUO min	NUO prom	NUO max
A	0	7.3	7.1	2050	2563	4100
B	50	7.6	8.1	512	2690	8200
C	70	7.7	8.5	512	3587	8200
D	100	7.8	8.7	1024	5535	8200
E	250	8.3	8.9	512	4560	7500
F	500	8.5	9.0	512	3997	8200

De cada jarra se obtuvieron muestras de 300mL para los análisis de olor, pH, conductividad, sólidos disueltos, turbidez, sólidos suspendidos totales, DQO, sulfuros, análisis elemental NCHOS, nitratos, nitrógeno total y amoniacal. La prueba de olor para las muestras obtenidas en la prueba de jarras, también se realizó siguiendo el procedimiento marcado por la norma (NMX-AA-083-1982). Los resultados aparecen en la Tabla 23.

En la Gráfica 15, se puede ver que con la adición del hidróxido de magnesio aumentan tanto el pH, como el NUO promedio. El aumento del pH corresponde a lo esperado debido a la adición del hidróxido. La tendencia a aumentar el NUO, indica un incremento de olor. Sin embargo se esperaba disminuir el olor en lugar de aumentar, por lo que se postuló que otras especies deberían estar contribuyendo al olor, como pudiera ser el caso de los compuestos nitrogenados.



Gráfica 15. NUO promedio y pH final con la adición de hidróxido de magnesio en muestras de aguas residuales en la salida de fosas sépticas de la PTAHGM

Los valores promedio, mínimo y máximo del NUO aparecen en la Tabla 23, junto a los valores iniciales y finales de pH obtenidos y la cantidad de hidróxido de magnesio adicionado. Es de destacarse que el NUO promedio aumenta con la adición del hidróxido de magnesio, hasta la jarra D, pues después de ésta la tendencia se invierte. Esto puede ser debido al equilibrio del amoníaco presente, en el que existe una tendencia a aumentar el olor con el aumento de la alcalinidad.

En la Tabla 24 aparecen los análisis de las seis muestras de la prueba de jarras, incluyendo NUO y pH, que aparecen de nuevo para comparar con los demás parámetros. El caso de los sulfuros es interesante pues en los sulfuros totales se puede apreciar una tendencia ligera a aumentar con la adición de hidróxido de magnesio, probablemente a la menor capacidad de disociación de sulfuros con la

adición del producto, ayudando a conservar los sulfuros en dilución en lugar de que se pierdan en el ambiente.

También se puede observar que el azufre en estado elemental no se detecta, a diferencia del nitrógeno que sí es identificado en el análisis elemental.

Tabla 24. Resultados de análisis practicados a muestras de agua de la PTAHGM

FECHA DE LA PRUEBA: Lunes 16 de julio de 2001							
JARRA	Mg(OH) ₂ adicionado	pH inicial	pH final	Sulfuros Totales	HS ⁻ ionizado	H ₂ S no ionizado	%S elemental
	Mg/L			mg/L	[mg/L]	[mg/L]	%
A	0	7.4	7.3	0.078	0.045	0.033	0
B	50.2	7.4	7.6	0.211	0.150	0.061	0
C	70.2	7.4	7.7	0.114	0.087	0.027	0
D	100.1	7.4	7.8	0.280	0.223	0.057	0
E	250.2	7.4	8.3	0.481	0.451	0.030	0
F	500.2	7.4	8.5	0.790	0.770	0.020	0
JARRA	DQO	%N elemental	N amoniacal	N total	NUO @18°C y 75% Humedad (17-VII-01)		
	Mg/L	%	mg/l NH3- Nprom	mg/l NH3- Nprom	NUO min	NUO prom	NUO max
A	558	5.5875	31.5	9.1	2050	2563	4100
B	517	2.862	21.7	25.9	512	2690	8200
C	528	4.648	25.9	27.3	512	3587	8200
D	568	18.499	3.5	13.3	1024	5535	8200
E	553	55.080	25.2	28.7	512	4560	7500
F	521	81.256	17.1	11.9	512	3997	8200

Se realizó una prueba adicional de comparación entre las disoluciones, para comparar cual disolución olía más y cual menos. Se utilizaron las seis disoluciones a las que se les determinó NUO que correspondían a las disoluciones problema como sigue:

A: sin adición de HG

B: corresponde a la disolución con 50 mg/L de HG

C: corresponde a la disolución con 70 mg/L de HG

D: corresponde a la disolución con 100 mg/L de HG

E: corresponde a la disolución con 250 mg/L de HG

F: corresponde a la disolución con 500 mg/L de HG

Se pidió a los jueces que ordenaran las seis disoluciones, de la que olía menos a la que olía más. Los resultados se presentan en la Tabla 25. Se puede observar que

los todos los jueces ordenaron de manera diferente las jarras. Al consultar la tabla de total de intervalos (ver Anexo III) se obtienen los números.

[9 - 26]
[11 - 24]

Al analizar los totales obtenidos se tiene que todos los totales son mayores que la suma de intervalos mínima insignificante, que como se puede ver es de 9 en los intervalos obtenidos para el número de jueces y de muestras. También se observa que son menores que la *suma de intervalos máxima insignificante*; que tiene un valor de 26. Esto indica que hay resultados que se deben tratar en forma significativamente diferente a los demás. Por otro lado todos los totales están dentro de los *límites inferior y superior de significancia*. Esto quiere decir, que en cuanto a olor, ninguna muestra es significativamente menos intensa que las demás.

Tabla 25. Resultados de la prueba de ordenamiento con agua de la PTAHGM

Se realizaron las diluciones (25 mL de muestra más 175 ml de agua), para los 6 matraces provenientes de la prueba de jarras y se le pidió a los jueces que ordenaran los matraces de menor olor a mayor olor.

Orden esperado	F	E	D	C	B	A
J1	E	B	D	F	C	A
J2	F	A	D	C	E	B
J3	A	C	B	E	F	D
J4	D	A	C	E	F	B
J5	A	F	B	C	D	E
Orden esperado	1	2	3	4	5	6
J1	5	2	4	6	3	1
J2	6	1	4	3	5	2
J3	1	3	2	5	6	4
J4	4	1	3	5	6	2
J5	1	6	2	3	4	5
Totales	17	13	15	22	24	14

CONCLUSIONES:

- EN LAS AGUAS RESIDUALES DE LA PTAHGM SE OBSERVÓ UN AUMENTO DEL pH DEBIDO A LA ADICIÓN DE $Mg(OH)_2$ Y TUVO UNA INFLUENCIA NEGATIVA EN EL CONTROL DE OLORES DEBIDO A QUE EL NUO AUMENTÓ CON RESPECTO A LA DISOLUCIÓN SIN HG, PROBABLEMENTE DEBIDO A LA PRESENCIA DE ESPECIES ODORANTES NITROGENADAS
- EN LA PRUEBA DE ORDENAMIENTO POR INTENSIDAD DE OLORES NO SE OBTUVO UNA DIFERENCIA SIGNIFICATIVA PARA LAS DISOLUCIONES

— PRUEBAS CON AGUAS RESIDUALES DE LA PBA

Para concluir con las pruebas de control de olores se aplicó el HG en aguas procedentes de la PBA, ubicada en la Avenida Río Churubusco No. 128 B, colonia San José Aculco, en la delegación Iztapalapa. Se realizó un muestreo en el influente de la planta, en la rejilla separadora de sólidos.

En la Tabla 26 se muestra el NUO promedio, mínimo y máximo obtenidos en ambas muestras, siendo idénticos para ambas muestras, al igual que el pH.

Tabla 26. NUO de muestras de influentes a la PBA

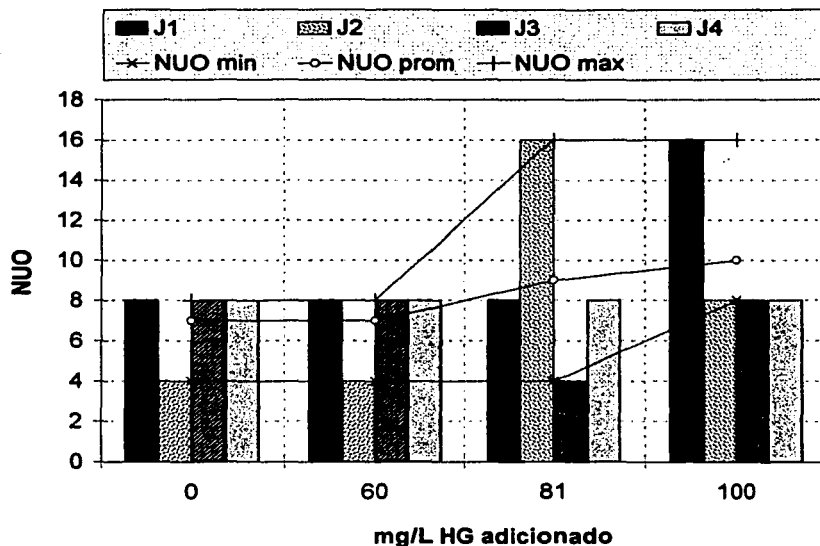
Muestra	NUOmin	NUOprom	NUOmax	pH
Influente a PBA	2	4	8	8
Prueba realizada el 30 de agosto de 2001 a 21.1°C y 74.1% de humedad				

Se realizó una prueba de jarras adicionando a la muestra del influente a la PBA de 20 a 100 mg/L de HG, teniendo como control la jarra A, a la cual no se le agregó hidróxido. Los resultados obtenidos por cada juez en la prueba de olores aparecen en la Tabla 27. Debe observarse que sólo se realizó pruebas a las jarras A, D, E y F, debido a que la prueba se necesita efectuar en el mismo momento y a que no es recomendable dar a los jueces demasiadas muestras en poco tiempo, no fue posible entregarles más muestras a percibir. Se eliminó al juez J5 debido a que no terminó de realizar las pruebas.

Tabla 27. Resultados de NUO con las aguas residuales de la PBA

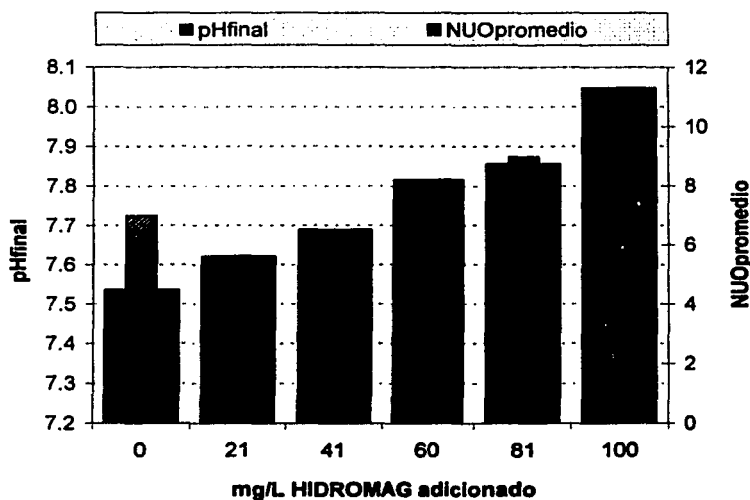
JARRA	Mg(OH)2 adicionado [mg/L]	pH inicial	pH final	J1	J2	J3	J4	NUO min	NUO prom	NUO max
A	0	7.4	7.5	8	4	8	8	4	7	8
B	21	7.4	7.6	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
C	41	7.4	7.7	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
D	60	7.4	7.8	8	4	8	8	4	7	8
E	81	7.4	7.9	8	16	4	8	4	9	16
F	100	7.4	8.0	16	8	8	8	8	10	16

Prueba realizada el 31 de agosto de 2001, a 21.5°C de temperatura y 58% de humedad



Gráfica 16. NUO obtenidos con la agregación de HG a las aguas residuales de la PBA

Como se puede observar en la Gráfica 16 el NUO no varía en las primeras jarras, pero aumenta en las 2 últimas. Es posible que la escasa variación del NUO se deba a que el pH no varía considerablemente de 7, pero en las dos últimas jarras es de aproximadamente 8. Sin embargo se esperaba bajar el NUO, en lugar de elevarlo.



Gráfica 17. NUO promedio y pH final obtenidos con la adición de hidróxido de magnesio a las aguas residuales de la PBA

En la Gráfica 17 se puede observar la variación tanto del NUO promedio como del pH final con la adición del HG, y como se puede observar ambos parámetros suben con esta adición. Del pH se esperaba un mayor aumento y como ya se dijo del NUO se esperaba una disminución.

Tabla 28. Pruebas con Agua de PBA

JARRA	Mg(OH) ₂ adicionado	pH inicial	pH final	Cond.	Sulfuros Totales	HS ⁻ ionizado	H ₂ S no ionizado
UNIDADES	mg/L			[µmho/cm]	mg/L	[mg/L]	[mg/L]
Influyente a PBA		8.1	8.1	3.5	0.20	0.18	0.02
A	0	7.4	7.5	3.5	0.16	0.11	0.05
B	20.6	7.4	7.6	3.5	0.15	0.11	0.04
C	40.5	7.4	7.7	3.5	0.16	0.12	0.04
D	60.1	7.4	7.8	3.5	0.18	0.14	0.03
E	80.9	7.4	7.9	3.5	0.17	0.14	0.03
F	100.1	7.4	8.0	3.5	0.16	0.14	0.02

Prueba realizada el 31 de agosto de 2001

En los resultados de los análisis que se muestran en la Tabla 28, se observa que la conductividad no cambia, esto puede ser debido a que el hidróxido de magnesio no es soluble, y por lo tanto no está en forma ionizada. En cuanto a los sulfuros existe una ligera disminución con relación a la muestra del influente a la PBA, de las muestras tomadas de la prueba de jarras. También disminuye el sulfuro no ionizado, con la adición del HG.

CONCLUSIÓN:

- LA ADICIÓN DE HG PRODUJO UN AUMENTO DEL OLOR EN EL AGUA PROVENIENTE DE LA PLANTA DE BOMBEO "ACULCO", ESTO SE DEBIÓ A LA PRESENCIA DE COMPUESTOS NITROGENADOS ODORANTES A VALORES DE pH BÁSICOS

4.2. RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN DEL HIDRÓXIDO DE MAGNESIO COMO CO-ADYUVANTE DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN

En los experimentos realizados con el agua residual de AVON se tuvo por objetivo evaluar la viabilidad de utilizar el NG como un agente coadyuvante de coagulación y floculación.

