



c i d e t e q



CONACYT

COMBINACIÓN DE ELECTRODIÁLISIS, INTERCAMBIO
IÓNICO Y ÓSMOSIS INVERSA PARA LA
DESNITRIFICACIÓN DE AGUAS POTENCIALMENTE
POTABLES

Tesis

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADEMICO DE

Maestro en Ciencia y
Tecnología en la
Especialidad de
Ingeniería Ambiental

PRESENTA



Felipe Alejandro Hernández García

CIENCIA Y TECNOLOGIA

Santiago de Querétaro, Qro., México, 2 de Abril del 2009.



CIENCIA Y TECNOLOGIA

Director de Posgrado
PICYT-CIDESI
Querétaro

Los abajo firmantes, miembros del Jurado del Examen de Grado del alumno FELIPE ALEJANDRO HERNÁNDEZ GARCÍA, una vez leída y revisada la Tesis titulada **“COMBINACIÓN DE ELECTRODIÁLISIS, INTERCAMBIO IÓNICO Y ÓSMOSIS INVERSA PARA LA DESNITRIFICACIÓN DE AGUAS POTENCIALMENTE POTABLES”**, aceptamos que la referida tesis revisada y corregida sea presentada por el alumno para aspirar al grado de Maestro en Ciencia y Tecnología en la opción terminal de INGENIERIA AMBIENTAL durante el Examen de Grado correspondiente.

Y para que así conste firmamos la presente a los 27 días del mes de Febrero del año dos mil nueve.

Dr. Germán Orozco Gamboa
Presidente

Dr. René Antaño López
Secretario

Dr. Federico Castañeda Zaldivar
Vocal

Dra. Ma. Guadalupe García Jiménez
Vocal

Dra. Teresa Imelda Saucedo Medina
Vocal



c i d e t e q

Este trabajo fue realizado en el Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica, S.C., bajo la dirección del Dr. Federico Castañeda Zaldívar.

RESUMEN

En años recientes se ha visto un incremento constante en las aguas subterráneas en su concentración de nitratos (NO_3^-) y una de las razones principales es el aumento en el uso de fertilizantes nitrogenados en la agricultura.

Existen diferentes procesos para la desnitrificación de agua entre las cuales se cuenta con los siguientes procesos: Ósmosis Inversa (O.I.), Intercambio Iónico (I.I) y Electrodiálisis (E.D.) cada uno con sus respectivas ventajas y desventajas.

En el presente trabajo se utilizó la combinación de los procesos de O.I., I.I. y E.D. para encontrar un proceso alternativo de desnitrificación de un agua sintética con una concentración de NO_3^- inicial de 250 mg/L hasta alcanzar una concentración por debajo de 45 mg/L. Se analizaron la conductividad específica, sólidos disueltos totales (SDT), NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ y pH en la alimentación, permeado y rechazo en el caso de la O.I.; alimentación, diluido y concentrado en la E.D. y en la alimentación con su respectivo diluido en el proceso de I.I. Finalmente, se eligió el mejor de los esquemas de tratamiento para la remoción de nitratos.

ABSTRACT

In recent years there have been a constant increase in concentration of nitrates (NO_3^-) in the underground water and one of their principal reasons is the increase in the use of nitrogenous fertilizers in the agriculture.

Different processes exist for water desnitrificación among which relies on the following processes: Reversal Osmosis (R.O.), Ionic Exchange (I.E) and Electrodialysis (E.D.) each one with its respective advantages and disadvantages.

In the present work it were used the combination of procesees of R.O., I.I. and E.D. to find an alternative process of desnitrificación of a synthetic water with a initial concentration of 250 mg/L NO_3^- to reach a concentration below of 45 mg/L. Electrical conductivity, total dissolved solids (TDS), NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ and pH were analyzed in the affluent, permeat and reject in case of the R.O.; affluent, diluted and concentrate in the E.D. and in the affluent with its respective diluted in I.E. process. Finally, it was elected the best of the schemes of treatment for the removal of nitrates.

ÍNDICE DE CONTENIDO

ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS.....	v
ABREVIATURAS.....	x
CAPÍTULO I	
1 DEFINICIÓN DEL PROYECTO.....	1
CAPÍTULO II	
2 JUSTIFICACIÓN.....	2
CAPÍTULO III	
3 OBJETIVOS.....	4
OBJETIVO GENERAL.....	4
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	4
CAPÍTULO IV	
4 FUNDAMENTACIÓN.....	5
CAPÍTULO V	
5 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	9
5.1 Ciclo del agua.....	9
5.2 Agua subterránea.....	10
5.3 Nivel freático y acuíferos.....	10
5.4 Suministro y demanda de agua.....	10
5.5 La calidad del agua.....	11
5.6 El agua y la vida.....	11
5.7 Nitrógeno.....	12
5.7.1 Generalidades.....	12
5.7.2 Nitrógeno en el medio ambiente.....	14
5.8 Física y química de las filtraciones de nitrato.....	15
5.9 Metahemoglobinemia.....	16
5.10 Toxicocinética.....	17
5.11 Poblaciones en riesgo.....	19
5.12 Características fisicoquímicas y química ambiental.....	20
5.13 Fuentes urbanas de nitratos.....	21
5.13.1 Fugas de suministro de agua y alcantarillado.....	22

5.13.2	Lugares de deposición de aguas residuales.	22
5.13.3	Desecho animal.	23
5.13.4	Tierra contaminada.	23
5.13.5	Industria.	24
5.13.6	Interacción Río-Acuífero.	24
5.13.7	Deposición atmosférica.	25
5.13.8	Uso de fertilizante urbano (jardines, campos de recreación y horticultura domésticas).	25
5.13.9	Agua de lluvia.	28
5.13.10	Construcción de casas.	28
5.13.11	Otras fuentes.	29
5.14	Límites permisibles.	32
5.15	Agua en México.	33
5.15.1	Grado de presión sobre el recurso hídrico.	33
5.15.2	Aguas Subterráneas.	33
5.15.3	Sobreexplotación de Acuíferos.	33
5.15.4	Uso para abastecimiento público.	34
5.16	Conclusiones.	35
5.17	Sistemas de remoción de nitratos.	36
5.17.1	Tecnología de membranas.	36
5.17.2	Ósmosis inversa.	38
5.17.3	Principio de la ósmosis inversa.	39
5.17.4	Preparación de membranas de ósmosis inversa.	40
5.17.5	Mecanismo flujo capilar-sorción preferencial en la ósmosis inversa.	42
5.17.6	Caracterización del funcionamiento de las membranas.	42
5.17.7	Flujo de agua.	42
5.17.8	Factor de rechazo.	43
5.17.9	Presión osmótica.	43
5.17.10	Calidad de un sistema de ósmosis inversa.	44
5.18	Intercambio Iónico.	44
5.18.1	Resinas de intercambio iónico.	45

5.18.2	Diseño de las columnas de intercambio iónico.	47
5.18.2.1	Clasificación de las resinas de intercambio iónico.	47
5.18.2.2	Capacidad de intercambio en las resinas.	48
5.19	Electrodialisis.	49
5.19.1	Teoría de Electrodialisis.	49
5.19.2	Aplicaciones de la electrodialisis.	56
CAPÍTULO VI		
6	DESARROLLO EXPERIMENTAL.	58
6.1	Métodos y equipo empleado.	58
6.1.1	pH y Temperatura.	58
6.1.2	Conductividad específica y Sólidos disueltos totales.	58
6.1.3	Cloruros.	58
6.1.4	Sulfatos.	58
6.1.5	Nitratos.	59
6.1.6	Sodio.	59
6.2	Ósmosis inversa.	59
6.3	Intercambio Iónico.	61
6.4	Electrodialisis.	62
6.5	Ósmosis inversa e intercambio iónico.	65
6.6	Ósmosis inversa y electrodialisis.	66
CAPÍTULO VII		
7	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.	67
7.1	Ósmosis inversa.	67
7.2	Intercambio iónico.	73
7.3	Electrodialisis.	78
7.4	Ósmosis inversa e intercambio iónico.	82
7.5	Ósmosis inversa y Electrodialisis.	85
CAPÍTULO VIII		
8	CONCLUSIONES.	93
CAPÍTULO IX		
9	RECOMENDACIONES.	94

CAPÍTULO X

10 ANEXOS.....	95
10.1 Corriente límite.....	95
10.2 Fundamento de las técnicas empleadas.....	97
10.2.1 pH y Temperatura.....	97
10.2.2 Conductividad específica y Sólidos disueltos totales.....	97
10.2.3 Cloruros.....	98
10.2.4 Sulfatos.....	99
10.2.5 Nitratos.....	99
10.2.6 Sodio.....	99
10.3 Detalle de la membrana Osmonics.....	100
BIBLIOGRAFÍA.....	101

ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

FIG. 5.1 DISTRIBUCIÓN DE AGUA EN LA TIERRA.....	9
FIG. 5.2 EL NIVEL FREÁTICO ES LA PARTE SUPERIOR DE LA ZONA DE SATURACIÓN CERCA DE LA SUPERFICIE DE LA TIERRA. ÉSTE INTERSECTA LA SUPERFICIE DE TIERRA EN LAGOS Y CORRIENTES Y ES EL NIVEL DEL AGUA ESTANCADA EN UN POZO.....	11
FIG. 5.3 DIAGRAMA SIMPLIFICADO DE LA DISTRIBUCIÓN DE IONES CARGADOS NEGATIVAMENTE Y POSITIVAMENTE CERCA DE UNA SUPERFICIE CARGADA NEGATIVAMENTE.....	16
FIG. 5.4 FORMACIÓN DE METAHEMOGLOBINA.	18
FIG. 5.5 FORMACIÓN DE UN COMPUESTO N-NITROSO.....	18
FIG. 5.6 CICLO DEL NITRÓGENO.....	21
FIG. 5.7 USO DE FERTILIZANTE NITROGENADO EN FUNCIÓN DEL TIEMPO (LONDRES).....	26
FIG. 5.8 CONCENTRACIÓN DE NITRATO EN RÍOS DE LA COMUNIDAD EUROPEA.	26
FIG. 5.9 REPRESENTACIÓN GRÁFICA DEL AUMENTO EN EL CONSUMO MUNDIAL DE FERTILIZANTES CON EL TIEMPO.	29
FIG. 5.10 ACUÍFEROS SOBREEXPLOTADOS POR REGIÓN HIDROLÓGICO-ADMINISTRATIVA, 2007.	34
FIG. 5.11 DISTRIBUCIÓN DEL USO DEL AGUA NACIONAL.	35
FIG. 5.12 TÉCNICAS DE FILTRACIÓN: A) FILTRACIÓN CONVENCIONAL, B) FILTRACIÓN TANGENCIAL.....	37
FIG. 5.13 PRINCIPIO DE LA ÓSMOSIS INVERSA. A) ÓSMOSIS DIRECTA. B) CONDICIÓN DE EQUILIBRIO. C) ÓSMOSIS INVERSA.....	39
FIG. 5.14 CURVA DE RUPTURA DE RESINA.....	45
FIG. 5.15 ESQUEMA DEL PROCESO DE ELECTRODIÁLISIS.....	50
FIG. 5.16 POLARIZACIÓN POR CONCENTRACIÓN EN AMBAS SUPERFICIES DE UNA MEMBRANA CATIONICA DURANTE ELECTRODIÁLISIS.....	51
FIG. 6.1 A) EQUIPO DE ÓSMOSIS INVERSA B) MEMBRANA OSMONICS DESAL TFM-50.....	60