Para estas pruebas se utilizó NG. Las dosis adicionadas se calcularon con base a los equivalentes de magnesio presentes por mg de producto.

Como coagulante y floculante se adicionaron los utilizados actualmente en la planta de tratamiento de agua de AVON. Se realizaron cuatro pruebas de jarras, a las que se les asignaron las claves que aparecen a continuación:

AVON 1: Determinación de la dosis óptima del coagulante

AVON 2: Determinación de dosis óptimas de floculante

AVON 3: Determinación de dosis óptimas de $Mg(OH)_2$

AVON 4: Determinación de dosis óptimas de floculante, con $Mg(OH)_2$ constante

Las dosis óptimas tanto de coagulante como del floculante se determinaron con la turbidez obtenida y el aspecto del floculo. En la Tabla 29 se muestran los resultados obtenidos en la primera prueba, AVON 1, para determinar la dosis óptima de coagulante. Debido a que no existieron diferencias sustanciales en el aspecto del floculo para determinar la dosis óptima se tomó en cuenta la turbidez únicamente.

Se determinó que la mejor dosis de coagulante fue la de 50 mg/L con la cual se obtuvo una turbidez de 3.8 UTN.

Tabla 29. AVON 1: Determinación de dosis óptimas de coagulante

Dosis de floculante:		5 ppm			Aspecto del floculo descripción
Dosis de Mg(OH) ₂ :		0 ppm			
JARRA	Dosis de coagulante ppm	Turbidez			
		Mín UTN	Máx UTN	Prom. UTN	
A	0	16.6	17.5	17.3	floculo pequeño, agua turbia
B	50	3.7	4	3.8	floculo pequeño, agua clara
C	100	4	4.3	4.1	floculo pequeño, agua clara
D	150	5.3	7	5.7	floculo pequeño, agua clara
E	400	139	143	140	floculo pequeño, agua turbia
F	500	240	268	241	floculo pequeño, agua turbia

En la Tabla 30 se muestran los resultados obtenidos en la segunda prueba, AVON 2, para determinar la dosis óptima de floculante. Se tomó la jarra C como la mejor debido a que los flóculos obtenidos a partir de ésta fueron grandes y de sedimentación rápida.

Tabla 30. AVON 2: Determinación de dosis óptimas de floculante

Dosis de coagulante óptima:		50 ppm			Apariencia del floculo descripción
Dosis de Mg(OH) ₂ :		0 ppm			
JARRA	Dosis de floculante ppm	Turbidez			
		Mín UTN	Máx UTN	estable UTN	
A	1	4.6	5.8	5.4	floculo pequeño, sedimentación lenta
B	5	4	4.2	4.1	floculo mediano, sedimentación rápida
C	10	6.4	6.4	6.4	floculo grande, sedimentación rápida
D	12.5	6	7.1	6.1	floculo grande, sedimentación rápida
E	15	6	6.1	6.1	floculo grande, sedimentación rápida
F	20	7.5	7.7	7.6	floculo grande, sedimentación rápida

Para determinar la dosis óptima de las dos últimas pruebas se tomó en cuenta la DQO, y los sólidos, aparte de la apariencia del flóculo y de la turbidez. En la Tabla 31 se muestran los resultados obtenidos en la tercera prueba, AVON 3, realizada para determinar la dosis óptima de hidróxido de magnesio. En la tabla se marca con gris la jarra donde se obtuvo la dosis de coagulante óptima. Debido a que no se distinguió una diferencia sustancial en la apariencia del flóculo, para determinar la dosis óptima se tomó en cuenta tanto la turbidez como la diferencia en DQO obtenida. La dosis óptima de floculante fue de 10 ppm.

En la Tabla 32 se muestran los resultados obtenidos, en la última prueba, AVON 4, realizada para determinar la dosis óptima de hidróxido de magnesio, en la presentación NG.

Tabla 31. AVON 3: Determinación de dosis óptima de Mg(OH)₂

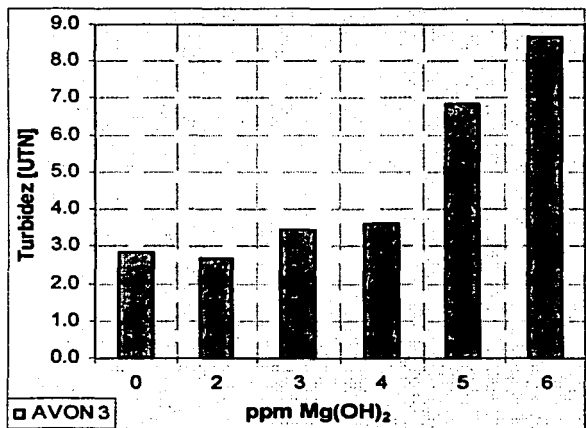
Dosis de coagulante óptima:		50 ppm						NOTAS:		* Sólidos Suspendidos				
Dosis de floculante		10 ppm								* Resistencia Específica a la Filtración				
JARRA	Dosis de Mg(OH) ₂ :	pH	Turbidez					Apariencia del floculo	DQO			Sólidos		
	Prom.	Mín	Máx	1	2	Prom.	1		2	Prom.	S.Susp. *	ST	REF ^b	
	ppm	UTN	UTN	UTN	UTN	UTN	mg/L		mg/L	mg/L	L/L	mg/L	cm/g	
A	0	6.7	2.6	4.5	2.7	3	2.9	floculo pequeño, agua clara	71	71	71.0	1	5633.3	3749854
B	2	6.7	2.8	3.2	2.6	2.7	2.7	floculo pequeño, agua clara	194	228	211.0	1.081	7672.1	2927130
C	3	6.7	3.4	4.1	3.4	3.5	3.5	floculo pequeño, agua clara	24	42	33.0	1.273	4960	8585924
D	4	6.7	3.4	3.7	3.6	3.6	3.6	floculo pequeño, agua clara	163	170	166.5	1.021	3432.1	7210860
E	5	6.8	7.3	12.8	6.7	7	6.9	floculo pequeño, agua turbia	80	87	83.5	1.042	7040	3924108
F	8	8.8	8.8	8.7	8.6	8.7	8.7	floculo pequeño, agua turbia	40	52	46.0	1.13	8625	1841171

Tabla 32. AVON 4: Determinación de dosis óptimas de floculante, con Mg(OH)₂

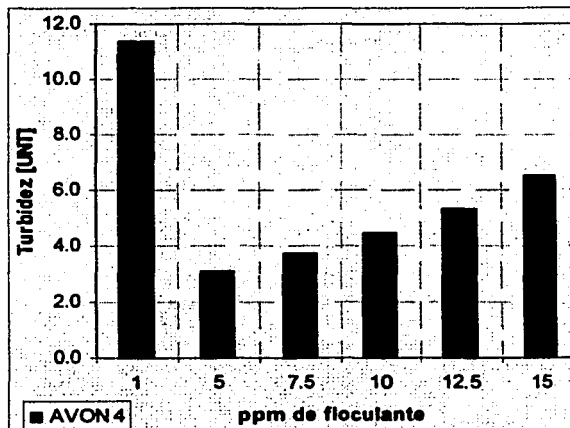
Dosis de coagulante óptima:		50 ppm						NOTAS:		* Sólidos Suspendidos				
Dosis de Mg(OH) ₂ óptimo:		3 ppm								* Resistencia Específica a la Filtración				
JARRA	Dosis de floculante	pH	Turbidez					Apariencia del floculo	DQO			Sólidos		
	Prom.	Mín	Máx	1	2	Prom.	1		2	Prom.	S.Susp. *	ST	REF ^b	
	ppm	UTN	UTN	UTN	UTN	UTN	mg/L		mg/L	mg/L	L/L	mg/L	cm/g	
A	1	6.7	9.8	11.5	11.4	11.4	11.4	floculo pequeño, sedimentación lenta	51.5	65	58.3	1.116	3931	3759610
B	5	6.6	3.1	3.4	3.1	3.1	3.1	floculo pequeño, sedimentación lenta	159	166	162.5	1.022	5320.8	5044950
C	7.5	6.6	3.5	4.1	3.7	3.7	3.7	floculo pequeño	103	146	124.5	1.173	7213.1	2970524
D	10	6.7	4.4	4.7	4.5	4.4	4.5	floculo pequeño	59	62	60.5	1.025	7632.7	4208089
E	12.5	6.7	4.8	5.3	5.4	5.2	5.3	floculo pequeño, sedimentación rápida	17	49	33.0	1.485	9025	2810564
F	15	6.6	6.5		6.6	6.4	6.5	floculo grande, sedimentación rápida	184	184	184.0	1	8625	3531131

En las figuras 3.18, 3.19 y 3.20 se pueden observar los resultados de la turbidez, la DQO y la REF obtenidas en las pruebas AVON 3 y AVON 4.

En la Gráfica 18 se observa que la turbidez aumenta con la adición de NG. En la Gráfica 19 se ve que para la prueba AVON 4 la dosis óptima de floculante es de 5 ppm, obteniéndose una turbidez de 3.1 UTN a diferencia de la prueba AVON 2, donde se obtiene una dosis de floculante óptima de 10 mg/L obteniéndose una turbidez de 6.4, por lo que la adición de 3 ppm de magnesio en la presentación NG, mejora la remoción de turbidez, la cual es menor a la obtenida en la prueba AVON 2.



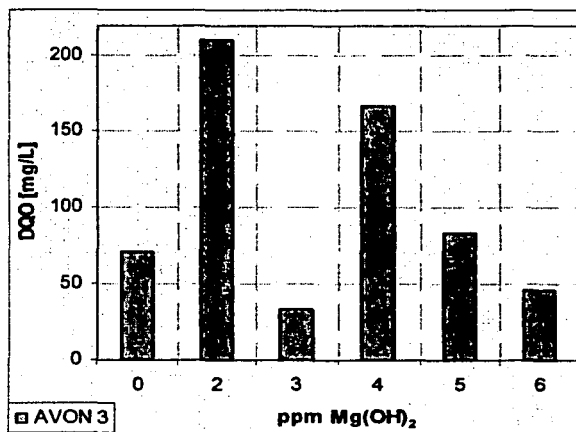
Gráfica 18. Turbidez obtenida en la prueba AVON 3



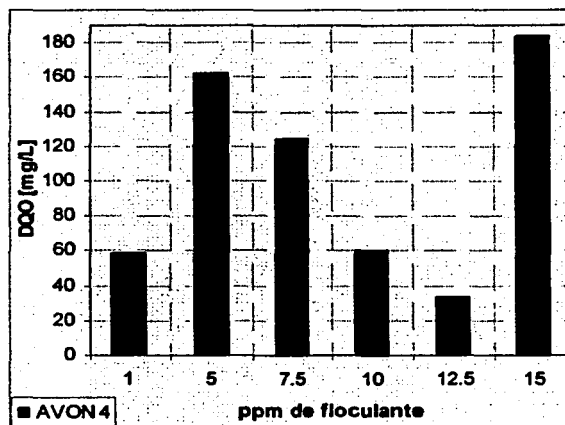
Gráfica 19. Turbidez obtenida en la prueba AVON 4

En cuanto a la DQO no se puede determinar una tendencia clara en ninguna de las dos pruebas (ver gráficas 20 y 21). En la prueba AVON 3 la adición de 2 ppm de magnesio en la presentación NG aumenta la DQO aunque este parámetro tienda a disminuir en comparación a la jarra con 2ppm de magnesio, al aumentar su concentración de NG. Para la prueba AVON 4 se obtiene la menor DQO al agregar 12.5 ppm de floculante que es una mayor cantidad a la dosis óptima de 10 ppm obtenida en la prueba AVON 2.

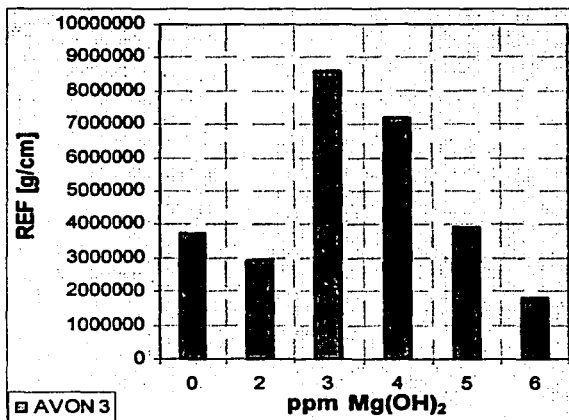
En la última prueba, AVON 4, se aclara que el REF se encuentra en el intervalo de 2,000,000 a 5,000,000 cm/g, y no se percibe una influencia clara del floculante en este parámetro. En cuanto a la prueba AVON 3, a pesar de que los resultados de REF no muestran una tendencia clara considerando todas las pruebas, sí se puede ver una ligera tendencia a disminuir el REF, con la adición de mayor cantidad de NG (ver Gráficas 22 y 23).



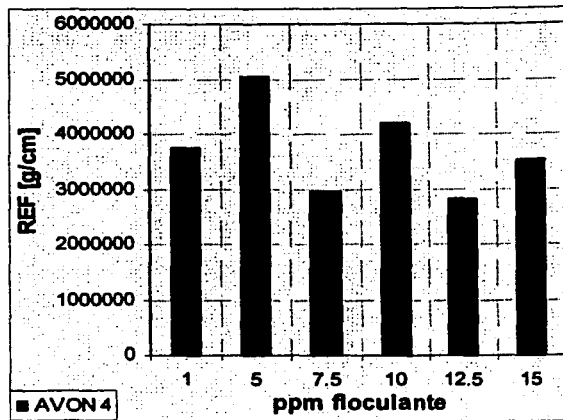
Gráfica 20. Valores de la DQO correspondientes a la prueba AVON 3



Gráfica 21. Valores de la DQO correspondientes a la prueba AVON 4



Gráfica 22. Valores de la REF obtenidos con los lodos producidos en la prueba AVON 3



Gráfica 23. Valores de la REF obtenidos con los lodos producidos en la prueba AVON 4

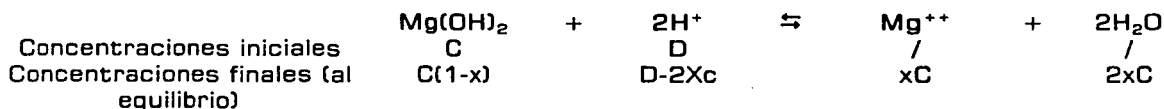
CONCLUSIÓN:

- LAS PRUEBAS CON AGUAS RESIDUALES DE AVON MOSTRARON UNA POBRE INFLUENCIA POSITIVA DE LA ADICIÓN DE Mg(OH)₂ EN EL PROCESO DE COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN, NO OBSTANTE, SU USO SE JUSTIFICARÍA COMO UN MEJORADOR DE LOS FLOCULOS FORMADOS PUES ESTOS SON MÁS FÁCILES DE DESHIDRATAR, DE ACUERDO A LOS RESULTADOS OBTENIDOS DE REF.*

4.3. OBTENCIÓN DE FUNCIONES PARA OBTENER EL PH ESPERADO DEPENDIENDO DEL PH DE LA DISOLUCIÓN Y DE LA CANTIDAD DE HIDRÓXIDO DE MAGNESIO AGREGADA.

Como última parte del trabajo experimental, se consideró interesante realizar las pruebas necesarias para obtener una manera sencilla de pronosticar el pH final, que se obtendría después de agregar cierta cantidad de hidróxido de magnesio a una disolución con pH inicial conocido. Se planteó realizar un conjunto de pruebas con disoluciones de agua destilada, con tres diferentes valores de pH inicial ajustados con ácido clorhídrico, y agregando a cada disolución diferentes cantidades de HG y NG.

Para obtener una función que correspondiese al fenómeno de cambio de pH primero se planteó el balance de materia, que se muestra a continuación:



Como puede observarse la expresión que se obtenga no necesitará la constante de acidez del ácido adicionado.

Para simplificar la expresión algebraica de la constante de equilibrio se introdujo el factor F, como la concentración de protones al equilibrio, de acuerdo a la ec. 1, los cuales provienen y dependen de las condiciones de acidez iniciales. De lo anterior se tiene a F definido en términos de las concentraciones iniciales tanto de Mg(OH)_2 como de H^+ :

$$F = D - 2xC \quad \text{_____ ec. 1}$$

Se sabe que en las condiciones iniciales:

$$C = [\text{HG}] \text{ ó } [\text{NG}] \quad \text{_____ ec. 2}$$

$$D = 2[\text{H}^+]_{\text{inicial}} \quad \text{_____ ec. 3}$$

Y en las condiciones finales:

$$F = 2[H^+]_{final} \quad \text{ec. 4}$$

Por lo que la ecuación 1 queda:

$$2[H^+]_{final} = 2[H^+]_{inicial} - 2xC \quad \text{ec. 5}$$

$$[H^+]_{final} = [H^+]_{inicial} - xC \quad \text{ec. 6}$$

Si de la ecuación 6 se obtiene $-\log_{10}$, se tiene entonces:

$$-\log[H^+]_{final} = -\log([H^+]_{inicial} - xC) \quad \text{ec. 7}$$

para obtener una función más fácil de manejar se separan los componentes que están dentro de los paréntesis del lado derecho de la ecuación 7, incorporando constantes para realizar la equivalencia y se sustituye por las expresiones de pH:

$$-\log[H^+]_{final} = -\log([H^+]_{inicial} - xC) = K_2 \log C - K_1 \log[H^+]_{inicial} + K_3 \log x \quad \text{ec. 8}$$

$$pH_{final} = K_2 \log C + K_1 pH_{inicial} + K_3 \log x \quad \text{ec. 9}$$

se señala que se puede obtener una expresión parecida a la de una línea recta si $K_1 pH_{inicial} + K_3 \log x = b$ y $K_2 = m$, quedando:

$$pH_{final} = m \log C + b \quad \text{ec. 10}$$

como m es la pendiente de la función, sería equivalente a:

$$m = \Delta pH_{final} / \Delta \log C \quad \text{ec. 11}$$

se sabe que pH_{final} depende del $pH_{inicial}$, por lo que tanto m como b dependen del $pH_{inicial}$.

En el Anexo IV se muestran los resultados obtenidos, para el HG y el NG, en las corridas experimentales con las funciones lineales obtenidas para las diferentes series con $pH_{inicial}$ diferente:

Para integrar el $pH_{inicial}$, se realizan correlaciones obteniendo diferentes líneas de tendencia, en las curvas obtenidas de b y m en función de $pH_{inicial}$. Se tomó la línea de tendencia con mejor índice de correlación, que en todos los casos fue la polinomial de tercer grado, (ver Anexo IV).

En las Tablas 34 y 35 se encuentran los datos utilizados para las graficas de las constantes m y b en función de $pH_{inicial}$. (Figuras 3.23, 3.24, 3.25 y 3.26) así como las funciones resultantes en términos tanto de $pH_{inicial}$ como de concentración de hidróxido de magnesio en ppmMg⁺⁺. La Tabla 34 contiene los datos para el HG y la Tabla 35 para el NG.

Tabla 33. Obtención de la función para el HG

pHf = m logC + b			
R2			
serie	pHi	m	b
serie 1	2.30	10.235	-47
serie 2	3.50	13.931	-65
serie 3	5.80	1.9433	1.1
serie 4	8.40	0.5478	7.9

$b = -2.8842 \cdot pHi^3 + 45.752 \cdot pHi^2 - 206.02 \cdot pHi + 219.64$
 R2 = 1
 $m = 0.5448 \cdot pHi^3 - 8.6889 \cdot pHi^2 + 39.534 \cdot pHi - 41.358$
 R2 = 1
 de donde queda la función como sigue:
 $pHf = (0.5448 \cdot pHi^3 - 8.6889 \cdot pHi^2 + 39.534 \cdot pHi - 41.358) \log C + (-2.8842 \cdot pHi^3 + 45.752 \cdot pHi^2 - 206.02 \cdot pHi + 219.64)$

Tabla 34. Obtención de la función para el NG

pHf = m logC + b			
R2			
serie	pHi	m	b
serie 1	2.33	0.1957	1.7
serie 2	3.23	5.9247	-15
serie 3	5.94	3.0249	-3
serie 4	8.34	0.2098	8.2

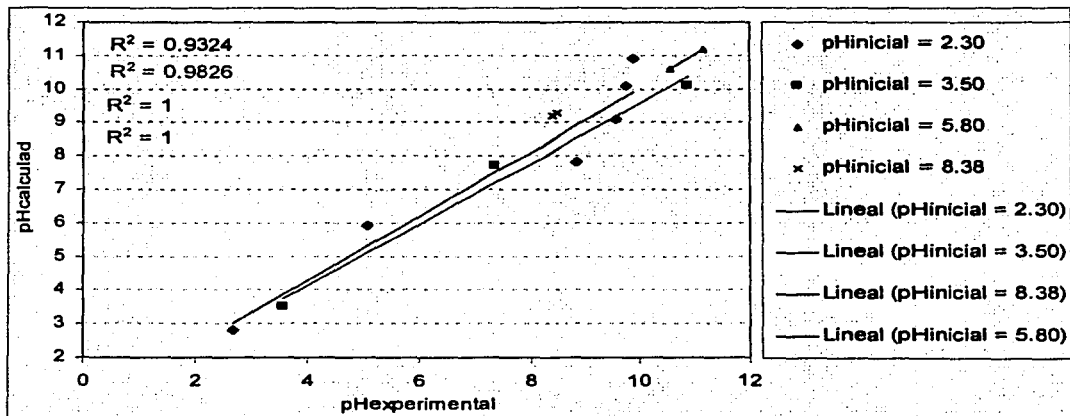
$b = -1.0152 \cdot pHi^3 + 17.875 \cdot pHi^2 - 93.791 \cdot pHi + 136.05$
 R2 = 1
 $m = 0.3391 \cdot pHi^3 - 5.9585 \cdot pHi^2 + 31.564 \cdot pHi - 45.29$
 R2 = 1
 de donde queda la función como sigue:
 $pHf = (0.3391 \cdot pHi^3 - 5.9585 \cdot pHi^2 + 31.564 \cdot pHi - 45.29) \log C + (-1.0152 \cdot pHi^3 + 17.875 \cdot pHi^2 - 93.791 \cdot pHi + 136.05)$

Para revisar si las funciones obtenidas son representativas del problema se compararon los resultados de pH_{finales} obtenidos experimentalmente y los calculados. Se calculó el porcentaje de error, como:

$$\Delta pH_{\text{final}} = (pH_{\text{experimental}} - pH_{\text{calculado}}) \quad \text{ec. 11}$$

$$\% \text{ERROR} = \Delta pH_{\text{final}} / pH_{\text{experimental}} \quad \text{ec. 12}$$

Los resultados del error y las diferencias de las unidades de pH que representan se muestran en la Tabla 36 y la Gráfica 26, para el HG y en la Tabla 37 y la Gráfica 27 para el NG.

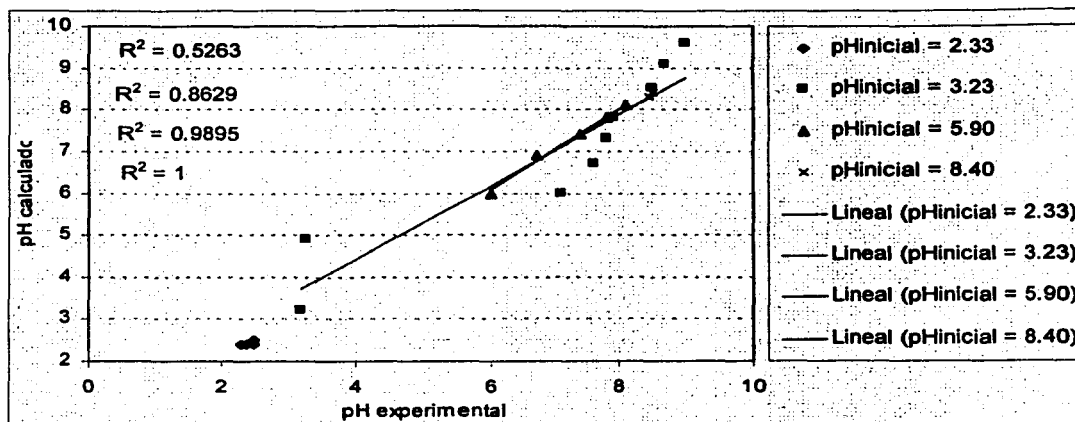


Gráfica 24. Diagrama de pH experimental vs el pH calculado para el HG

Tabla 35. %ERROR y ΔpH , entre el pH experimental y el pH calculado para el HG

	%ERROR	ΔpH
promedio	-2.49%	-0.17
mínimo	-16.05%	-1.0
Máximo	12.93%	1.2

Como se puede observar en la Tabla 36, el promedio del porcentaje de error y ΔpH es muy bajo, de 2.49 y 0.17% respectivamente. Es interesante mencionar que incluso utilizando agua residual de la PTARCU, se obtuvieron porcentajes de error menores al 9%.



Gráfica 25. Diagrama de pH experimental vs el pH calculado para el NG

Tabla 36. %ERROR y Δ pH, entre el pH experimental y el pH calculado para el NG

	%ERROR	Δ pH
promedio	-0.79%	0.02
mínimo	-51.98%	-1.69
máximo	15.38%	1.09

En la Tabla 38 se observa que el promedio del porcentaje de error es muy bajo, tan sólo de 0.79%, teniendo los mayores errores con diferencias de 1.69 y 1.09 unidades de pH. En cuanto a la aproximación utilizando agua residual de la PTARCU, se obtuvieron mejores porcentajes de error, que en la función para el HG, pues en el caso de la función del NG los errores para este tipo de agua no pasa el 3% de error.

CONCLUSIÓN:

LOS MODELOS PROPUESTOS SON:

► Para el caso de HG:

$$pH_f = (0.5448 \cdot pH_i^3 - 8.6889 \cdot pH_i^2 + 39.534 \cdot pH_i - 41.358) \log[HG] + (-2.8842 \cdot pH_i^3 + 45.752 \cdot pH_i^2 - 206.02 \cdot pH_i + 219.64)$$

► Para el caso de NG:

$$pH_f = (0.3391 \cdot pH_i^3 - 5.9585 \cdot pH_i^2 + 31.564 \cdot pH_i - 45.29) \log[NG] + (-1.0152 \cdot pH_i^3 + 17.875 \cdot pH_i^2 - 93.791 \cdot pH_i + 136.05)$$

DONDE [HG] Y [NG] SON CONCENTRACIONES DADAS COMO PPM Mg^{++}

4.4. VARIACIÓN DE ALGUNOS PARÁMETROS CON LA ADICIÓN DE HIDRÓXIDO DE MAGNESIO

Para tener un caso donde se pudiera ver la influencia del hidróxido de magnesio en otros parámetros como son la alcalinidad, la dureza y los sólidos al agua residual de la PTARCU, se le realizaron estos análisis, que no se analizan en las pruebas anteriores. Al agua de la PTARCU, se le agregaron diferentes cantidades de HG, en un vaso de precipitados y en otro se le agregaron diferentes cantidades de NG. Los resultados se presentan a continuación.