FIG. 6.2 ESPECIFICACIONES DE LA COLUMNA DE INTERCAMBIO IÓNICO.....	62
FIG. 6.3 EQUIPO DE ELECTRODIÁLISIS ASAHI GLASS.....	63
FIG. 6.4 ARREGLO UTILIZADO EN ELECTRODIÁLISIS.....	64
FIG. 6.5 ESQUEMA PARA LA COMBINACIÓN DE O.I. E I.I. Q_a = CAUDAL AFLUENTE, Q_p = CAUDAL PERMEADO, Q_r = CAUDAL RECHAZO, Q_e = CAUDAL EFLUENTE, C_i = CONCENTRACIÓN INICIAL, C_f = CONCENTRACIÓN FINAL, V_i = VOLUMEN INICIAL, V_f = VOLUMEN FINAL.....	65
FIG. 6.6 ESQUEMA PARA LA COMBINACIÓN DE O.I. Y E.D. Q_a = CAUDAL AFLUENTE, Q_p = CAUDAL PERMEADO, Q_r = CAUDAL RECHAZO, C_i = CONCENTRACIÓN INICIAL, C_f = CONCENTRACIÓN FINAL, V_i = VOLUMEN INICIAL, V_f = VOLUMEN FINAL.....	66
FIG. 7.1 COMPORTAMIENTO DEL pH EN LA CORRIENTE DE PERMEADO Y RECHAZO DEL EQUIPO DE O.I.....	67
FIG. 7.2 COMPORTAMIENTO DE LA TEMPERATURA EN LA CORRIENTE DE PERMEADO Y RECHAZO DEL EQUIPO DE O.I.....	68
FIG. 7.3 COMPORTAMIENTO DE SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES EN LA CORRIENTE DE PERMEADO Y RECHAZO DEL EQUIPO DE O.I.....	68
FIG. 7.4 COMPORTAMIENTO DE LA CONDUCTIVIDAD ESPECÍFICA EN LA CORRIENTE DE PERMEADO Y RECHAZO DEL EQUIPO DE O.I.....	69
FIG. 7.5 CONCENTRACIÓN DE NITRATOS (NO_3^-) EN LA CORRIENTE DE PERMEADO Y RECHAZO DEL EQUIPO DE O.I.....	69
FIG. 7.6 CONCENTRACIÓN DE SULFATOS (SO_4^{2-}) EN LA CORRIENTE DE PERMEADO Y RECHAZO DEL EQUIPO DE O.I.....	70
FIG. 7.7 CONCENTRACIÓN DE CLORUROS (CL^-) EN LA CORRIENTE DE PERMEADO Y RECHAZO DEL EQUIPO DE O.I.....	71
FIG. 7.8 CONCENTRACIÓN DE SODIO (NA^+) EN LA CORRIENTE DE PERMEADO Y RECHAZO DEL EQUIPO DE O.I.....	71
FIG. 7.9 PORCENTAJE DE REMOCIÓN CON RESPECTO AL TIEMPO PARA LOS DIFERENTES PARÁMETROS EN EL PROCESO DE O.I.....	72
FIG. 7.10 RESULTADOS DEL PROCESO DE ÓSMOSIS INVERSA.....	72

FIG. 7.11 COMPORTAMIENTO DEL pH EN LA CORRIENTE DE ABLANDADO DE LA COLUMNA DE I.I.....	73
FIG. 7.12 COMPORTAMIENTO DE LA TEMPERATURA EN LA CORRIENTE DE ABLANDADO DE LA COLUMNA DE I.I.....	73
FIG. 7.13 COMPORTAMIENTO DE SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES EN LA CORRIENTE DE ABLANDADO DE LA COLUMNA DE I.I.....	74
FIG. 7.14 CONDUCTIVIDAD ESPECÍFICA EN LA CORRIENTE DE ABLANDADO DE LA COLUMNA DE I.I.....	74
FIG. 7.15 CONCENTRACIÓN DE NITRATOS (NO_3^-) EN LA CORRIENTE DE ABLANDADO DE LA COLUMNA DE I.I.....	75
FIG. 7.16 CONCENTRACIÓN DE SULFATOS (SO_4^{2-}) EN LA CORRIENTE DE ABLANDADO DE LA COLUMNA DE I.I.....	75
FIG. 7.17 CONCENTRACIÓN DE CLORUROS (CL^-) EN LA CORRIENTE DE ABLANDADO DE LA COLUMNA DE I.I.....	76
FIG. 7.18 CONCENTRACIÓN DE SODIO (NA^+) EN LA CORRIENTE DE ABLANDADO DE LA COLUMNA DE I.I.....	76
FIG. 7.19 PORCENTAJE DE REMOCIÓN CON RESPECTO AL TIEMPO PARA NITRATOS Y SULFATOS EN EL PROCESO DE I.I.....	77
FIG. 7.20 RESULTADOS DEL PROCESO DE INTERCAMBIO IÓNICO.....	77
FIG. 7.21 COMPORTAMIENTO DE LA CONDUCTIVIDAD Y pH EN EL CÁTODO.....	78
FIG. 7.22 COMPORTAMIENTO DE LA CONDUCTIVIDAD Y pH EN COMPARTIMENTO CENTRAL.....	79
FIG. 7.23 COMPORTAMIENTO DE LA CONDUCTIVIDAD Y pH EN EL ÁNODO.....	79
FIG. 7.24 COMPORTAMIENTO DE LA CONCENTRACIÓN DE NITRATOS (NO_3^-) EN CADA COMPARTIMENTO DEL ELECTRODIALIZADOR.....	80
FIG. 7.25 COMPORTAMIENTO DE LA CONCENTRACIÓN DE SODIO (NA^+) EN CADA COMPARTIMENTO DEL ELECTRODIALIZADOR.....	81
FIG. 7.26 PORCENTAJE DE REMOCIÓN CON RESPECTO AL TIEMPO PARA NITRATOS, SULFATOS Y SDT EN EL PROCESO DE E.D.....	81
FIG. 7.27 RESULTADOS DEL PROCESO DE ELECTRODIÁLISIS.....	82
FIG. 7.28 ESQUEMA PARA LA COMBINACIÓN DE O.I. E I.I.....	82

FIG. 7.29 COMPORTAMIENTO DEL pH Y LA CONDUCTIVIDAD EN EL EFLUENTE DE LA COMBINACIÓN O.I.-I.I.....	83
FIG. 7.30 GRÁFICA DE SO_4^{2-} Y NA^+ EN EL EFLUENTE DE LA COMBINACIÓN O.I.-I.I EN FUNCIÓN DEL TIEMPO.	83
FIG. 7.31 GRÁFICA DE NO_3^- Y CL^- EN EL EFLUENTE DE LA COMBINACIÓN O.I.-I.I EN FUNCIÓN DEL TIEMPO.	84
FIG. 7.32 PORCENTAJE DE REMOCIÓN CON RESPECTO AL TIEMPO PARA NITRATOS, SULFATOS Y SDT EN EL PROCESO DE O.I.-I.I.....	85
FIG. 7.33 ESQUEMA PARA LA COMBINACIÓN DE O.I. Y E.D.....	85
FIG. 7.34 COMPORTAMIENTO DE LA CONDUCTIVIDAD Y pH DEL TRATAMIENTO DEL EFLUENTE DE RECHAZO EN EL COMPARTIMENTO CATÓDICO.	86
FIG. 7.35 COMPORTAMIENTO DE LA CONDUCTIVIDAD Y pH DEL TRATAMIENTO DEL EFLUENTE DE RECHAZO EN EL COMPARTIMENTO CENTRAL.	87
FIG. 7.36 COMPORTAMIENTO DE LA CONDUCTIVIDAD Y pH DEL TRATAMIENTO DEL EFLUENTE DE RECHAZO EN EL COMPARTIMENTO ANÓDICO.	87
FIG. 7.37 COMPORTAMIENTO DE LA CONCENTRACIÓN DE NITRATOS DEL TRATAMIENTO DEL EFLUENTE DE RECHAZO EN CADA COMPARTIMENTO DEL ELECTRODIALIZADOR.....	88
FIG. 7.38 COMPORTAMIENTO DE LA CONCENTRACIÓN DE SODIO DEL TRATAMIENTO DEL EFLUENTE DE RECHAZO EN CADA COMPARTIMENTO DEL ELECTRODIALIZADOR.....	89
FIG. 7.39 PORCENTAJE DE REMOCIÓN CON RESPECTO AL TIEMPO PARA NITRATOS, SULFATOS Y SDT EN EL PROCESO DE O.I.-E.D.	90
FIG. 7.40 COSTOS ENERGÉTICOS POR PROCESO.	92
FIG. 10.1 CORRIENTE LÍMITE PARA DIFERENTES CONCENTRACIONES DE NO_3^- ..	95
FIG. 10.2 REPRESENTACIÓN GRÁFICA DE LA CONCENTRACIÓN DE NO_3^- VS I_{LIM} , CONCENTRACIÓN VS CONDUCTIVIDAD.	96
FIG. 10.3 DETALLE DE LA MEMBRANA OSMONICS.....	101
TABLA 4.1 ESTUDIOS REALIZADOS PARA LA DESNITRIFICACIÓN DE AGUA SUBTERRÁNEA.....	6
TABLA 5.1 ESTADOS DE OXIDACIÓN DE LOS COMPUESTOS DE NITRÓGENO.....	13