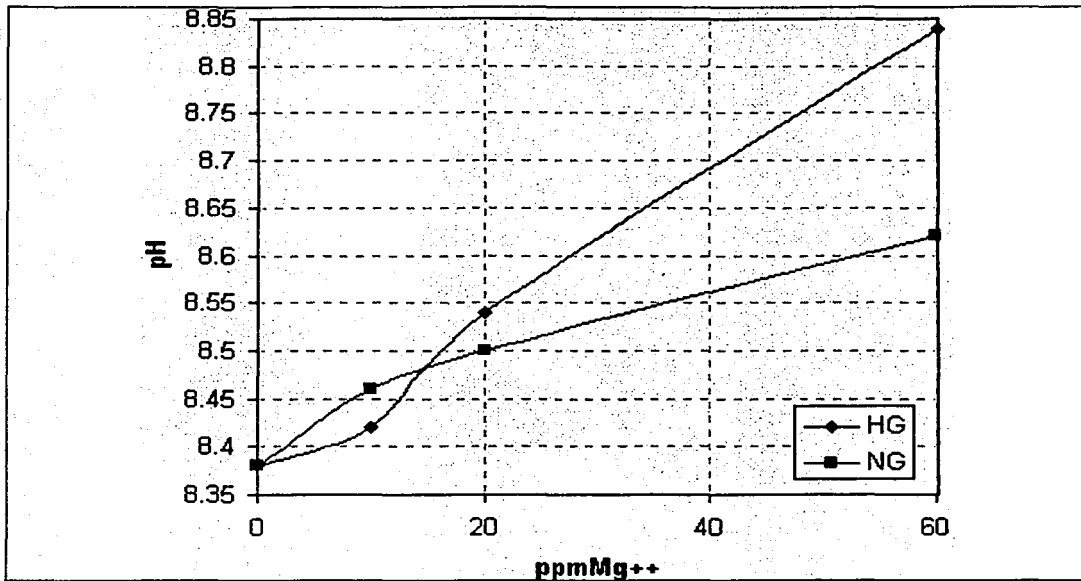
Tabla 37. Caracterización de agua residual con diferentes cantidades de HG

muestra	gHG /0.5L	ppmMg ⁺⁺	pH	Alcalinidad mg CaCO ₃ /L	Dureza mg CaCO ₃ /L	Sólidos Disueltos mg/L	Sólidos Totales mg/L
HG0	0.000	0.0	8.38	4080	60	5	0.009
HG1	0.013	10.0	8.42	4460	100	5	0.0104
HG2	0.026	20.0	8.54	4760	112	5	0.0101
HG3	0.077	60.1	8.84	5030	165	5	0.0161

Tabla 38. Caracterización de agua residual con diferentes cantidades de NG

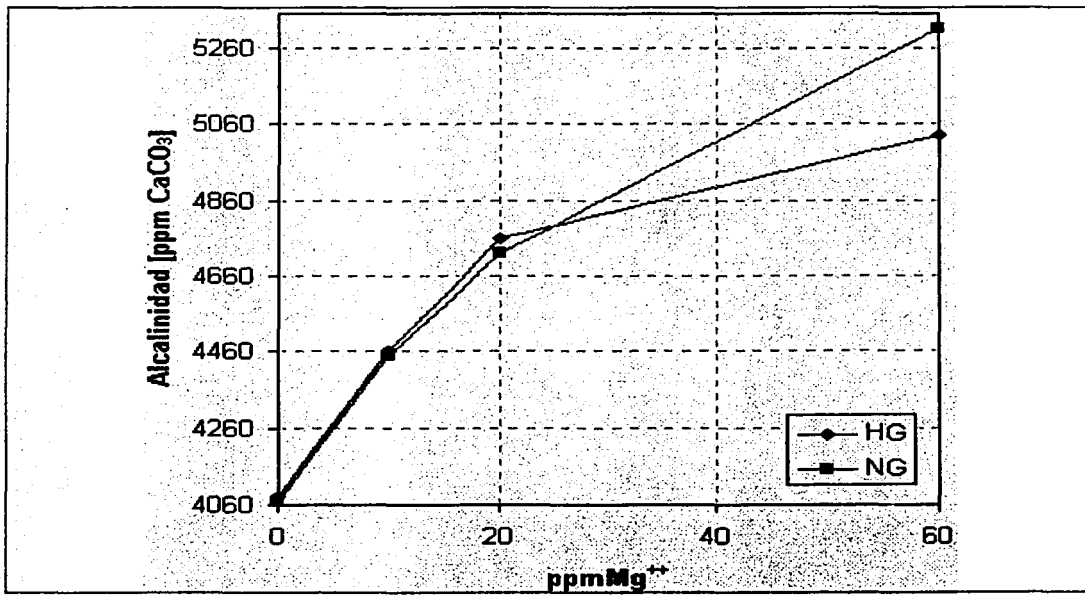
muestra	mLNG1/0.5 L	ppmMg ⁺⁺	pH	Alcalinidad mg CaCO ₃ /L	Dureza mg CaCO ₃ /L	Sólidos Disueltos mg/L	Sólidos Totales mg/L
NG0	0	0	8.38	4070	60	5	0.0082
NG1	5	10	8.46	4450	76	5	0.0095
NG2	10	20	8.5	4720	80	5	0.0108
NG3	30	60	8.62	5310	152	5	0.0133

En las Tablas 38 y 39, se presentan los valores experimentales obtenidos para la disolución a la que se le fue agregando HG y NG respectivamente.



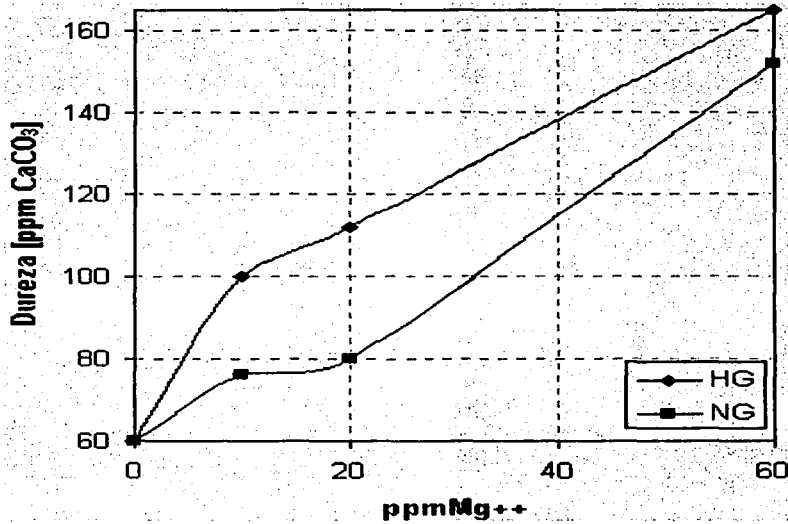
Gráfica 26. Variación del pH con la adición de HG ó NG

En la Gráfica 28, se observa, como se esperaba, que la adición de hidróxido de magnesio eleva el pH de la disolución.



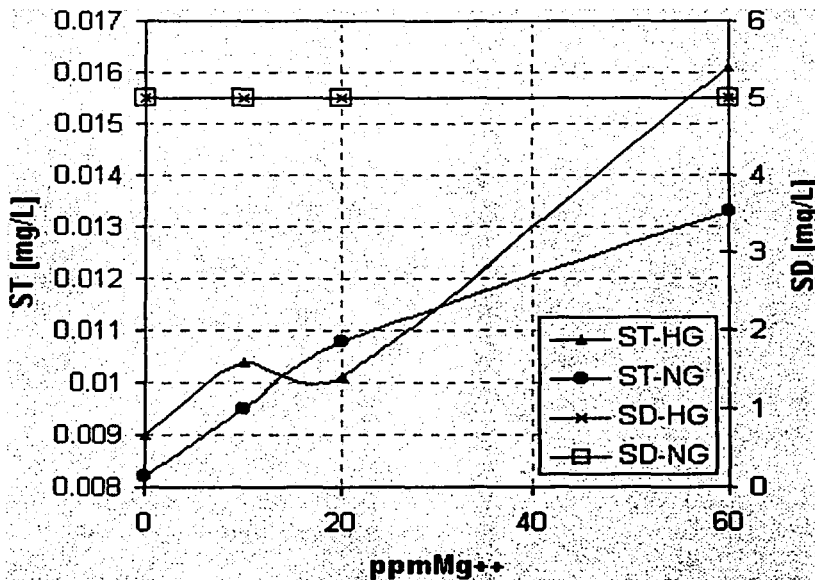
Gráfica 27. Variación de alcalinidad con la adición de HG ó NG

En la Gráfica 29, se observa que también la alcalinidad se ve afectada, con el hidróxido, aumentando conforme su adición.



Gráfica 28. Variación de dureza con la adición de HG ó NG

La dureza también aumenta con la adición del hidróxido, como se ve en la Gráfica 30.



Gráfica 29. Variación de sólidos totales y sólidos disueltos con la adición de HG ó NG
Debido a que el hidróxido de magnesio es insoluble también aumenta la cantidad de sólidos totales en la disolución, y no así los sólidos disueltos, por lo que este aumento únicamente se debe al aumento de los sólidos suspendidos. En la Gráfica 31 se observa el aumento de los sólidos totales del lado izquierdo y en el derecho, que los sólidos disueltos no varían.

CONCLUSIÓN:

LA ADICIÓN DE HIDRÓXIDO DE MAGNESIO AUMENTA EL pH, LA ALCALINIDAD Y LA DUREZA ASÍ COMO LOS SÓLIDOS SUSPENDIDOS EN LAS DISOLUCIONES.

4.5. APROXIMACIÓN DEL COSTO DE LA APLICACIÓN DEL HG.

En esta sección se pretende realizar una aproximación de lo que costaría utilizar el hidróxido de magnesio al tratamiento de aguas, para ver que tan viable es para las plantas de tratamiento de aguas residuales.

El hidróxido de magnesio cuesta industrialmente 30 pesos el kilogramo. Si la dosis óptima obtenida para el control de olores de la PTARCU a un $\text{pH}_{\text{inicial}} = 4$, es de 20 mg de HG por cada litro de agua residual, el adicionar HG a este mismo litro costaría 0.0006 pesos, lo que equivale a 0.6 pesos por m^3 .

Para el caso del agua del GC y del RCh la dosis óptima fue de 250 mg/L de HG, considerando que el $\text{pH}_{\text{inicial}}$ fuera de 3, costaría 7.5 pesos / m^3 (0.0075 pesos /L) adicionar HG.

Si se aplica el modelo de cálculo para la utilización de hidróxido de magnesio en la presentación de HG, como agente neutralizante de pH, el costo que tendría su aplicación en función del pH inicial de 5 hasta un valor de pH final igual a 8 sería de 6.15 pesos/ m^3 ó 0.00615 pesos/L.

OPCIÓN	Dosis [mg HG/L]	Costo [pesos/L]	Costo [pesos/ m^3]
PTARCU	20	0.0006	0.6
GC-RCh	250	0.0075	7.5
Calculado	205	0.00615	6.15

CONCLUSIÓN:

DEPENDIENDO DEL TIPO DE AGUA Y LA CANTIDAD DE HG NECESARIA LA UTILIZACIÓN DEL PRODUCTO PUEDE SER VIABLE ECONÓMICAMENTE. EN SU UTILIZACIÓN PARA CONTROL DE OLORES.

CONCLUSIONES

De las pruebas preliminares para el estudio de control de olores se obtuvieron las siguientes conclusiones:

- ▶ En las pruebas con soluciones sintéticas de Na_2S se confirmó que el equilibrio químico de las especies a azufre se desplaza hacia la formación de sulfuro de hidrógeno, no ionizado (H_2S), disminuyendo entonces la concentración de iones sulfuro en la disolución líquida, pero aumentando el olor de las soluciones
- ▶ La adición de 100 mg/L de HG desplaza el equilibrio hacia los sulfuros. Principalmente al tener una muestra problema con pH inicial menor de 5. Además aumenta la turbidez pero no contribuye ni en los sólidos disueltos, ni en la conductividad de las disoluciones
- ▶ Al aumentar la adición de HG se llega a una cantidad óptima, donde la variación de pH, conductividad, sólidos disueltos y concentración de sulfuro, es mínima con la adición de más producto. Esta cantidad óptima es mayor entre más ácida sea la disolución inicial
- ▶ El NUO es una guía que marca una tendencia de aumento o disminución del olor como consecuencia de la adición de $\text{Mg}(\text{OH})_2$. Se comprobó que a mayor pH se detectan mayores concentraciones de sulfuro, disminuyendo el olor y por ende se obtiene un menor NUO. El mínimo NUO se detecta a un pH de 9.7

A partir de los experimentos desarrollados en las aguas reales para el estudio de control de olores se concluye:

- ▶ En las aguas residuales de la PTARCU se observó que un aumento del pH debido a la adición de $Mg(OH)_2$ tuvo una influencia positiva en el control de olores debido a que el NUO disminuyó. La dosis de HG para controlar el olor en la disolución con pH inicial de 4 fue de 20 mg/L
- ▶ En las aguas residuales del GC y RCh se observó que un aumento del pH debido a la adición de $Mg(OH)_2$ tuvo una influencia positiva en el control de olores debido a que el NUO disminuyó con respecto a la disolución sin HG. En la prueba de ordenamiento por intensidad de olor también se obtuvo una diferencia significativa entre las disoluciones con más y las que tenían menos hidróxido. La dosis de HG para controlar el olor en la disolución con pH inicial de 3 fue de 250 mg/L
- ▶ En las aguas residuales de la PTAHGM se observó que un aumento del pH debido a la adición de $Mg(OH)_2$ tuvo una influencia negativa en el control de olores debido a que el NUO aumentó con respecto a la disolución sin HG; además de que en la prueba de ordenamiento por intensidad de olor no se obtuvo una diferencia significativa para las disoluciones lo anterior se atribuyó a la presencia de especies nitrogenadas
- ▶ La adición de $Mg(OH)_2$ tuvo un efecto adverso sobre el olor en el agua proveniente de la Planta de Bombeo "Aculco", ya que aumentó el olor debido presumiblemente a la presencia de amoníaco en el agua

De los experimentos desarrollados para el estudio de aplicación como co-adyuvante en el proceso de coagulación-floculación se concluye:

- ▶ Las pruebas con aguas residuales de AVON mostraron una pobre influencia positiva con la adición de $Mg(OH)_2$. Sin embargo se encontró que los flóculos formados son más fáciles de deshidratar

Sobre la variación de parámetros al adicionar hidróxido de magnesio se concluye:

- ▶ La adición de hidróxido de magnesio aumenta el pH, la alcalinidad y la dureza así como los sólidos suspendidos en las disoluciones

PALABRA	SIGNIFICADO
ABSORBANCIA	También llamada densidad óptica. Se define como $A = \log_{10} (P_0/P)$, donde P_0 es la potencia radiante de la luz que incide en una cara de la muestra y P es la potencia radiante que emerge del otro lado.
ACIDEZ	Capacidad de un medio acuoso para reaccionar cuantitativamente con los iones hidroxilos.
AGUA NATURAL	Es el líquido de composición variada dulce y salina, superficial y subterránea que no haya sufrido degradación o alteraciones en su calidad original.
AGUA RESIDUAL	Es el líquido de composición variada proveniente de usos municipal, industrial, comercial, agrícola, pecuario o de cualquier otra índole, ya sea pública o privada y que por tal motivo haya sufrido degradación o alteración en su calidad original.
ALCALINIDAD	Capacidad de un medio acuoso para reaccionar cuantitativamente con los iones hidrógeno.
ALCALINIDAD A LA FENOFTALEÍNA	Medición por titulación volumétrica al punto de vire de la fenoftaleína (pH 8.3) de la parte de alcalinidad arbitrariamente atribuida a la totalidad de los hidróxidos y a la mitad del contenido de bicarbonato de una muestra de agua; con frecuencia utilizada conjuntamente con la alcalinidad al punto de vire del rojo de metilo (ver 6.5. 1).
ALCALINIDAD AL ANARANJADO DE METILO	Medición arbitraria de la alcalinidad total del agua por titulación al punto de vire del rojo de metilo (pH 4.7); con frecuencia utilizado conjuntamente con la alcalinidad al punto de vire de la fenoftaleína con el fin de determinar la concentración equivalente de bicarbonato y de hidróxido del agua.
COAGULACIÓN	Proceso de desestabilización o neutralización de las cargas de la materia coloidal
COLOIDES	Materia de muy fino tamaño de partícula, por lo general en el intervalo de 10^{-3} a 10^{-7} cm de diámetro

COLOR	El término color tal como se aplica en aguas, se refiere al valor numérico expresado en por ciento de luminancia y pureza, longitud de onda dominante y tono; obtenido de la medición de la luz transmitida, después de eliminar los sólidos suspendidos y las partículas pseudo coloidales.
CONDUCTIVIDAD	Capacidad de una sustancia para conducir calor o electricidad. La conductividad eléctrica se expresa por lo general en micromhos/cm
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno de un agua, que es el oxígeno que requieren las bacterias para oxidar la materia orgánica soluble en condiciones controladas de prueba
DQO	Demanda química de oxígeno, medida de la cantidad de materia orgánica y de otras sustancias reductoras en el agua
DUREZA	Es la concentración total de iones de calcio y magnesio expresada como su equivalente en CaCO_3 , cuando se encuentran presentes en cantidades apreciables los iones de berilio, estroncio, bario y radio, quedan incluidos en dureza.
FLOCULACIÓN	Proceso de aglomeración de las partículas coaguladas para formar flóculos sedimentables, por lo general de naturaleza gelatinosa
ÍNDICE DE INTENSIDAD DE OLORES	Es el número de veces en que la muestra es bipartida por adición de agua libre de olor, para obtener el mínimo olor perceptible.
LÍMITE INFERIOR DE SIGNIFICANCIA	Con una codificación de los totales proporcional a la intensidad de la propiedad, cualquier total que sea inferior, es significativamente menos intenso en cuanto a la propiedad considerada que los tratamientos totales que sean mayores al límite superior de significancia.
LÍMITE SUPERIOR DE SIGNIFICANCIA	Con una codificación de los totales proporcional a la intensidad de la propiedad, cualquier total que sea superior. Es significativamente más intenso en cuanto a la propiedad considerada que los tratamientos totales que sean menores al límite inferior de significancia.
MUESTRA	Porción, idealmente representativa tomada de un cuerpo de agua definido, de manera intermitente o continua, con el propósito de examinar diversas características definidas.

AMONIACAL	amonio y como amoniaco libre.
NITRÓGENO KJELDAHL	Es la suma de las concentraciones de nitrógeno amoniacal y orgánico presente en el agua conocido correctamente también como nitrógeno total.
NITRÓGENO ORGÁNICO	Nitrógeno obtenido por diferencia entre los contenidos en nitrógeno Kjeldahl y en nitrógeno amoniacal total.
NÚMERO UMBRAL DE OLOR	Es la mayor dilución de la muestra con agua libre de olor, para obtener el mínimo olor perceptible.
NUO	La mayor dilución de la muestra con agua libre de olor, para obtener el mínimo olor perceptible.
OLOR	Es la percepción, por medio de la nariz, de sustancias volátiles, liberados en los objetos. Esta propiedad es diferente para cada persona y no ha sido posible establecer clasificaciones ni una taxonomía completamente adecuadas para los olores.
PH	Manera de expresar la concentración de ión hidrógeno con términos de potencias de 10; es el logaritmo negativo de la concentración del ión hidrógeno, $-\log[H^+]$
POLI ELECTROLITO	Polímero que tiene grupos ionizados y de los cuales algunos son utilizados para la coagulación de partículas coloidales y floculación de los sólidos en suspensión.
REF	Es la velocidad de filtración de un lodo, que es numéricamente igual a la diferencia de presión requerida para producir un volumen de filtrado con una determinada viscosidad o peso específico determinado en la torta del lodo.
RESISTENCIA ESPECÍFICA A LA FILTRACIÓN	Es la velocidad de filtración de un lodo, que es numéricamente igual a la diferencia de presión requerida para producir un volumen de filtrado con una determinada viscosidad o peso específico determinado, en la torta de lodo.
SDT	Los sólidos disueltos totales son las sustancias orgánicas e inorgánicas solubles presentes en agua. Los sólidos disueltos son parte del total de los sólidos contenidos en cualquier efluente ya que se tienen sólidos suspendidos, sedimentables, flotantes y disueltos. La determinación puede realizarse por diferencia o directamente, según convenga. Los datos se obtienen en peso por unidad de volumen.

SEDIMENTACIÓN	Operación por medio de la cual, las partículas sólidas suspendidas en un líquido, se asientan debido a la fuerza de la gravedad.
SENSIBILIDAD (K)	Para un valor dado de una variable medida, la sensibilidad es expresada por el cociente del incremento del valor, observado (dl) entre el incremento correspondiente de la medida (dG). (Obtenida de la Organización Internacional de Metrología Legal). $K = dl / dG$
SIGNIFICANCIA	Es la diferencia en la intensidad de una propiedad y la magnitud o importancia de esa diferencia.
ST	Los sólidos totales son la suma de los sólidos suspendidos totales y sólidos disueltos.
SUMA DE RANGOS MÁXIMA INSIGNIFICANTE	Es decir que cualquier total mayor a éste, será significativamente diferente a los totales que estén dentro del rango.
SUMA DE RANGOS MÍNIMA INSIGNIFICANTE	Significa que para cualquier total inferior a éste el tratamiento correspondiente es significativamente diferente a los que están dentro del rango.
TURBIDEZ	Suspensión de partículas finas que oscurecen los rayos de luz y que requieren de muchos días para sedimentarse debido al pequeño tamaño de partícula
VINAZAS	Desecho de la fabricación de alcohol conocidas también como colas, residuos de destilación o heces. Es un producto altamente contaminante por su composición y características físicas

REFERENCIAS

- Anzaldúa-Morales, Antonio. *La evaluación sensorial de los alimentos en la teoría y la práctica*. España, Acribia, 1997 [TX546A59]pp.2-4,18-20,45-63,67,78-96
- APHA-AWWA-WPCF *Métodos Normalizados, para el análisis de aguas potables y residuales*. Díaz de Santos, Madrid, 1992.
- Aranda, Hernández, Luis Alberto. *Evaluación de la aplicación del reactivo de Fenton como un proceso de depuración y desinfección de aguas residuales*. Tesis Licenciatura (Ingeniero Químico)-UNAM, Facultad de Química, México, 2001
- Castro González, Alejandra. *Diseño, construcción, arranque y puesta en marcha para la estabilización, manejo y disposición de los lodos biológicos generados en una planta de tratamiento de aguas residuales*. Tesis de licenciatura. ITO, Orizaba, Veracruz, 1994
- Chang, Raymond *Química*. 4ta. Ed. (1ra en español) McGraw-Hill México 1992
- D.O.F. Norma Mexicana NMX-AA-008-1980 Análisis de Agua – Determinación del pH. (Esta Norma cancela a la NMX-AA-008-1973).
- D.O.F. Norma Mexicana NMX-AA-020-1980 Análisis de Agua – Determinación de Sólidos Disueltos Totales
- D.O.F. Norma Mexicana NMX-AA-026-1980 Análisis de Agua – Determinación de Nitrógeno total. Waters
- D.O.F. Norma Mexicana NMX-AA-030-1981 Análisis de Agua – Determinación de la demanda química de oxígeno.
- D.O.F. Norma Mexicana NMX-AA-003-1980 Análisis de Agua – Muestreo
- D.O.F. Norma Mexicana NMX-AA-034-1981 Análisis de Agua – Determinación de sólidos.
- D.O.F. Norma Mexicana NMX-AA-036-1981 Análisis de Agua – Determinación de Acidez Total y Alcalinidad Total.
- D.O.F. Norma Mexicana NMX-AA-038-1981 Análisis de Agua – Determinación de Turbiedad.

- D.O.F. Norma Mexicana NMX-AA-072-1981 Análisis de Agua – Determinación de Dureza - Método del E.D.T.A
- D.O.F. Norma Mexicana NMX-AA-083-1982 Análisis de Agua – *Determinación de olor.*
- D.O.F. Norma Mexicana NMX-AA-084-1982 Análisis de Agua – Determinación de sulfuros.
- Eckenfelder, W. *Industrial Water Pollution Control.* Mc Graw-Hill, E.U. 1995.
- González Lorenzo, Ernesto. *Selección de un pretratamiento fisicoquímico de aguas residuales con fines de recarga artificial del acuífero del Valle de México.* Tesis Maestría UNAM, México, 2001
- Gostelow, Parsons & Stuetz. *Odor measurements for sewage treatment works.* Water Research, vol. 35, N° 3, pp. 579-597, 2001.
- Hai Tan, Boon; Tow Teng, Tjoon y Omar, Mohd. *Removal of dyes and industrial dye wastes by magnesium chloride.* Water Research, vol. 34, N° 2, pp. 597-601, 2000
- Harris, Daniel C. *Análisis Químico Cuantitativo.* Grupo Editorial Iberoamérica, México, 1991.
- Hawley, Gessner Goodrich. *Diccionario de Química y productos químicos.* Barcelona, Omega, 1993. [QD 5H37 1993]
- Inanc, B.; Ciner, F. Y Ozturk, I. *Colour removal from fermentation industry effluents.* Wat. Sci. Tech. Vol. 40, N° 1, pp. 331-338, 1999.
- Malpica de la Torre, Jessica, *Evaluación del método Fenton para producir aguas y lodos con fines de reuso.* Tesis Licenciatura (Ingeniero Químico)-UNAM, Facultad de Química, México, 2002
- Martínez Delgadillo, Sergio. *Parámetros de diseño de sistemas de tratamiento de aguas residuales.* UAM, México, 1999.
- Maurer, M.; Abramovich, H. y Siegrist, H. *Kinetics biologically induced phosphorus precipitation in waste-water treatment.* Water Research, Vol. 33, N° 2, pp. 484-493, 1999.
- Metcalf & Eddy. *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización.* Tomo 1. México, McGraw-Hill, 1996.

- Montgomery, James. *Water Treatment Principles and Design*. Wiley - Interscience Publication, John Wiley & Sons, E.U. 1985.
- Mora Tovar, Sergio Godinez y Soriano Arroyo, Alejandra Catalina. *Programa de seguridad e higiene para la Planta de Tratamiento de Ciudad Universitaria*. Tesis mancomunada. UNAM, México, 1994.
- NALCO Chemical Company. *Manual del Agua, su naturaleza, tratamiento y aplicaciones*. McGraw-Hill, México, 1989
- Perry, Robert H.; Green, Don W. Y Maloney, James O. *Perry Manual del Ingeniero Químico* 6ta. Ed McGraw-Hill E.U. 1992
- Pirtola, L.; Uusitalo, R. Y Vesilind, A. *Effect of mineral materials and cations on activated and alum sludge settling*. Water Research, Vol. 34, N° 1, pp. 191-195, 1999.
- Ríos Enríquez, Miguel Ángel y Campos González, Tania. *Tratamiento de vinazas en una planta piloto en México en un reactor de biodiscos*. Tesis Licenciatura (Ingeniero Químico)-UNAM, Facultad de Química, México, 1995
- Rudolpg, Karl-Ulrich. *A low-cost approach to tackling odours*. WQI, January/February, 1999. pp. 28-31
- Skoker, H. Stephen y Seager, Spencer L. *Química Ambiental. Contaminación del aire y del agua*. Blume, Barcelona, España, 1981
- Kirk - Othmer *Encyclopedia of Chemical Technology*. Volume 15. 4th edition, Wiley-Interscience, E.U. 1993

ANEXO I

Índice de Normas Utilizadas

NORMA	TÍTULO	Fecha de publicación en el Diario Oficial de la Federación	Nombre del Método estandarizado de APHA-AWWA-WPCF equivalente	Nombre del Método fotométrico equivalente simplificado (SPECTROQUANT)
NMX-AA-003-1980	Aguas Residuales.- Muestreo	25-03-80		
NMX-AA-008-1980	Determinación del pH	27-10-80	4500-H ⁺ , Valor de pH	
NMX-AA-026-1980	Determinación de Nitrógeno total	27-10-80	4500-N (Nitrógeno)	
			4500-NH ₃ (amoniaco)	
			4500-N _{org} (orgánico)	
NMX-AA-030-1981	Determinación de la demanda química de oxígeno	27-04-81	5220 Requerimiento de oxígeno químico (ROQ)	014 DQO TC [10-150 mg/L de DQO]
				023 DQO TC [100-1500 mg/L de DQO]
NMX-AA-038-1981	Determinación de Turbiedad	07-04-82	2130 Turbidez	
NMX-AA-045-1981	Determinación de Color (Escala Platino - Cobalto)	30-11-81	2120 color	
NMX-AA-083-1982	Determinación de Olor.	02-12-82	2150 Olor	
NMX-AA-084-1982	Determinación de sulfuros	10-08-72	4500-S ₂ - Sulfuro	080 Sulfuros Test [0.03 - 3.3 mg/L(ppm)]
NMX-AA-093-1984	Determinación de la conductividad eléctrica	14-12-84	2510 conductividad	
NMX-AA-036-1981	Determinación de acidez total y alcalinidad total	21-10-80		
NMX-AA-072-1981	Determinación de dureza	08-04-82		

ANEXO II

Diagramas de Flujo de los procedimientos Analíticos Utilizados

- Método espectrofotométrico para la determinación de DQO
- Método espectrofotométrico para la determinación de sulfuros
- Método para determinar turbidez

DQO - MÉTODO OXIDACIÓN ÁCIDO CROMOSULFÚRICO, análogo DIN 38409H41/ISO 6060-1989	
---	--

Colocar en la celda 0,3ml de la solución A, y 2,85ml de la solución B, de acuerdo a la concentración esperada, agitar por medio de balanceo.