TABLA 5.2 COMPUESTOS NITROGENADOS DE INTERÉS PARA EL MEDIO AMBIENTE.	14
TABLA 5.3 ALGUNOS CASOS DE METAHEMOGLOBINA Y CONCENTRACIÓN ASOCIADA DE NITRATO EN AGUA.....	17
TABLA 5.4 SIGNOS Y SÍNTOMAS DE METAHEMOGLOBINEMIA.	19
TABLA 5.5 RESUMEN DE ALGUNAS INVESTIGACIONES PUBLICADAS SOBRE FUENTES URBANAS DE NITRÓGENO DE AGUA SUBTERRÁNEA.....	30
TABLA 5.6 FUENTES IDENTIFICADAS DE NITRÓGENO EN ÁREAS URBANAS.....	31
TABLA 5.7 ALGUNAS FUENTES DE NITRATOS Y NITRITOS.....	32
TABLA 5.8 CLASIFICACIÓN DE LAS MEMBRANAS.....	38
TABLA 5.9 MEMBRANAS DE ÓSMOSIS INVERSA.	41
TABLA 5.10 CLASIFICACIÓN DE LAS RESINAS DE INTERCAMBIO IÓNICO.....	48
TABLA 6.1 COMPOSICIÓN QUÍMICA DEL FERTILIZANTE.....	60
TABLA 6.2 TÉCNICAS UTILIZADAS PARA LOS DIFERENTES PARÁMETROS.	60
TABLA 6.3 CARACTERÍSTICAS BÁSICAS DE LA RESINA PUROLITE A500.	61
TABLA 6.4 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y QUÍMICAS TÍPICAS DE LA RESINA PUROLITE A500.....	62
TABLA 6.5 CARACTERÍSTICAS DE LA UNIDAD DE ELECTRODIÁLISIS.....	63
TABLA 6.6 PROPIEDADES DE LAS MEMBRANAS DE ELECTRODIÁLISIS.	64
TABLA 7.1 COMPORTAMIENTO DE LOS NITRATOS EN EL PROCESO O.I.-E.D.	89
TABLA 7.2 COMPARACIÓN ENTRE LOS PROCESOS DE O.I., I.I., E.D., O.I. E I.I. Y O.I. Y E.D.....	90
TABLA 7.3 CONTRASTE DE LOS LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES Y LAS CONCENTRACIONES FINALES DESPUÉS DE LOS PROCESOS DE O.I., I.I., E.D., O.I.-I.I. Y O.I.-E.D.	91
TABLA 7.4 VELOCIDAD DE REMOCIÓN DE NO_3^-	92

ABREVIATURAS

\$/kWh	Pesos por kilowatt hora.	C_p	Concentración en el permeado.
\$/m³	Pesos por metro cúbico.	Cu²⁺	Ión cúprico o cobre (II).
NH₄NO₃	Nitrato de amonio.	DVB	Divinil-benceno.
(NH₄)₂SO₄	Sulfato de amonio.	E.D.	Electrodialisis.
μS/cm	Microsiemens por centímetro.	EDTA	Ácido etilendiaminotetraacético.
AC	Acetato de celulosa.	EPA	Environmental Protection Agency.
ADN	Ácido desoxirribonucleico.	Fe₂⁺	Ión ferroso o hierro (II).
AMV	Membrana de intercambio aniónico.	Fe₃⁺	Ión férrico o hierro (III).
ARN	Ácido ribonucleico.	GEMS	Global Environmental System.
C₆H₆N₆O₆	Ciclotrimetilenotrinitramina.	H⁺	Iones hidrógeno.
Ca₂⁺	Ión calcio.	H₂SO₄	Ácido sulfúrico.
CaCO₃	Carbonato de calcio.	HCl	Ácido clorhídrico.
Cc	Concentración de ruptura.	HNO₃	Ácido nítrico.
Ce	Concentración en el efluente.	I	Intensidad de corriente.
Cd	Concentración de agotamiento.	I.I.	Intercambio iónico.
CE	Comunidad Europea.	KCl	Cloruro de potasio.
Cf	Concentración final.	KNO₃	Nitrato de potasio.
C_F	Concentración en la entrada de ósmosis.	M.F.	Microfiltración.
Ci	Concentración inicial.	M⁺	Catión.
Cl⁻	Cloruros.	mm/año	Milímetro por año
CMV	Membrana de intercambio catiónico.	Mm³/año	Millones de metros cúbicos por año.
Co	Concentración en el afluente.	N	Nitrógeno.
COO₃⁺	Grupo funcional carboxilato.	N.F.	Nanofiltración.
		N₂	Nitrógeno diatómico o molecular.

Na⁺	Iones de sodio.	P.B.	Proceso biológico.
NaCl	Cloruro de sodio.	PA	Poliamidas aromáticas.
NaNO₃	Nitrato de sodio.	Qa	Caudal afluente.
NH₃	Amoníaco.	Qd	Caudal del diluido.
NH₄⁺	Ión amonio.	Qe	Caudal del efluente.
N-NO₃⁻	Nitrógeno de nitrato.	Qp	Caudal del permeado.
NO	Monóxido de nitrógeno u óxido nítrico.	Qr	Caudal del rechazo.
NO₂⁻	Nitritos.	R	Constante de los gases ideales.
NO₃⁻	Nitratos.	Red. Elec.	Reducción electrocatalítica.
NO_x	Óxidos de nitrógeno.	SDT	Sólidos disueltos totales.
NR₂⁺	Grupo amino terciario.	SNC	Sistema nervioso central.
NR₃⁺	Grupo amino cuaternario.	SO₃⁻	Grupo funcional Sulfonato.
O.I.	Ósmosis inversa.	SO₄²⁻	Sulfatos.
OH⁻	Iones oxhidrilo.	TAC	Triacetato de celulosa.
OMS	Organización Mundial de la Salud.	V	Voltaje o diferencia de potencial.
ONU	Organización de las Naciones Unidas.	Vf	Volumen final.
P	Potencia	Vi	Volumen inicial.
Π	Presión osmótica.	X⁻	Anión.

1 DEFINICIÓN DEL PROYECTO.

En este trabajo se estudió la aplicación de los procesos de ósmosis inversa, intercambio iónico y electrodiálisis; así como la combinación de dichos procesos para aplicarlo en la remoción de nitratos (NO_3^-) en una agua sintética con una concentración inicial de 250 mg/L en base a la bibliografía consultada (Véase 5.13.8).

2 JUSTIFICACIÓN.

La contaminación ambiental siempre ha existido pues, en parte, es inherente a las actividades del ser humano. Sin embargo, en años recientes se le ha debido prestar cada vez mayor atención, ya que han aumentado la frecuencia y gravedad de los incidentes de contaminación en todo el mundo y cada vez hay más pruebas de sus efectos adversos sobre el ambiente y la salud.

Existen varias razones que justifican la eliminación de compuestos de nitrógeno ya que los compuestos nitrogenados bajo condiciones ambientales favorables se convierten en nitrógeno amoniacal. A veces el nitrógeno amoniacal se oxida a nitrito y finalmente a nitrato. En consecuencia, se consume el oxígeno disuelto presente en las aguas receptoras, causando un efecto perjudicial en el medio ambiente, la flora y la fauna.

Se ha comprobado que la contaminación del agua subterránea es un problema cada vez más grande en los países en desarrollo. Así por ejemplo, se han reportado concentraciones arriba de 150 mg/L en pozos de agua potable en Yucatán, mientras que en el Valle del Mezquital, México se han reportado concentraciones de 80 mg/L en agua subterránea.¹ En Cuba, los estudios de 387 fuentes de agua en localidades de más de 5 mil habitantes demostraron que solamente entre 0.5 y 3.2% de dichas fuentes los valores de nitratos estaban en exceso del límite permitido. En contraste, en el 73.3% de 105 pozos de pequeñas localidades de ese país, se sobrepasó del límite permitido. En ese estudio se calculó que el aporte de nitratos por esa vía era de 89.6 mg/persona/día.²

Grandes cantidades de fertilizantes con base a nitratos aplicado a cosechas en todo el mundo han ido aumentando al mismo tiempo que los niveles de nitrato en agua potable y en los acuíferos subterráneos; causando cáncer, cianosis en infantes, el crecimiento de algas tóxicas en ríos y mares, e inconmensurable caos de otra manera en el balance de los ecosistemas naturales. Aunque la mejor solución a la contaminación por nitratos sería prevenir su entrada al agua subterránea, los resultados esperados serían alcanzados a largo plazo debido al largo tiempo de transportación a través de las zonas insaturadas.

Además, el evitar el uso de fertilizantes nitrogenados significaría desde el punto de vista económico cortar la producción y de ahí una decreciente capacidad de generar ingresos de la agricultura y probablemente menos trabajo en las áreas rurales. El uso de fertilizantes nitrogenados incrementa la producción de los campos de siembra a bajos costos para el

agricultor, suspendiendo el uso de éstos incrementaría los precios de la comida. Otra razón es que una disminución en la producción de comida significa más importaciones del extranjero, lo cual afecta el balance de pagos y desvía la comida que podría ser necesitada en otro sitio.

Sería peor, sin embargo, si nuestro fracaso por hacer algo acerca del problema de nitrato permite un incremento más adelante en las concentraciones de nitratos en un tiempo tardío y causando una catástrofe a larga escala.

La idea de remover el nitrato por algo como un ablandador de agua que intercambia nitrato en lugar de calcio (cal) suena lógico. El problema es que estas resinas intercambiadoras, tienen que ser regeneradas con salmuera. La salmuera contaminada con nitratos luego tiene que ir a algún lugar donde no cause más problemas. Verterlo al mar suena sensato a menos que el agua contaminada se encuentre lejos del mar. Pero de cualquier modo el mar no es lugar para el nitrato; ya que las floraciones de algas en el mar están incrementándose y el nitrato podría perjudicar más. Dado que los químicos adicionados al agua almacenada, los microbios convertirían el nitrato en gas; desafortunadamente la adición de químicos al agua no sería sin efectos en el metabolismo de los humanos y uno de los gases formados (NO) es un serio contaminante atmosférico.³

Por lo tanto, es necesaria la aplicación de tecnologías avanzadas de tratamiento para alcanzar los niveles estándares de nitrato en un futuro cercano, que sean específicos para el país.

3 OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Comparar los procesos de Electrodialisis, Ósmosis Inversa e Intercambio Iónico y encontrar un mejor esquema para desnitrificar una disolución sintética de NaNO_3 simulando un agua subterránea.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Evaluar la factibilidad de aplicación del proceso de Electrodialisis (E.D.), Ósmosis Inversa (O.I.) e Intercambio Iónico (I.I.) para la remoción de nitratos de una disolución sintética.
- Establecer y evaluar la efectividad de la combinación entre los procesos de E.D., O.I. e I.I para la remoción de nitratos de una disolución sintética.
- Determinar la mejor combinación entre los procesos para la eliminación de los nitratos de de una disolución sintética.

4 FUNDAMENTACIÓN

Debido a la aplicación excesiva de fertilizantes artificiales y estiércol animal sobre la tierra muchas regiones del mundo presentan problemas por el incremento de las concentraciones de nitrógeno en agua subterránea lo que representa un problema significativo a la salud pública, una de las técnicas más prometedoras para la remoción de nitrato sin que haya agua de rechazo es la digestión biológica; sin embargo, la digestión biológica puede contaminar el agua potable con la presencia de residuos orgánicos y llevar a un consumo mayor de cloro para el agua tratada, por lo cual se han desarrollado investigaciones sobre los procesos de Electrodiálisis (E.D.), Ósmosis Inversa (O.I.) e Intercambio Iónico (I.I.). Aunque han mostrado un buen desempeño en la remoción de nitratos de agua subterránea, desafortunadamente, cada uno de ellos tienen sus desventajas por mencionar algunos: baja eficiencia o selectividad, grandes cantidades de residuos o violaciones sanitarias lo que impide su uso en el tratamiento de agua potable.

Diversas investigaciones sobre la remoción de nitratos se han llevado a cabo como se muestra en la Tabla 4.1 donde se observan las eficiencias para diferentes procesos de desnitrificación biológica con diferentes tipos de sustrato, microorganismos y combinaciones con otros procesos de separación.¹³⁻¹⁷ También se han realizado estudios de remoción de nitratos con enzimas inmovilizadas,⁵ aplicación del proceso de electrodiálisis bajo diferentes condiciones de trabajo (membranas, voltajes, caudales, etc.),⁶⁻¹⁰ aplicación de la ósmosis inversa y también haciendo la combinación de la ósmosis inversa con nanofiltración para mitigar el porcentaje de agua de rechazo,^{11,12} estudios del intercambio iónico bajo ciertas condiciones de velocidad, concentraciones y mecanismo de adsorción sobre la resina al igual que con varios tipos de resina.^{35,36} Igualmente se ha estudiado la remoción de nitratos por metales con valencia cero aprovechando su tendencia de donantes de electrones por lo que pueden degradar químicos incluyendo los aniones a través de la reducción,⁴ como el uso de Al para la remoción de nitratos²⁹ y el uso de no metales como es el caso del S, cuya desventaja es el incremento de los iones sulfato (SO_4^{2-}).²⁸

Se han llevado a cabo también estudios de tratamiento *in situ* cuya desventaja es el tiempo en que remueven los nitratos,^{26,27} estudios de diferentes procesos electroquímicos, bio-reactores de membrana y electrodesionización,³¹⁻³⁴ comparación de las eficiencias de los procesos de O.I. I.I. y P.B. (Procesos biológicos),³⁰ y combinación de los diferentes procesos para el

tratamiento del concentrado y regenerante de los procesos de E.D. e I.I. para su posible deposición o reuso sobre todo por un proceso biológico o proceso electroquímico.¹⁸⁻²⁴

Tabla 4.1 Estudios realizados para la desnitrificación de agua subterránea.

Proceso	Conc. NO_3^- (mg/L)		% Remoción.	Tiempo
	Inicial	Final		
Enzimas inmovilizadas (reducción catalítica) ⁵	-	-	50	3 meses
E.D. ⁶	93	32	65	-
E.D. (gran escala) ⁷	120	40	66	-
E.D. ⁸	133	26	80	1 h
E.D. ⁹	90	18	80	20 min
E.D. ¹⁰	420	25	94	150 min
N.F. y O.I. ¹¹	-	-	98 68 rec. agua	-
O.I. ¹²	188	4	98	6 h
Bio-reactor con I.I. ¹³	150	22	85	-
<i>Hallomonas campisalis</i> (reg. I.I.) ¹⁴	500	40	92	45 h
P.B. y M.F. ¹⁵	90	0	100	65 d
Bio-reactor con memb. de I.I. ¹⁶	60	<1	99	-
P.B. en filtro de arena ¹⁷	100	6	94	1 mes (inoc.) 15 d
I.I. y desnitrificación catalítica (reg. I.I.) ¹⁸	90	5	95	10 h
I.I. y P.B. (reg. I.I.) ¹⁹	-	-	70 96	19 d 96 d
E.D. y bio-reactor (concentrado) ²⁰	550	98	82	-
I.I. y electrólisis (reg. I.I.) ^{21,22}	9.1	0.2	98	40 h
E.D. y Bio-reactor (concentrado) ²³	86	25	70	5 d
I.I. y desnitrificación	100	-	>97	-

Proceso	Conc. NO ₃ ⁻ (mg/L)		% Remoción.	Tiempo
	Inicial	Final		
catalítica en 2 etapas (reg. I.I.) ²⁴				
E.D. y bioreactor de membrana (concentrado) ²⁵	558	6.8	99	-
Tubo de membrana y H ₂ ²⁶	72	4	94	20 d
Biodesnitrificación <i>in situ</i> ²⁷	53	29	45	10 d
Columna empacada con S ²⁸	100	4	96	~5 d
Polvos de Al ²⁹	90	36	62	1 h
P.B.	287	10	96	-
I.I.	287	27	90	-
y O.I. ³⁰	221	34	85	-
Red. Elec. Tela de carbon 30% Rh ³¹	73	39	47	40-60 min
Red. electroquímica Electrodos: Aluminio, Hierro, Titanio ³²	100	-	>80	5 h
Bioreactor de membrana ³³	885	4	99	5 d
Electrodesionización ³⁴	135	45	66	210 min
I.I. ³⁵	210	15	92	1 h
I.I. ³⁶	195	1	99	-

P.B. Proceso Biológico

N.F. Nanofiltración

M.F. Microfiltración.

Red. Elec. Reducción electrocatalítica

Con base en lo anterior se puede concluir que el acoplamiento con procesos biológicos para la desnitrificación del agua de rechazo presenta la desventaja de que le lleva mucho tiempo para el tratamiento de este rechazo, además de que es necesario un postratamiento para la eliminación de posible contaminación biológica y no permite una automatización del proceso, por el contrario la combinación con los procesos de I.I. o E.D. al ser sistemas que se pueden automatizar, que no dependen de la temperatura y pueden pararse y ponerse en

funcionamiento al momento que se requiera puede ser una opción para el tratamiento del agua de rechazo del proceso de O.I.

5 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

5.1 Ciclo del agua.

Cerca de 1.3 billones de kilómetros cúbicos de agua se encuentran presentes en la superficie de la tierra, de esta cantidad, 97.5% está presente como agua salada. Sólo el 2.5% es agua dulce de la cual el 1.8% está congelada en la Antártica y Groenlandia. Aunque la hidrosfera contiene una gran cantidad de agua, sólo 0.64% es fresca y se encuentra disponible en ríos, agua subterránea, lagos y pantanos^{37,38,39} (Fig. 5.1).

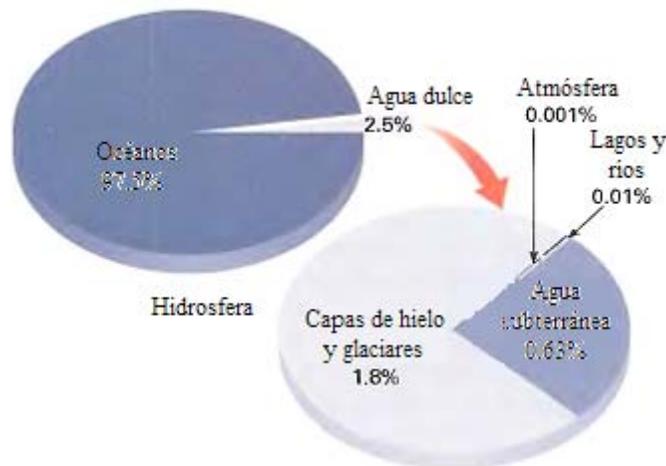


Fig. 5.1 Distribución de agua en la tierra.

El agua presente en la atmósfera (0.001%) en forma de vapor de agua circula por la atmósfera y precipita en diversas formas, entre ellas, lluvia, nieve y granizo.

La precipitación del agua sigue 4 trayectorias:

- El flujo del agua a través de los ríos se le conoce como escorrentía. Aunque esta agua puede parar eventualmente su curso en lagos o pantanos, finalmente casi siempre llega a desembocar al mar.
- El agua puede filtrarse a través de la tierra (geosfera) para ser parte de la reserva subterránea.
- La mayoría del agua remanente se evapora para su regreso a la atmósfera. El agua también se evapora directamente de las plantas mientras respiran, en un proceso llamado transpiración.
- Una pequeña cantidad de agua es incorporada a la biósfera como tejido vegetal y animal.³⁷

5.2 *Agua subterránea.*

Cuando el agua penetra al subsuelo es gradualmente conducida a capas más profundas a través de un fenómeno conocido como percolación. El agua subterránea llena pequeñas grietas y espacios vacíos en el suelo y en el lecho rocoso. El volumen proporcional de estos espacios se conoce como porosidad. De esta manera, el agua adquiere parte de las sales del suelo que se disuelven en ella. La infiltración depende de las características del suelo: en ausencia de vegetación la tierra puede compactarse por el impacto de las gotas de lluvia y formar una capa impermeable que impide que el agua penetre a zonas profundas. Esto es particularmente notable en terrenos arcillosos. Por el contrario, no sucede en terrenos areniscos que son más difíciles de compactar. A la velocidad con la que el agua penetra el suelo se le conoce como ritmo de infiltración, y la máxima velocidad a la que sucede es la capacidad de infiltración.³⁸