Añadir con pipeta 2ml de la muestra cuidadosamente en la cubeta, cerrar firmemente con tapa roscada y mezclar intensamente. (Con cuidado ya que la cubeta se calienta mucho).



Calentar la cubeta de reacción en el termoreactor durante 2 horas a 148 °C.



Sacar la cubeta del termoreactor, dejarla enfriar. Después de enfriar durante unos 10 minutos, agitar otra vez la cubeta por balanceo.



Dejar enfriar hasta temperatura ambiente.



Finalmente, colocar la cubeta en el compartimento para cubetas del aparato NOVA 400, el cual nos dará la lectura directa del DQO.



SULFUROS

Intervalo de medida:

0,10 -1,50 mg/L de S^{2-} cubeta de 10 mm

0,050 -0,750 mg/L de S^{2-} cubeta de 20 mm

0 500-1500 mg/L de S^{2-} cubeta de 50 mm

Es posible expresar los resultados también en HS^- y en mmol/L.

Comprobar el pH de la muestra.
Intervalo previsto de pH: 2 - 10



En caso necesario corregir el valor del pH
añadiendo gota a gota solución diluida de hidróxido
de sodio o de ácido sulfúrico



Pipetear 5 mL de la muestra en un tubo de ensayo



Añadir 1 gota de HS-1 A y mezclar



Añadir 5 gotas de HS-2 A y mezclar



Añadir 5 gotas de HS-3 A y mezclar



Añadir la solución a la cubeta correspondiente



Seleccionar el método con el AutoSelector



Colocar la cubeta en el compartimiento para
cubetas



IMPORTANTE:
Para la medición en la cubeta de 50 mm, el volumen de muestra de los reactivos deben ser doblados en cada caso



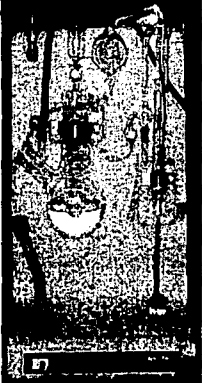
	TURBIDEZ En Unidades Nefelométricas, [UTN]	
--	--	--



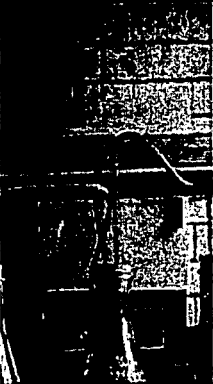
1. Tomar 20 mL del efluente a determinar. Llenar celda y tapar con capuchón rojo.

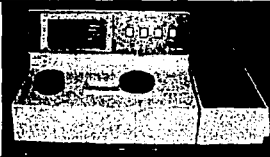

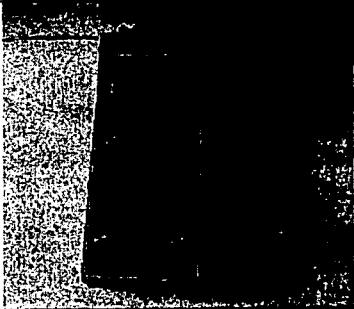
2. Efectuar lectura en el turbidímetro portátil ORBECHELLIGE Mod. 966 (ver ANEXO III), ya calibrado y sin necesidad de muestra cero, tiene 3 escalas, moverlo a la que mas convenga. Oprimir el botón "test" y efectuar lectura

ANEXO III

Relación de equipos utilizados en la parte experimental

EQUIPO	FOTO	MARCA	PARÁMETROS QUE DETERMINA
Espectrofotómetro NOVA 400	 A black and white photograph of a Merck Nova 400 spectrophotometer, showing its front panel with a display and control knobs.	MERCK	Absorbancia, DQO, Sulfuros (Método Azul de Metileno)
Conductímetro	 A black and white photograph of a Presto-Tex Corporation conductivity meter, featuring a vertical scale and a dial.	Presto-Tex Corporation	Conductividad, Sólidos Disueltos
Aparato de destilación Kjeldahl	 A black and white photograph of a Kjeldahl distillation apparatus, showing a complex setup of glassware including a flask, condenser, and receiver.	LABCONCO	Nitrógeno Kjeldahl

EQUIPO	FOTO	MARCA	PARÁMETROS QUE DETERMINA
Termostato, columna empacada de carbón activado y diverso material de vidrio		—	Numero umbral de Olor, Ordenamiento de intensidad de olor
Potenciómetro		ORION	pH
Horno			Sólidos Totales

EQUIPO	FOTO	MARCA	PARÁMETROS QUE DETERMINA
Espectrofotómetro y diverso material de laboratorio		SPECTRONIC 21D	Sulfuros (Método yodométrico)
Diverso material de laboratorio			REF
Turbidímetro		OBECO-HELLIGE Mod. 966	Turbidez

ANEXO IV

Tabla de intervalos¹

TABLA DE RANGOS «ESTUDENTIZADOS» SIGNIFICATIVOS PARA UN NIVEL DEL 5%

a) Tabla 1. De 2 a 8 tratamientos:

Grados de libertad	NUMERO DE TRATAMIENTOS						
	2	3	4	5	6	7	8
1	18,0	26,7	32,8	37,2	40,5	43,1	45,4
2	6,09	8,28	9,80	10,89	11,73	12,43	13,03
3	4,50	5,88	6,83	7,51	8,04	8,47	8,85
4	3,93	5,00	5,76	6,31	6,73	7,06	7,35
5	3,61	4,54	5,18	5,64	5,99	6,28	6,52
6	3,46	4,34	4,90	5,31	5,63	5,89	6,12
7	3,34	4,16	4,68	5,06	5,35	5,59	5,80
8	3,26	4,04	4,53	4,89	5,17	5,40	5,60
9	3,20	3,95	4,42	4,76	5,02	5,24	5,43
10	3,15	3,88	4,33	4,66	4,91	5,12	5,30
11	3,11	3,82	4,26	4,58	4,82	5,03	5,20
12	3,08	3,77	4,20	4,51	4,75	4,95	5,12
13	3,06	3,73	4,15	4,46	4,69	4,88	5,05
14	3,03	3,70	4,11	4,41	4,64	4,83	4,99
15	3,01	3,67	4,08	4,37	4,59	4,78	4,94
16	3,00	3,65	4,05	4,34	4,56	4,74	4,90
17	2,98	3,62	4,02	4,31	4,52	4,70	4,86
18	2,97	3,61	4,00	4,28	4,49	4,67	4,83
19	2,96	3,59	3,98	4,26	4,47	4,64	4,79
20	2,95	3,58	3,96	4,24	4,45	4,62	4,77

¹ Tomado de Anzaldúa-Morales, 1997 (Apéndice VII)

ANEXO V

Resultados para obtener un modelo de pH final en función del pH inicial y de la concentración de hidróxido de magnesio

- A1. Resultados experimentales para el HG
- A2. Resultados experimentales para el NG
- A3. Gráfica de la constante b en función del pH inicial, y diversas líneas de tendencia, para las soluciones que se les adicionó HG.
- A4. Gráfica de la constante m en función del pH inicial, y diversas líneas de tendencia, para las soluciones que se les adicionó HG.
- A5 Gráfica de la constante b en función del pH inicial, y diversas líneas de tendencia, para las soluciones que se les adicionó NG.
- A6. Gráfica de la constante m en función del pH inicial, y diversas líneas de tendencia, para las soluciones que se les adicionó NG.
- A7. %ERROR y Δ pH, entre el pH experimental y el pH calculado para el HG
- A8. %ERROR y Δ pH, entre el pH experimental y el pH calculado para el NG

A1. RESULTADOS EXPERIMENTALES PARA EL HG

SERIE 1

gHG /0.5L	C [ppmMg ⁺⁺]	PH	logC	$pH_{final} = m \log C + b$
0	0	2.33	inicial	
100	78200	2.67	4.89	$pHf1 = 10.235 \log C - 47.275$ $R2 = 0.9293$
200	156400	5.11	5.19	
300	234600	8.93	5.37	
400	312800	9.62	5.50	
500	391000	9.81	5.59	
600	469200	9.94	5.67	

SERIE 2

gHG /0.5L	C [ppmMg ⁺⁺]	PH	logC	$pH_{final} = m \log C + b$
0	0	3.462	inicial	
100	78200	3.645	4.89	$pHf2 = 13.931 \log C - 64.633$ $R2 = 0.9936$
200	156400	7.418	5.19	
300	234600	10.372	5.37	

SERIE 3

gHG /0.5L	C [ppmMg ⁺⁺]	PH	logC	$pH_{final} = m \log C + b$
0	0	5.8	inicial	
100	78200	10.585	4.89	$pHf3 = 1.9433 \log C + 1.0759$ $R2 = 1$
200	156400	11.17	5.19	

SERIE 4

gHG /0.5L	C [ppmMg ⁺⁺]	PH	logC	$pH_{final} = m \log C + b$
0.000	0.0	8.38	inicial	
0.013	10.0	8.42	1.00	$pHf4 = 0.5478 \log C + 7.8549$ $R2 = 0.9874$
0.026	20.0	8.54	1.30	
0.077	60.1	8.84	1.78	

A2. RESULTADOS EXPERIMENTALES PARA EL NG

SERIE 1

mL NG /0.5L	C [ppmMg++]	PH	logC	$pH_{final} = m \log C + b$ $pHf1 = 0.1957 \log C + 1.7164$ $R2 = 0.5322$
0	0	2.33	inicial	
1	2000	2.34	3.30	
1.5	3000	2.37	3.48	
2	4000	2.39	3.60	
2.5	5000	2.49	3.70	
3	6000	2.5	3.78	
3.5	7000	2.53	3.85	
4	8000	2.51	3.90	
5	10000	2.46	4.00	
6	12000	2.45	4.08	

SERIE 2

mL NG /0.5L	C [ppmMg++]	pH	logC	$pH_{final} = m \log C + b$ $pHf2 = 5.9247 \log C - 14.617$ $R2 = 0.8578$
0	0	3.23	inicial	
0.5	1000	3.18	3.00	
1	2000	3.25	3.30	
1.5	3000	7.07	3.48	
2	4000	7.62	3.60	
2.5	5000	7.82	3.70	
3	6000	7.91	3.78	
4	8000	8.49	3.90	
5	10000	8.71	4.00	
6	12000	8.96	4.08	

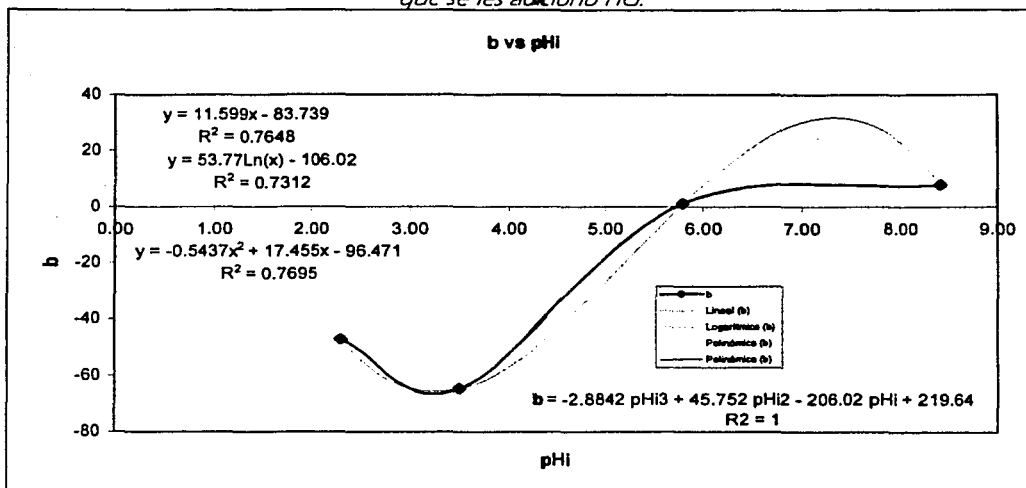
SERIE 3

mL NG /0.5L	C [ppmMg++]	pH	logC	$pH_{final} = m \log C + b$ $pHf3 = 3.0249 \log C - 3.1171$ $R2 = 0.9928$
0	0	5.942	inicial	
0.5	1000	6.023	3.00	
1	2000	6.728	3.30	
1.5	3000	7.438	3.48	
2	4000	7.815	3.60	
2.5	5000	8.053	3.70	
3	6000	8.332	3.78	

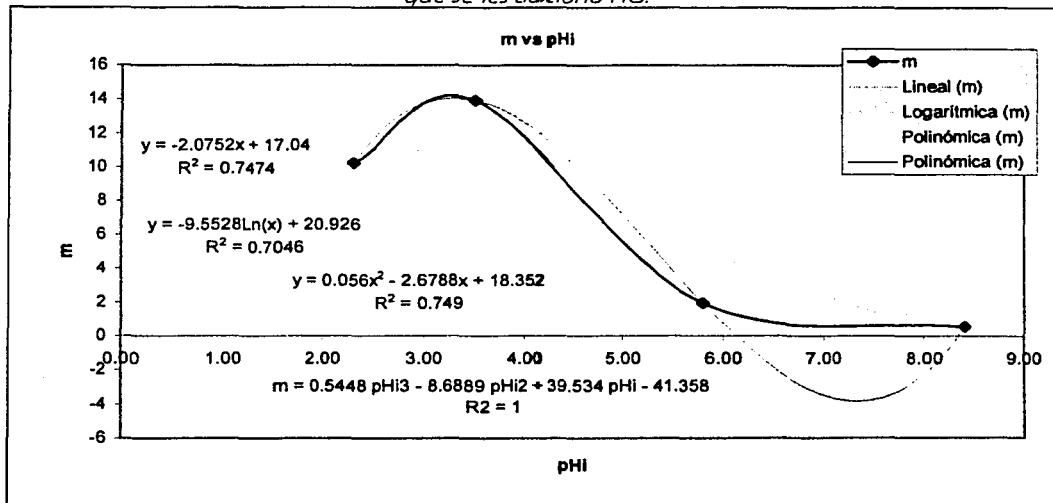
SERIE 4

mL NG /0.5L	C [ppmMg++]	pH	logC	$pH_{final} = m \log C + b$ $pHf4 = 0.2098 \log C + 8.2414$ $R2 = 0.9773$
0.000	0.0	8.38	inicial	
5.000	10.0	8.46	1.00	
10.000	20.0	8.5	1.30	
30.000	60.0	8.62	1.78	