5.3 *Nivel freático y acuíferos.*

Cuando llueve gran parte de la lluvia se infiltra hacia el subsuelo. Sin embargo, el agua no desciende indefinidamente ya que a cierta profundidad de unos cuantos kilómetros, la presión de las capas rocosas cierran los poros, haciendo el lecho rocoso tanto impermeable como no poroso. El agua se va acumulando sobre esta barrera impermeable, llenando los poros de las rocas y el suelo por encima de ésta. Esta capa completamente mojada de suelo por encima de la barrera se le conoce como zona de saturación. Al nivel freático se le conoce como la parte superior de la zona de saturación (Fig. 5.2). Un acuífero es un cuerpo de roca o suelo que puede proporcionar económicamente significantes cantidades de agua.³⁷

5.4 *Suministro y demanda de agua.*

La lluvia y la nieve mantienen constante la cantidad de agua en la tierra, así que la cantidad de agua fresca sigue siendo la misma que la de hace 2 siglos. Sin embargo, la demanda se ha incrementado hasta alcanzar, o aun, exceder el abastecimiento en muchos lugares del mundo.³⁷

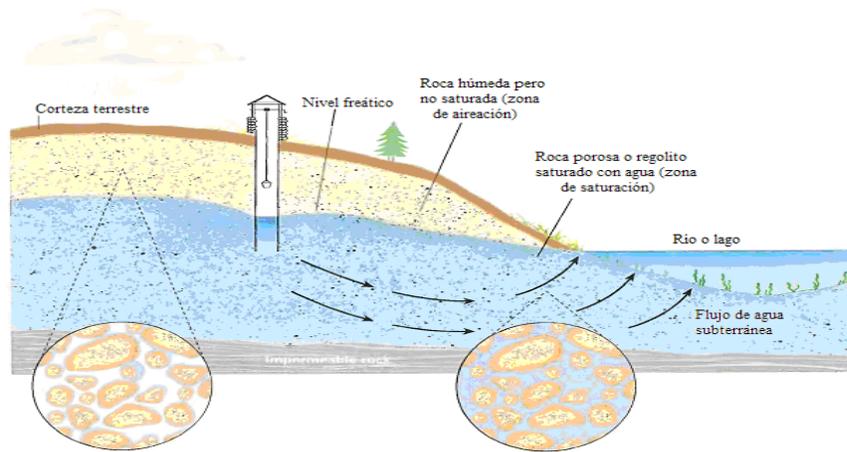


Fig. 5.2 El nivel freático es la parte superior de la zona de saturación cerca de la superficie de la Tierra. Éste intersecta la superficie de tierra en lagos y corrientes y es el nivel del agua estancada en un pozo.

5.5 *La calidad del agua.*

El agua no se encuentra en la naturaleza en su forma químicamente pura, compuesta solamente por moléculas H_2O . Puesto que disuelve ávidamente a la mayoría de los compuestos sólidos, líquidos o gaseosos, en su forma natural se encuentra normalmente impregnada de ellos. Esto en sí es bueno, pues es precisamente el oxígeno disuelto el que permite la vida acuática; los sólidos en disolución modulan su actividad química y son aprovechados por los seres vivos. Es interesante hacer notar que el agua químicamente pura no es apropiada para la vida.

Sin embargo, esta propiedad de disolver compuestos extraños a ella es la que provoca serios problemas de contaminación: los desechos domésticos o industriales incorporados a las masas de agua llegan a hacerla inadecuada y hasta peligrosa para la vida.³⁸

5.6 *El agua y la vida.*

El agua es constituyente necesario de todas las células, animales y vegetales y la vida no puede existir en su ausencia ni siquiera por un período limitado. El agua que contienen los organismos vivos varía entre el 97% en los invertebrados marinos hasta 50% en las esporas. El hombre adulto contiene en su organismo 70% en promedio.

En los fluidos biológicos, tales como la saliva, el plasma y jugos gástricos, el contenido de agua es hasta de 99.5%.

Aproximadamente el 50% del contenido de agua en los organismos se encuentra en las células, 35% en materia no acuosa, 5% en el plasma, y el 10% restante distribuido en el cuerpo. El agua es el disolvente que promueve la digestión, en la que se rompen los carbohidratos y las proteínas. Los lípidos, aunque no cambian químicamente, se solubilizan en el medio acuoso para su asimilación.

Otro papel muy importante que desempeña el agua es el control de la temperatura del cuerpo mediante el aprovechamiento del calor latente del agua. Este proceso impide que existan zonas demasiado calientes o demasiado frías. La reserva de un humano adulto es aproximadamente 45 kg, de los que se pierden entre 300-400 g por la respiración y entre 600-800 g por la evaporación cutánea. Ello disipa un 20% del calor producido por el cuerpo.

Un adulto genera diariamente cerca de 350 g de agua acompañados por la liberación de 1.31 kcal de energía por la combustión de la comida. Esta combustión se produce por medio de una serie de reacciones químicas en las que se forman proteínas de los aminoácidos y glicógeno de la glucosa y en las que resultan hidrógeno y oxígeno que se recombinan en agua. La ingestión de agua y su generación interna por medio de reacciones químicas se acopla con la pérdida del agua por la excreción, transpiración y pérdida de vapor por la respiración para dar lugar al ciclo hidrológico propio de los organismos.

Por lo anterior no es de sorprenderse que un cambio en las propiedades del agua afecte, en algunos casos fatalmente, a los seres vivos.

El agua químicamente pura es inadecuada para la vida por varios motivos. En primer lugar, es extremadamente reactiva y ataca los delicados procesos vitales. Existe además un equilibrio de sales en las células, que el agua químicamente pura rompería con consecuencias fatales, pues tendería a asimilar los sólidos disueltos, extrayéndolos a las células. En el otro extremo, una agua con demasiadas sales tiene un efecto similar por la misma razón.³⁸

5.7 Nitrógeno.

5.7.1 Generalidades.

El nitrógeno molecular posee poca reactividad no así el nitrógeno atómico, mostrando una gran capacidad de combinación. Esa situación se debe a que hay que romper el enlace $N\equiv N$ de gran fortaleza (226.8 kcal/gmol), único entre todas las moléculas diatómicas. Este enlace es

tan estable que priva a la molécula de la capacidad de asociarse hasta consigo misma, como lo muestran sus puntos de fusión y de ebullición tan bajas y cercanas entre sí, y lo confirman sus bajos calores latentes respectivos.

Al romperse sucesivamente el triple enlace para formar compuestos, se pierde cohesión entre los átomos aún enlazados de nitrógeno ($N=N$, 170 kcal/gmol; $N-N$, 38.4 kcal/gmol), aumentando su separación relativa ($N\equiv N$, 1.094 Å; $N=N$, 1.24 Å; $N-N$, 1.47 Å) pero aún así, el enlace $N-N$ es estable como lo muestra su hidruro, el amoníaco.³

El nitrógeno es vital para el crecimiento de las plantas, ya que es parte de todos los constituyentes de las células: la clorofila que es esencial para la fotosíntesis, los ácidos nucleicos, ADN y ARN, las proteínas que incluyen las enzimas las cuales catalizan los procesos biológicos.⁴⁰

La química del nitrógeno es compleja debido a los muchos estados de oxidación que puede asumir y al hecho de que ese cambio en el estado de oxidación puede ser llevado a cabo por organismos vivos. Este cambio en el estado de oxidación producido por las bacterias, puede ser positivo o negativo, dependiendo de las condiciones aeróbicas o anaeróbicas prevalecientes. Desde el punto de vista de la química inorgánica, el nitrógeno puede existir en siete estados de oxidación (Tabla 5.1).

Tabla 5.1 Estados de oxidación de los compuestos de nitrógeno.

Compuesto	Estado de oxidación
NH_3	-III
N_2	0
N_2O	I
NO	II
N_2O_3	III
NO_2	IV
N_2O_5	V

A causa de que los estados I, II y IV, tienen poca importancia en los procesos biológicos, la química del nitrógeno de interés para el medio ambiente, puede resumirse en cuatro estados de oxidación (Tabla 5.2).⁴¹

Tabla 5.2 Compuestos nitrogenados de interés para el medio ambiente.

Compuesto	Estado de oxidación
NH ₃	-III
N ₂	0
N ₂ O ₃	III
N ₂ O ₅	V

Dentro de sus usos principales pueden ser como moderador o diluyente del oxígeno en la respiración, producción de fertilizantes y explosivos, defoliantes y herbicidas, conservación de alimentos, criogenia, atmósfera inerte y gas acarreador en laboratorios químicos.³

5.7.2 Nitrógeno en el medio ambiente.

El nitrógeno gas (N₂) es el componente primario de la atmósfera de la tierra (79% en la atmósfera y 21% en la corteza terrestre) y es extremadamente estable. En la naturaleza, la fijación del nitrógeno atmosférico por vía no catalítica se da a causa de que reacciona con el oxígeno bajo condiciones de alta energía (descargas eléctricas) para formar óxidos de nitrógeno el cual puede formar y precipitar como ácido nítrico (HNO₃). En contraste, por vía enzimática; se lleva a cabo por bacterias y microorganismos nitrificantes localizados en algunas leguminosas, hongos y algas.^{40,42,43} Aunque algunas especies biológicas son capaces de oxidar el nitrógeno gas, el nitrógeno en el ambiente acuático es derivado principalmente de otras fuentes más que del nitrógeno atmosférico.

El nitrógeno es un constituyente de las proteínas, clorofila, y muchos otros compuestos biológicos. Partiendo de la muerte de los animales y plantas, la materia orgánica es reducida a formas más simples por descomposición bacteriana. Las proteínas, por ejemplo, son convertidas a aminoácidos y más adelante reducidas a amoníaco (NH₃). Si se encuentra presente el oxígeno, el amoníaco es oxidado a nitrito (NO₂⁻) por bacterias nitrificantes autotrófas del grupo de las Nitrosomonas y luego a nitrato (NO₃⁻) por bacterias del grupo de Nitrobacter. El nitrato puede ser reconstituido dentro la materia orgánica viva por las plantas fotosintéticas.^{42,44} Por otro lado, los que se producen en exceso, son llevados al agua a través de la percolación en los suelos. Bajo condiciones anaeróbicas los nitritos y nitratos son reducidos por el proceso de desnitrificación.⁴¹

Otras fuentes de nitrógeno en los sistemas acuáticos incluyen las excretas de animales, químicos (particularmente fertilizantes químicos) y descargas de agua residual. Los compuestos de nitrógeno pueden ser oxidados a nitratos por bacterias del suelo y puede ser llevado a las aguas subterráneas por la percolación del agua. En el acuífero, los nitratos se mueven libremente con el flujo del agua subterránea. La contaminación del agua subterránea por nitrógeno de rastos y campos de drenado de tanques sépticos han sido reportados en numerosos casos.

Además de los problemas de sobre enriquecimiento de nutrientes en los cuerpos de agua, el nitrógeno puede tener otras consecuencias. El gas del amoníaco (NH_3) existe en equilibrio con la forma iónica acuosa llamada amonio (NH_4^+).



La concentración del ion hidroxilo del agua, y así el pH, controla la abundancia relativa de cada especie. La oxidación del amoníaco y amonio a nitrato por microbios acuáticos resulta en una demanda bioquímica de oxígeno adicional.

También el nitrógeno fuera de su lugar provoca que crezcan plantas donde no se requieren, notablemente en ríos y lagos. Las algas son plantas unicelulares muy pequeñas que crecen en la superficie sobre cualquier cosa, incluyendo al agua. No son detectables hasta que crecen en exceso, provocando un florecimiento de algas que cuando mueren, la bacteria que las consume usa oxígeno para hacerlo; reduciendo el suministro de oxígeno a otros organismos vivientes tales como peces, los cuales mueren.⁴⁰

5.8 Física y química de las filtraciones de nitrato.

El problema del nitrato sucede porque el agua, usualmente agua de lluvia, se lleva nitrato con ella cuando pasa a través y fuera del suelo. Los nitratos son altamente solubles; el calcio es usualmente el principal ion encontrado en agua retenida en suelos de Inglaterra y el nitrato de calcio es tan soluble que un kg de él se disuelve en un L de agua.

A la mayoría de los suelos templados de agricultura se les agrega cal para asegurarse que no se acidifiquen y sus valores de pH están entre 5.5-8, lo cual implica que los suelos puedan ser ligeramente ácidos o alcalinos. En estas condiciones las partículas de arcilla tienen una carga negativa. Esto significa que los iones cargados positivamente tales como potasio, calcio, magnesio y amoníaco son atraídos a la superficie de la arcilla, pero los iones cargados

negativamente tales como nitrato y cloruros son repelidos (Fig. 5.3). Así, lejos de ser retenido por las partículas de arcilla el nitrato es forzado a mantener su distancia de ellas y se hace más vulnerable a ser arrastradas por el agua.

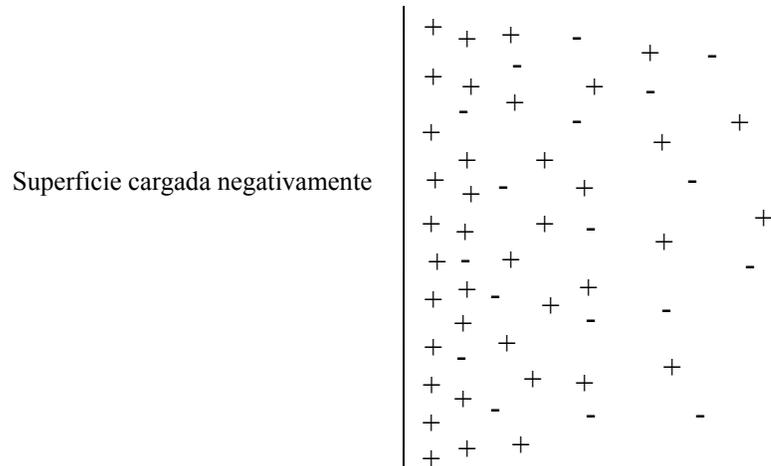


Fig. 5.3 Diagrama simplificado de la distribución de iones cargados negativamente y positivamente cerca de una superficie cargada negativamente.

5.9 *Metahemoglobinemia.*

La toxicidad de nitratos y nitritos se conoce desde el siglo XX. En 1985, se describieron algunas intoxicaciones en ganado y se atribuyeron a la ingestión de nitratos. En 1945, se asoció por primera vez la methemoglobinemia fatal en un infante con la ingestión de agua de pozo contaminada por nitratos. Desde entonces hasta 1979, se había reportado cerca de dos mil casos similares en todo el mundo, aproximadamente el 10% de los cuales causaron la muerte de los afectados.² Un estudio mostró que sólo 1060 casos han sido publicados aunque muchos otros no han sido claramente reportados. Otros han ocurrido notablemente desde un brote en Hungría, donde 1353 casos ocurrieron entre 1976 y 1982 (Tabla 5.3).⁴⁰

Es importante destacar que el agente responsable de esta enfermedad son los nitritos y debido a que éstos se forman naturalmente a partir de los nitratos. El factor determinante en la incidencia de esta enfermedad es la concentración de nitratos en el agua y los alimentos.^{40,2}

Aparentemente, la baja acidez en el tracto intestinal infantil permite el crecimiento de bacterias nitrato reductoras que convierten el nitrato a nitrito, el cual es absorbido dentro del sistema sanguíneo. El nitrito tiene mejor afinidad por la hemoglobina que el oxígeno y así reemplaza al oxígeno en la sangre. El cuerpo es limitado de oxígeno esencial, y en casos

extremos, la víctima se sofoca. La falta de oxígeno resulta en una coloración azulada del cuerpo, debido al envenenamiento por nitratos. Este es referido como el síndrome del “niño azul”, aunque el término correcto es metahemoglobina.⁴²

Tabla 5.3 Algunos casos de metahemoglobina y concentración asociada de nitrato en agua.

Fuente	País	Casos	NO ₃ ⁻ (mg/L)
Comly (1945)	E.E.U.U.	2	388,619 283-620
Choquette (1980)	E.E.U.U.	1	1200
Bush y Meyer (1982)	E.E.U.U.	1	545
Johnson <i>et al.</i> (1987)	E.E.U.U.	1	665
Swing y Mayno-White (1951)	Reino Unido	2	200(P)
Acheson (1985)	Reino Unido	14	>100
Deak (1985)	Hungría	95 1258	40-100 >100
Hye-Knudsen (1985)	Dinamarca		200(P)

En todos los casos fueron asociados a agua de pozos. Los pozos fueron excavaciones privadas en 98% de los casos.

(P) Agua con contaminación por bacterias.

Datos obtenidos a través del Global Environmental Monitoring System (GEMS) indican que el 10% de los ríos en el mundo tenían concentraciones de nitratos en exceso del límite permisible que recomienda la Organización Mundial de la Salud (OMS). Los estudios de GEMS indican que, en Europa, el 5% de los ríos presentan concentraciones de nitratos hasta 45 veces mayores que la concentración natural.²

5.10 Toxicocinética

Los principales riesgos del consumo de nitrato en altas cantidades son la metahemoglobinemia y la formación de nitrosaminas que son consideradas carcinogénicas. El nitrato al llegar al intestino grueso a través de la sangre se convierte rápidamente -en parte por microorganismos fecales- en nitrito, y debido a que es muy reactivo se absorbe en la sangre. El nitrato también puede ser convertido a nitritos a través de la saliva por reducción bacteriana dependiendo de la

microflora oral. Una vez en la sangre, el nitrito reacciona con el ión ferroso (Fe^{2+}) de la desoxihemoglobina, formando metahemoglobina en la cual el hierro se encuentra en estado férrico (Fe^{3+}), por lo que es incapaz de transportar el oxígeno (Fig. 5.4).⁴⁵ Por otro lado los nitritos pueden reaccionar con las aminas de las proteínas formando nitrosaminas las cuales son carcinogénicas y pueden afectar al estómago, al esófago, y al hígado.^{2,46}

El cáncer de estómago ha sido asociado con altas concentraciones de nitrato en el agua potable. El nitrito producido a partir del nitrato puede reaccionar en el estómago con un compuesto orgánico llamado amina secundaria que proviene del desglose de la comida. El resultado de su unión (Fig. 5.5) sería un compuesto N-nitroso.⁴⁵ Desafortunadamente, el compuesto N-nitroso puede causar cáncer debido a que altera ciertas bases del ADN.⁴⁰

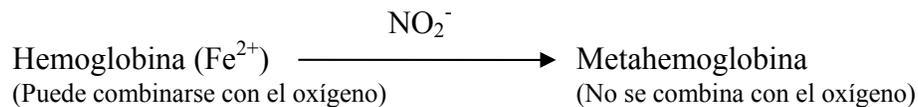


Fig. 5.4 Formación de metahemoglobina.

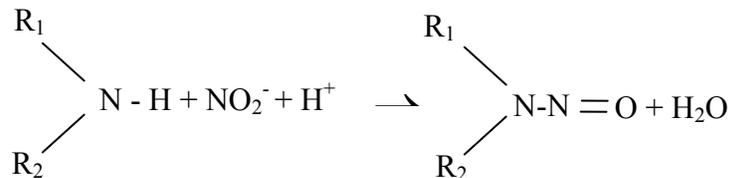


Fig. 5.5 Formación de un compuesto N-nitroso.

Las siguientes condiciones favorecen la reducción de nitratos a nitritos:

- pH elevado del estómago.
- Cierta flora microbiana intestinal
- Aclorhidria gástrica
- Algunas gastroenteritis graves

La Tabla 5.4 muestra algunos síntomas de acuerdo a la concentración de metahemoglobina presente en la sangre. También la proteína de la hemoglobina puede oxidarse, causando su desnaturalización y la hemólisis de eritrocitos y, finalmente anemia hemolítica.

En dosis altas, el nitrito es un fuerte vasodilatador, a causa de su acción relajante sobre el músculo liso vascular, por lo que puede causar hipotensión y shock.

Algunos experimentos en animales muestran que puede causar efectos mediatos y transplacentarios. Sin embargo, no se han demostrado de manera suficiente los efectos teratogénicos y fetotóxicos.²

Tabla 5.4 Signos y síntomas de Metahemoglobinemia.

Conc. de metahemoglobina (%)	Síntomas y signos
10-20	Cianosis central de tronco y extremidades, usualmente es asintomática.
20-45	Signos y síntomas de hipoxia: depresión del SNC (dolor de cabeza, mareo, fatiga, debilidad, letargia), síncope, disnea.
45-55	Coma, arritmia, colapso, convulsiones.
>70	Alto riesgo de muerte.