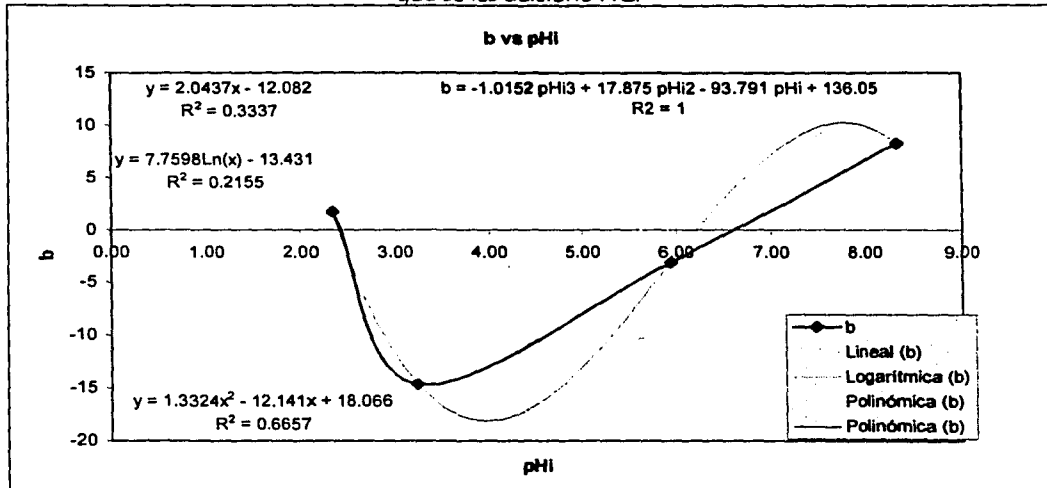
A3. Gráfica de la constante b en función del $pH_{inicial}$ y diversas líneas de tendencia, para las soluciones que se les adicionó HG.



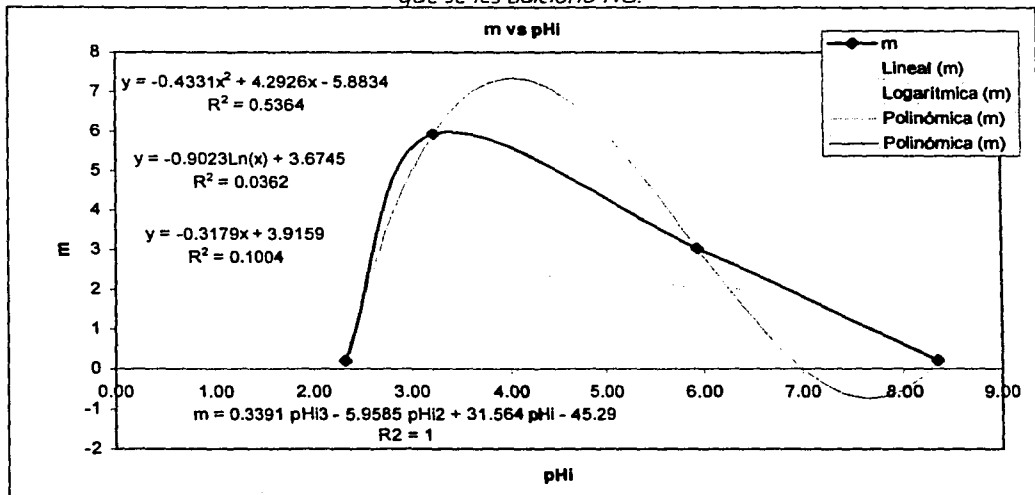
A4. Gráfica de la constante m en función del $pH_{inicial}$ y diversas líneas de tendencia, para las soluciones que se les adicionó HG.



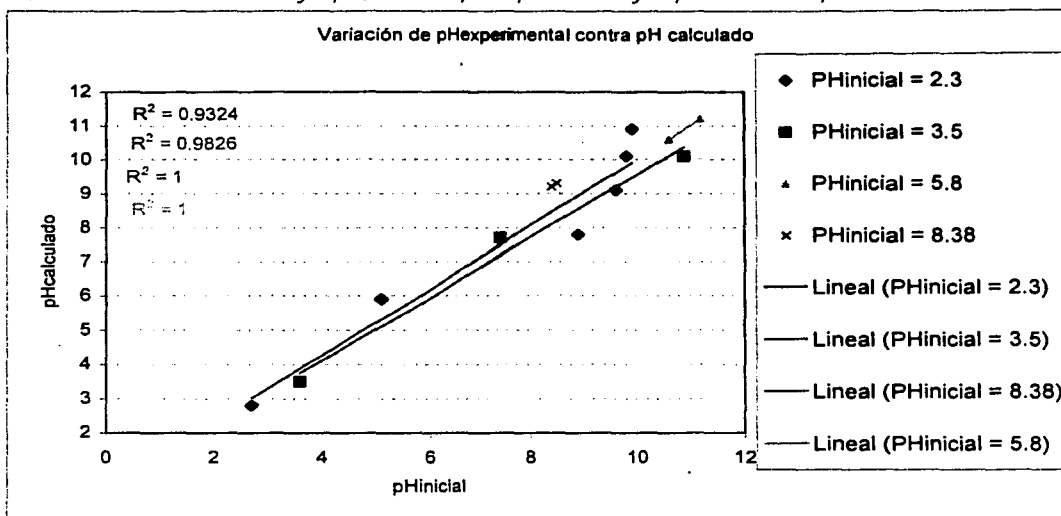
A5 Gráfica de la constante b en función del $pH_{inicial}$ y diversas líneas de tendencia, para las soluciones que se les adicionó NG.



A6. Gráfica de la constante m en función del $pH_{inicial}$ y diversas líneas de tendencia, para las soluciones que se les adicionó NG.

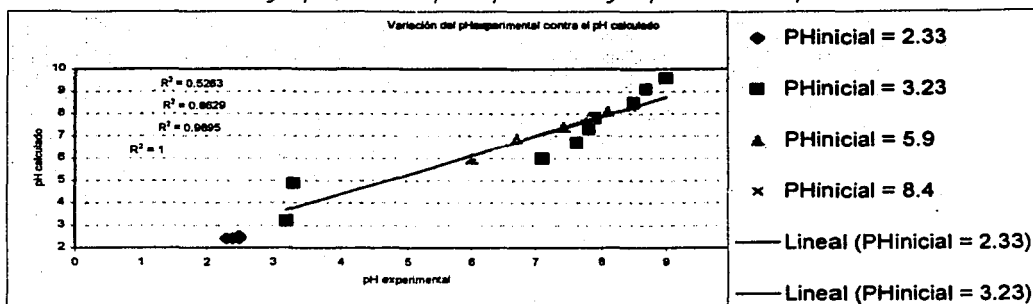


A7. %ERROR y ΔpH , entre el pH experimental y el pH calculado para el HG



PH_{inicial} =	2.3	PH_{calculado}	%ERROR	ΔpH
PH_{experimental}				
	2.7	2.8	-3.99%	-0.1
	5.1	5.9	-16.05%	-0.8
	8.9	7.8	12.93%	1.2
	9.6	9.1	5.57%	0.5
	9.8	10.1	-2.95%	-0.3
	9.9	10.9	-9.95%	-1.0
PH_{inicial} =	3.5	PH_{calculado}	%ERROR	ΔpH
PH_{experimental}				
	3.6	3.5	5.10%	0.2
	7.4	7.7	-3.34%	-0.3
	10.9	10.1	2.37%	0.3
PH_{inicial} =	5.8	PH_{calculado}	%ERROR	ΔpH
PH_{experimental}				
	10.6	10.6	0.05%	0.00
	11.2	11.2	0.05%	0.01
Agua de PTARCU				
PH_{inicial} =	8.38	PH_{calculado}	%ERROR	ΔpH
PH_{experimental}				
	8.4	9.2	-8.93%	-0.8
	8.5	9.3	-8.70%	-0.7
		9.5	-7.00%	-0.6
			estadísticas del %ERROR	estadísticas de ΔpH
promedio			-2.49%	-0.17
mínimo			-16.05%	-1.0
máximo			12.93%	1.2

AB. %ERROR y ΔpH , entre el pH experimental y el pH calculado para el NG



$P_{H_{inicial}} =$	2.33			
$pH_{experimental}$	$pH_{calculado}$	%ERROR	ΔpH	
2.3	2.4	-0.94%	-0.02	
2.4	2.4	-1.11%	-0.03	
2.4	2.4	-1.29%	-0.03	
2.5	2.4	2.02%	0.05	
2.5	2.5	1.79%	0.04	
2.5	2.5	2.44%	0.06	
2.5	2.5	1.21%	0.03	
2.5	2.5	-1.57%	-0.04	
2.5	2.5	-2.61%	-0.06	

$P_{H_{inicial}} =$	3.23			
$pH_{experimental}$	$pH_{calculado}$	%ERROR	ΔpH	
3.2	3.2	0.76%	0.02	
3.3	4.9	-51.98%	-1.69	
7.1	6.0	15.38%	1.09	
7.6	6.7	11.78%	0.90	
7.8	7.3	6.69%	0.52	
7.9	7.8	1.82%	0.14	
8.5	8.5	-0.19%	-0.02	
8.7	9.1	-4.25%	-0.37	
9.0	9.6	-6.58%	-0.59	

$P_{H_{inicial}} =$	5.9			
$pH_{experimental}$	$pH_{calculado}$	%ERROR	ΔpH	
6.0	6.0	1.10%	0.07	
6.7	6.9	-2.08%	-0.14	
7.4	7.4	0.50%	0.04	
7.8	7.8	0.46%	0.04	
8.1	8.1	-0.24%	-0.02	
	8.3	0.25%	0.02	

Agua de PTARCU

$P_{H_{inicial}} =$	8.4			
$pH_{experimental}$	$pH_{calculado}$	%ERROR	ΔpH	
8.46	8.3	2.42%	0.20	
8.5	8.4	1.68%	0.14	
	8.5	1.18%	0.10	

	estadísticas del %ERROR	estadísticas de ΔpH
promedio	-0.79%	0.02
mínimo	-51.98%	-1.69
máximo	15.38%	1.09

ANEXO VI

Memoria Fotográfica

RELACIÓN DE FOTOS

Foto 1.	EQUIPO DE PRUEBAS DE OLOR.....	XVI
Foto 2.	EQUIPO DE PRUEBAS DE OLOR.....	XVI
Foto 3.	DETERMINACIÓN DE NUO	XVI
Foto 4.	REACTOR DE LODOS ACTIVADOS.....	XVI
Foto 5.	PRUEBAS DE CONTROL DE OLOR- GC - RCH.....	XVI
Foto 6.	PRUEBAS DE CONTROL DE OLOR- GC - RCH.....	XVI
Foto 7.	PRUEBAS DE CONTROL DE OLOR- GC - RCH.....	XVII
Foto 8.	PRUEBAS DE CONTROL DE OLOR- GC - RCH.....	XVII
Foto 9.	PRUEBAS DE CONTROL DE OLOR- GC - RCH.....	XVII
Foto 10.	PRUEBAS DE CONTROL DE OLOR- GC - RCH.....	XVII
Foto 11.	PRUEBAS DE CONTROL DE OLOR- PTAHGM.....	XVII
Foto 12.	PRUEBAS DE CONTROL DE OLOR- PTAHGM.....	XVII
Foto 13.	PRUEBAS DE CONTROL DE OLOR- PTAHGM.....	XVII
Foto 14.	PRUEBAS DE CONTROL DE OLOR- PTAHGM.....	XVII
Foto 15.	MUESTREO EN PLANTA DE BOMBEO "ACULCO".....	XVII
Foto 16.	MUESTREO EN PLANTA DE BOMBEO "ACULCO".....	XVII
Foto 17.	MUESTREO PLANTA DE BOMBEO "ACULCO".....	XVIII
Foto 18.	MUESTREO PLANTA DE BOMBEO "ACULCO".....	XVIII
Foto 19.	FILTRO PRESNA.....	XVIII
Foto 20.	BIOREACTOR.....	XVIII
Foto 21.	DIGESTOR DE LODOS.....	XVIII
Foto 22.	TAMIZ.....	XVIII
Foto 23.	BIOREACTOR.....	XVIII
Foto 24.	TANQUE DE NEUTRALIZACIÓN.....	XVIII
Foto 25.	COAGULANTE.....	XIX
Foto 26.	PRUEBA CON AGUA DE AVON	XIX
Foto 27.	PRUEBA PRELIMINAR AVON	XIX
Foto 28.	PREUBA PRELIMINAR AVON	XIX
Foto 29.	PRUEBA AVON 1 (14 DE AGOSTO DE 2001).....	XIX
Foto 30.	ACERCAMEN A JARRAS CON 100, 50 Y 0 PPM DE COAGULANTE EN PRUEBA AVON 1.....	XIX
Foto 31.	PRUEBA AVON 2 (14 DE AGOSTO DE 2001).....	XIX
Foto 32.	PRUEBA AVON 2	XIX
Foto 33.	PREUBA AVON 2	XX
Foto 34.	PRUEBA AVON 2	XX
Foto 35.	PRUEBA AVON 2.....	XX
Foto 36.	PRUEBA AVON 2	XX
Foto 37.	PRUEBA AVON 3 (14 DE AGOSTO DE 2001).....	XX
Foto 38.	PRUEBA AVON 3	XX
Foto 39.	PRUEBA AVON 3	XX
Foto 40.	PRUEBA AVON 3	XX
Foto 41.	REACTOR ANAEROBIO DE LECHO DE LODOS PARA VINAZAS.....	XXI
Foto 42.	REACTOR ANAEROBIO DE LECHO DE LODOS PARA VINAZAS.....	XXI
Foto 43.	ILEANA BERENICE TÉLLEZ GARCÍA (TESISTA).....	XXI
Foto 44.	FRANSICO FEGNOLIO, MIGUEL ÁNGUEL RÍOS, LUIS ARANDA, MA. ELENA, LANDY E ILEANA BERENICE (MIEMBROS DEL PIQAYQA)	XXI
Foto 45.	ERIKA CRISTIANI (COLABORADORA A CARGO DE LAS PRUEBAS EN LOS REACTORES BIOLÓGICOS)...	XXII
Foto 46.	OMAR DELGADILLO VELÁZQUEZ (JUEZ DE OLORES).....	XXII
Foto 47.	CELIA VALENZUELA (JUEZ DE OLORES).....	XXII
Foto 48.	FERNANDO ANTONIO ESPINOZA (SERVICIO SOCIAL).....	XXII