5.11 Poblaciones en riesgo.

Los niños menores de tres años están en riesgo de desarrollar metahemoglobinemia aguda cuando se les alimenta con leche en polvo que ha sido preparada con agua de pozos rurales, que muy frecuentemente se haya contaminada con nitratos. Esto se debe a:

- El pH del tracto intestinal en los bebés es mayor que en niños mayores y adultos.
- El mecanismo fisiológico de defensa basado en la reductasa no está completamente desarrollado en los menores de tres meses de edad.
- En lactantes, una proporción de la hemoglobina se encuentra como hemoglobina fetal, la cual se oxida con mayor facilidad que la hemoglobina de los adultos.

En mujeres embarazadas, el nivel de metahemoglobina aumenta del normal (0.5 a 2.5%) a un máximo de 10.5% en la semana 30 del embarazo, y declina después del parto. Por lo tanto, las mujeres embarazadas pueden ser más sensibles a la inducción de metahemoglobinemia por nitritos o nitratos alrededor de la trigésima semana de embarazo.

En EE.UU. se calcula que entre el 1 y 2% de la población puede estar ingiriendo nitratos en cantidades que exceden la concentración máxima recomendada por la Agencia de Protección al Ambiente de los EE. UU. (EPA por sus siglas en inglés). Se ha calculado que más de 600 mil hogares consumen agua de pozos domésticos contaminados por nitratos.

Los responsables de los sistemas públicos de aprovisionamiento de agua deben vigilar las concentraciones de nitratos periódicamente. Esto no ocurre en los pozos rurales, por lo que las poblaciones rurales son las que están en mayor riesgo.

En 1990, la EPA encontró que cerca del 1.2% de los pozos comunitarios y de 2.4% de los pozos rurales para uso doméstico contenían nitratos por arriba del límite máximo permitido.²

5.12 Características fisicoquímicas y química ambiental.

Los iones nitrato (NO_3^-) y nitrito (NO_2^-) son aniones inorgánicos de origen natural que forman parte del ciclo del nitrógeno (Fig. 5.6). La atmósfera contiene naturalmente un 79% de nitrógeno, mediante un proceso llamado fijación del nitrógeno, este gas se transforma en nitratos y se combina con otras sustancias para formar compuestos orgánicos nitrogenados que utilizan plantas y animales. Las plantas obtienen sus compuestos nitrogenados a través de sus raíces. Los animales del consumo de tejidos vegetales que previamente lo han fijado. En ambos casos, el nitrógeno se emplea para elaborar las macromoléculas llamadas proteínas.

Cuando las plantas y animales mueren, sus cuerpos se degradan por la acción bacteriana (reductores), y a partir de los compuestos nitrogenados, se forma amoníaco. Otras bacterias transforman al amoníaco en nitratos y, otras más, intervienen para degradar los nitratos y liberar el nitrógeno en forma gaseosa, (proceso de desnitrificación).^{2,46}

La contaminación del agua natural por compuestos de nitrógeno es un problema creciente tanto en los mantos freáticos y cuerpos de agua de la superficie terrestre. Esto se ha relacionado esencialmente a la intensa actividad de la agricultura y la industria lo que ha ocasionado que haya casos donde se rebasan los estándares de calidad de agua para beber.

Las especies de nitrógeno más importantes en el agua están presentes como NO_3^- en presencia de oxígeno y NH_4^+ en ausencia de oxígeno mientras que el nitrito tóxico NO_2^- puede estar presente como forma intermedia. El nitrato puede ser un nutriente para las algas contribuyendo al crecimiento de algas en exceso.⁴⁶

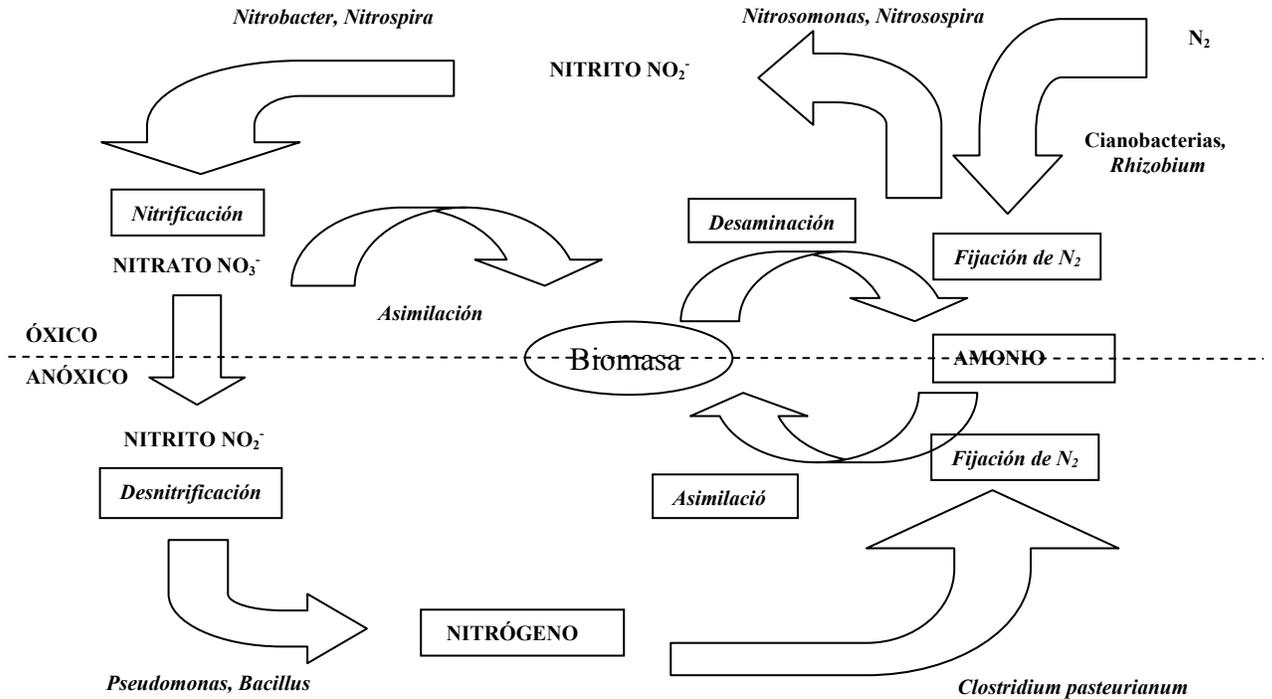


Fig. 5.6 Ciclo del nitrógeno.

Principalmente el nitrato de sodio es encontrado en depósitos minerales. Los compuestos nitrogenados exigen una demanda de oxígeno debido a que los compuestos orgánicos de nitrógeno bajo condiciones ambientales favorables se convierten en nitrógeno amoniacal. A veces, el nitrógeno amoniacal se oxida a nitrito y finalmente a nitrato. En consecuencia, se consume el oxígeno disuelto presente en las aguas receptoras, causando un efecto perjudicial en el medio ambiente, la flora y la fauna.⁴⁷

5.13 Fuentes urbanas de nitratos.

El nitrato ha sido relacionado a actividades agrícolas debido al uso de fertilizantes. Sin embargo, hay otras fuentes de nitrato relacionados al desarrollo urbano que pueden incrementar las concentraciones de nitrato en el agua subterránea. Estudios en los últimos 5 años han encontrado que las concentraciones de nitrato en algunos acuíferos urbanos son similares o aún más altas que aquellas que rodean las áreas de agricultura.

Unos de los orígenes incluyen aguas residuales y fugas principales, tanques sépticos derrames industriales, suelo contaminado, relleno sanitario, ríos o canal de infiltración, fertilizantes utilizados en jardines, construcción de casas, tormenta de agua y recarga directa. Los orígenes de nitrógeno en el ambiente urbano son una mezcla de fuentes puntuales (rellenos sanitarios, trabajos de gasificación de carbón) fuentes multipuntos (goteo de alcantarillas) y fuentes difusas (de posición atmosférica, construcción de casas y áreas de recreación).

5.13.1 Fugas de suministro de agua y alcantarillado.

Fugas de suministro de agua y alcantarillado proveen el más alto porcentaje de la recarga de agua a los acuíferos fundamentalmente en muchas ciudades a través del mundo; a causa de instalaciones incorrectas o deterioro a través de tiempo o temblores. Pocos estudios han intentado cuantificar la carga de contaminante y recarga de fugas del alcantarillado. Algunos ejemplos publicados son mayoritariamente de Alemania. En Hanover, 5-Mm³/año de aguas residuales entran al acuífero. Se estima que más de cien Mm³/año de agua residual se filtra del alcantarillado dañado de la superficie en Alemania. Por otro lado fugas en la red principal es casi un hecho inevitable para las compañías de suministro de agua y pérdidas del 20% son consideradas de rutina en Reino Unido. Para Liverpool, se calcula una fuga de 36.5 Mm³/año equivalentes a una recarga de agua subterránea de 180 mm/año. En la ciudad de Amman, Jordania la fuga del sistema de suministro de agua es aproximadamente de 24 Mm³/año.⁴⁰ En Notting Ham en el Reino Unido se han llevado a cabo una serie de investigaciones en agua subterránea urbana, cuyos resultados en las fugas de la red principal de agua fueron del 37% (7.7 kg N/ha año) y de las fugas en alcantarillas del 13% (2.7 kg N/ha año).⁴⁸ Así mismo, en Metro Manila y Yakarta se observó una alta contaminación por nitratos debido a fugas de alcantarillado.⁴⁹

5.13.2 Lugares de deposición de aguas residuales.

Lugares de deposición de aguas residuales comprenden pozos, tanques sépticos y letrinas. La concentración de nitrógeno total en efluentes de un sistema típico de tanques sépticos varía de 25 a 60 mg/L, siendo el amoníaco la mayor parte del total, 20-55 mg/L como amoníaco y menos de 1 mg/L como nitrato. Los iones de amonio en los efluentes pueden ser oxidados a

nitratos los cuales pueden ser transportados al subsuelo debajo del tanque séptico y subsecuentemente al agua subterránea.

Una amenaza más grande a la calidad del agua subterránea es el uso de letrinas debido a la descarga de desperdicios sin pretratamiento. Las excretas humanas contienen casi 5 kg N/año per cápita. Por lo tanto la alta densidad poblacional juega un rol importante en el impacto de este método de deposición.