Foto 49.	ROBERTO CARLOS RODRÍGUEZ PALOMAR (JUEZ DE OLORES).....	XXII
Foto 50.	IVÁN JOEL GACHUZ (COLABORADOR).....	XXII
Foto 51.	LORENA (LABORATORISTA).....	XXII
Foto 52.	PEDRO ESPONDA (COLABORADOR).....	XXII

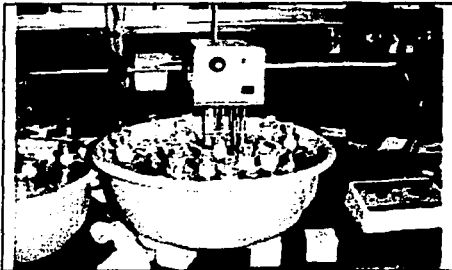


Foto 1. Equipo de pruebas de olor



Foto 2. Equipo de pruebas de olor



Foto 3. Determinación de NUO



Foto 4. Reactor de lodos activados



Foto 5. Pruebas de control de olor-
GC - RCh

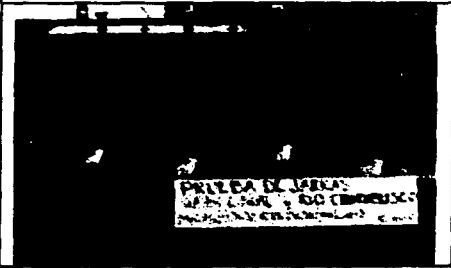


Foto 6. Pruebas de control de olor-
GC - RCh

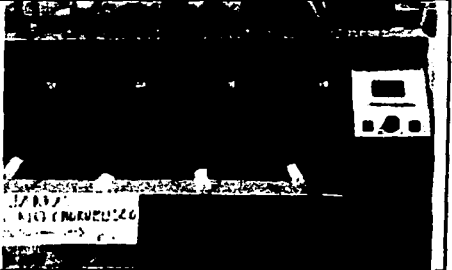


Foto 7. Pruebas de control de olor-
GC - RCh

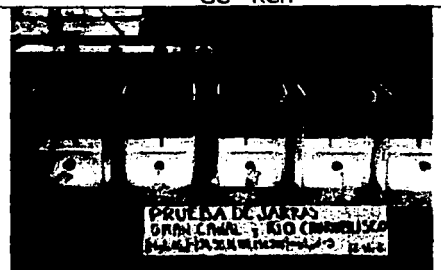


Foto 9. Pruebas de control de olor-
GC - RCh



Foto 11. Pruebas de control de olor-
PTAHGM

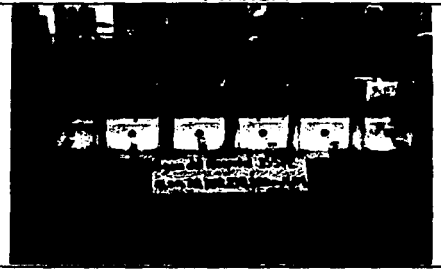


Foto 13. Pruebas de control de olor-
PTAHGM



Foto 15. Muestreo en Planta de
Bombeo "Aculco"

Foto 8. Pruebas de control de olor-
GC - RCh

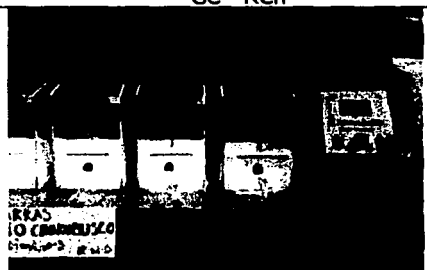


Foto 10. Pruebas de control de olor-
GC - RCh



Foto 12. Pruebas de control de olor-
PTAHGM

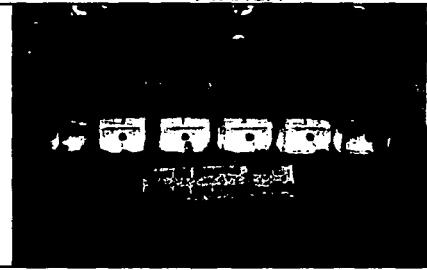


Foto 14. Pruebas de control de olor-
PTAHGM



Foto 16. Muestreo en Planta de
Bombeo "Aculco"



Foto 17. Muestreo Planta de Bombeo "Aculco"



Foto 18. Muestreo Planta de Bombeo "Aculco"

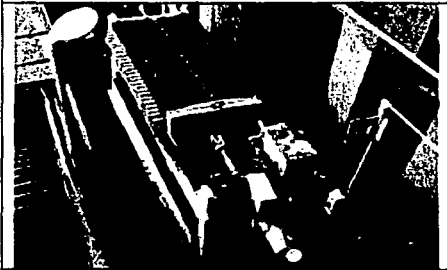


Foto 19. Filtro Prensa

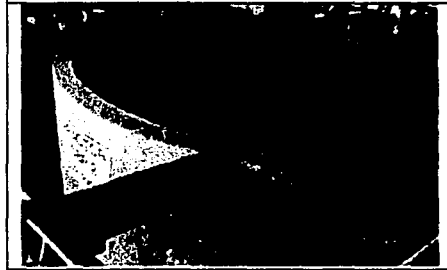


Foto 20. Bioreactor



Foto 21. Digestor de lodos

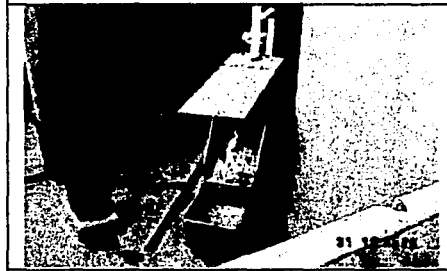


Foto 22. Tamiz

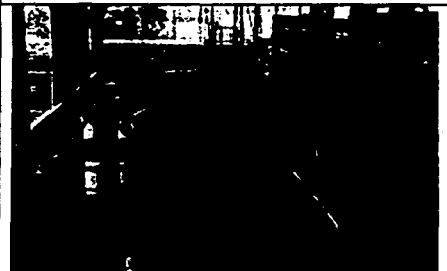


Foto 23. Bioreactor



Foto 24. Tanque de neutralización

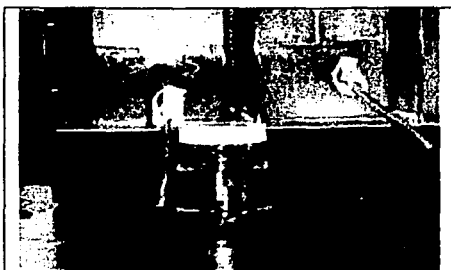


Foto 25. Coagulante



Foto 27. Prueba preliminar AVON

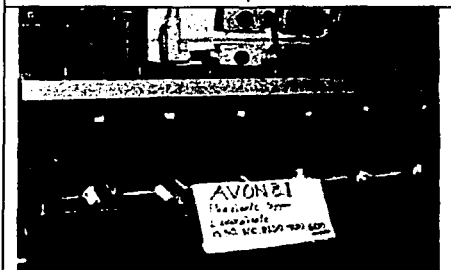


Foto 29. Prueba AVON 1 (14 de agosto de 2001)



Foto 31. Prueba AVON 2 (14 de agosto de 2001)

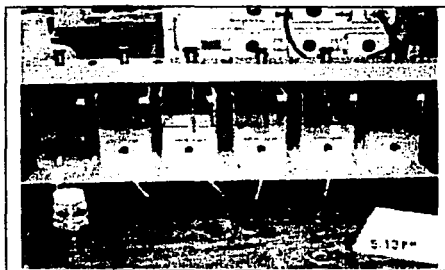


Foto 26. Prueba con agua de AVON



Foto 28. Prueba preliminar AVON

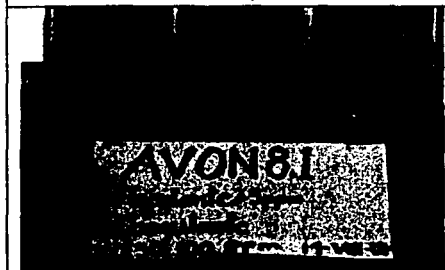


Foto 30. Acercamien a jarras con 100, 50 y 0 ppm de coagulante en Prueba AVON 1

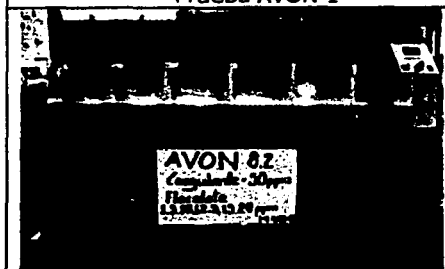


Foto 32. Prueba AVON 2



Foto 33. Prueba AVON 2

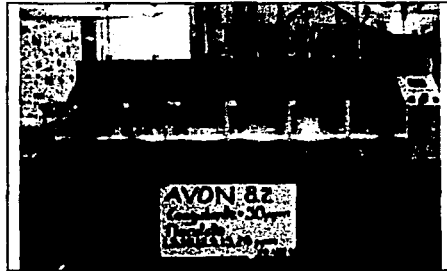


Foto 34. Prueba AVON 2

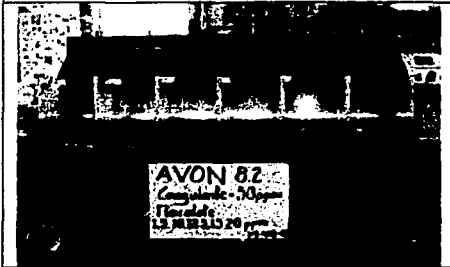


Foto 35. Prueba AVON 2



Foto 36. Prueba AVON 2

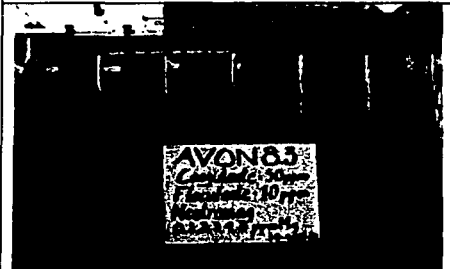


Foto 37. Prueba AVON 3 (14 de agosto de 2001)

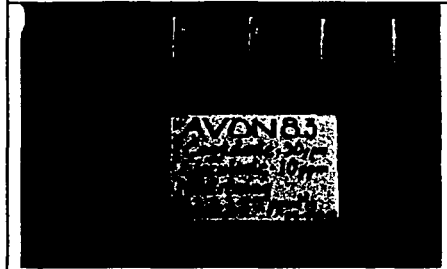


Foto 38. Prueba AVON 3

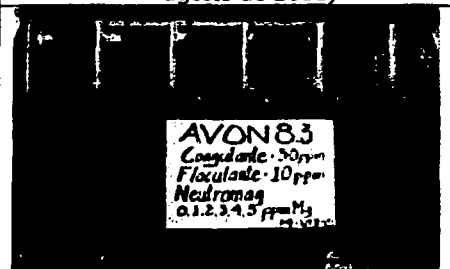


Foto 39. Prueba AVON 3

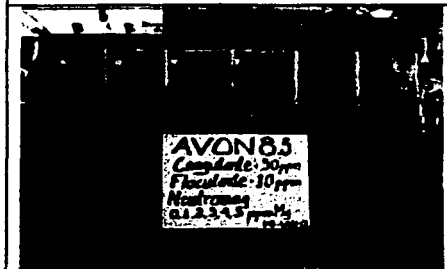


Foto 40. Prueba AVON 3



Foto 41. Reactor anaerobio de lecho de lodos para vinazas





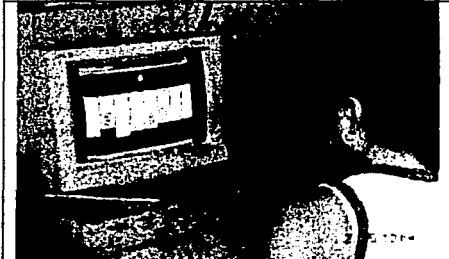





Foto 42. Reactor anaerobio de lecho de lodos para vinazas



Foto 43. Ileana Berenice Téllez García (Tesisista)



Foto 44. Fransico Fegnolio, Miguel Ángel Ríos, Luis Aranda, Ma. Elena, Landy e Ileana Berenice (Miembros del PIQAYQA)

	
<p>Foto 45. Erika Cristiani (Colaboradora a cargo de las pruebas en los reactores biológicos)</p>	<p>Foto 46. Omar Delgadillo Velázquez (Juez de olores)</p>
	
<p>Foto 47. Celia Valenzuela (Juez de olores)</p>	<p>Foto 48. Fernando Antonio Espinoza (Servicio Social)</p>
	
<p>Foto 49. Roberto Carlos Rodríguez Palomar (Juez de olores)</p>	<p>Foto 50. Iván Joel Gachuz (colaborador)</p>
	
<p>Foto 51. Lorena (Laboratorista)</p>	<p>Foto 52. Pedro Esponda (Colaborador)</p>