5.13.3 Desecho animal.

En los suburbios de las ciudades de países en desarrollo es común que la gente tenga algunos animales de granja para consumo o comercialización. Por ejemplo, hay aproximadamente 60,000 vacas en la zona metropolitana de la ciudad de México. Excretas, estiércol y orina producida por los animales constituyen una fuente potencial de contaminantes tales como nitrato, potasio y bacterias. Los cuales pueden entrar al agua subterránea por canales de agua de lluvia o ríos, cuencas de recarga o recarga directa. Un estudio realizado en Long Island, EE.UU., estimaron una carga pequeña de 9 kg N/ha año de perros y gatos en un zona habitacional.⁴⁸

Las excretas de los animales, por ejemplo, un novillo de 450 kg excreta alrededor de 43 kg de nitrógeno/año, por lo que la cría intensiva de animales de cualquier tipo (bovinos, porcino o aves) es una fuente importante de nitrógeno, la mayoría de la cual se transforma en nitratos.^{2,50} Otro aporte relacionado es la contaminación que puede originarse en algunas fosas sépticas, especialmente en los pozos más profundos. Basándose en los casos arriba mencionados los desperdicios de animal pueden ser una fuente significativa de nitrato al agua subterránea urbana.

5.13.4 Tierra contaminada.

El terreno contaminado, tales como rellenos sanitarios abandonados, sitios de producción de gas o industriales abandonados aportan una cantidad significativa de nitrógeno al agua subterránea. Los rellenos sanitarios son considerados una fuente mayor de contaminantes y sus impactos en la calidad del agua subterránea ha sido extensivamente reportada en las últimas cuatro décadas. En el Reino Unido, se estima que hay al menos 5,000 rellenos sanitarios

cerrados. El lixiviado tiene un alto contenido de nitrógeno, compuestos orgánicos y metales pesados. Las concentraciones típicas de nitrógeno son amonio, 0-1,250 mg/L; nitrato, 0-9.8 mg/L y nitrito, 1.5 mg/L. En Nigeria, las concentraciones máximas de nitrógeno en muestras de agua subterránea cercanos a los vertederos fueron entre 84 y 124 mg/L.

Los desperdicios de plantas productoras de gas se disponen sobre la tierra creando una contaminación seria al suelo y al agua subterránea por compuestos orgánicos e inorgánicos. Se han encontrado concentraciones de amoníaco en el lixiviado en el intervalo de 50-1,000 mg/L. Existen aproximadamente 10,000 sitios relacionados en la gasificación de carbón en el Reino Unido y como en el caso de los rellenos sanitarios la mayoría de ellos están en el área urbana. Un ejemplo de terreno contaminado surgido de la industria son los complejos militares involucrados en la producción y demolición de explosivos, propulsores y pirotécnicos. Estos son fuentes potenciales de numerosos contaminantes del agua subterránea incluyendo al nitrato. El nitrato se forma por la biodegradación y combustión de explosivos tal como el ciclotrimetileno-trinitramina ($C_6H_6N_6O_6$) comúnmente conocido como RDX, exógeno o clionita. Varios lugares y algunas industrias abandonadas se hayan identificadas en EE.UU. y las concentraciones de nitrógeno en el agua subterránea de estos lugares tienen un intervalo de 20 a 200 mg/L.⁴⁰ En Notting Ham las cargas por terreno contaminado alcanzan el 38% (8.0 kg N/ha año) del total.⁴⁸

5.13.5 Industria.

Los compuestos de nitrógeno son usados ampliamente en procesos industriales. Algunos ejemplos de usos industriales son el plástico y tratamientos de metal, materiales sin tratar para la industria textil, contrachapado, limpieza doméstica y la industria farmacéutica. Los compuestos de nitrógeno predominantes usados en la industria son amoníaco, ácido nítrico, urea y nitrato de amonio. La contaminación por nitratos puede resultar de un manejo inadecuado, deposición o uso de estos compuestos.^{2,48}

5.13.6 Interacción Río-Acuífero.

La contaminación de acuíferos por ríos o canales sin recubrimiento portadores de agua altamente contaminada ha sido reportada en diferentes sitios del mundo. Hay dos factores que

dirigen a la contaminación del acuífero por un río; primeramente, el río ha recibido una proporción alta de agua residual cruda o tratada, y como segundo factor el río infiltra el agua al acuífero. Usualmente, el segundo factor ocurre cuando las estaciones de bombeo están cerca del río. La mayoría de los reportes publicados de contaminación en acuíferos o ríos son acuíferos cársticos, cuando están conectados hidrológicamente. La interacción río-acuífero no es particularmente un asunto urbano, excepto que la contaminación de los ríos producida por fuentes urbanas tales como aguas residuales y efluentes industriales.

5.13.7 Deposición atmosférica.

Las emisiones de nitrógeno a la atmósfera pueden ser en su forma reducida u oxidada. Las formas oxidadas son generadas la mayoría de las veces por máquinas de carro e industria (NO_x) y las especies reducidas (amoníaco) son debido a la agricultura. Estas forman pueden ser depositadas y arrastradas por escorrentía, la deposición atmosférica puede contribuir un promedio de 40-45% de nutrientes. El Departamento del Ambiente ha cuantificado emisiones y deposiciones de nitrógeno en el Reino Unido, los intervalos de deposición más altos de 10 a 20 kg N/ha año están en las zonas con mayor cantidad de lluvia.^{40,2}

5.13.8 Uso de fertilizante urbano (jardines, campos de recreación y horticultura domésticas).

El nitrato se disuelve en el agua con rapidez y se encuentra en la mayoría de las aguas naturales y con gran importancia en agua almacenada en rocas porosas. La concentración de nitrato en estas aguas naturales se ha incrementado constantemente durante los últimos 30 años. Este incremento ha coincidido con el incremento en el uso de fertilizantes nitrogenados por agricultores en Londres como se muestra en la Fig. 5.7. En la Fig. 5.8 se muestra la concentración de nitratos presente en algunos ríos de Reino Unido. La Comunidad Europea (CE) ha impuesto un límite de 50 mg/L para el nitrato en agua potable.

Cuando se quiere relacionar el nitrato en el agua a pérdidas de nitrógeno del suelo, es mejor pensar en el nitrato sin el oxígeno asociado, esto es, N mejor que NO_3^- . El divisor para convertir una concentración de nitrato a concentración de nitrógeno de nitrato es 4.427, y el

límite de la CE de 50 mg/L para el nitrato se convierte en un límite de 11.3 mg/L de nitrógeno de nitrato.⁴⁰

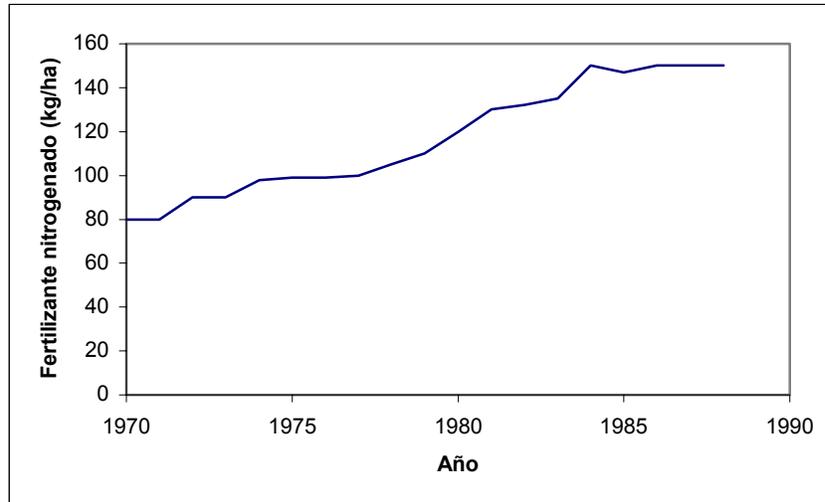


Fig. 5.7 Uso de fertilizante nitrogenado en función del tiempo (Londres).

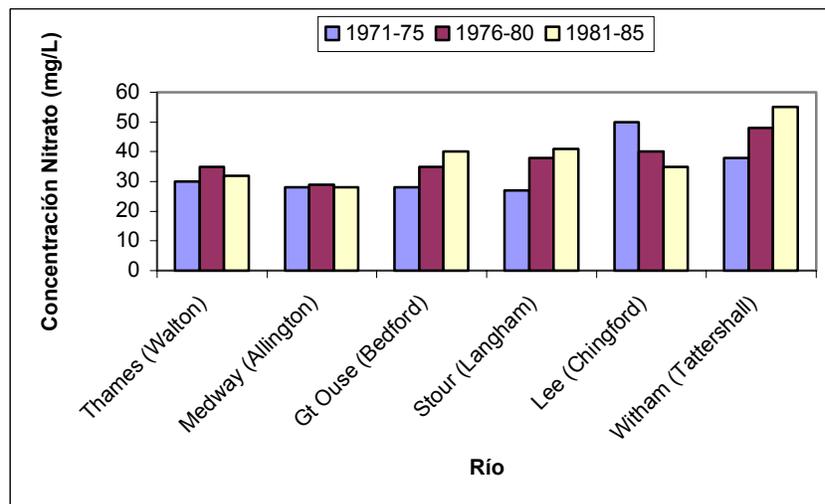


Fig. 5.8 Concentración de nitrato en ríos de la Comunidad Europea.

Los fertilizantes nitrogenados pueden ser de cuatro tipos:

- a) Nítricos: aportan el nitrógeno entre el 11% y el 16% en forma de nitratos.
Ejemplo: NaNO_3 , KNO_3 .
- b) Amónicos: aportan el nitrógeno con alrededor del 21% en forma de amonio.
Ejemplo: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$.

- c) Amónicos y nítricos: aportan el nitrógeno entre el 20% y 34% en forma de nitratos y amonio. Ejemplos: NH_4NO_3 , $\text{Ca}(\text{NH}_4)_2$ y $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$.
- d) De Amidas: aportan en nitrógeno entre el 21% y 45% en forma de amidas. Ejemplo: urea y cianamida de calcio.

El uso de fertilizantes ha aumentado notoriamente en los últimos años llegando a aplicar hasta 550 kg/ha de suelo cultivable por año en los países desarrollados mientras que en México y Cuba se aplican 44 kg/ha y 77 kg/ha respectivamente.⁵⁰ En zonas agrícolas, los fertilizantes nitrogenados son la fuente principal de contaminación con nitratos de los acuíferos poco profundos, de los cuales proviene la mayoría del agua de bebida de las poblaciones rurales.

En Jamaica ha sido necesario cancelar el uso de más de 50% de las fuentes de agua subterránea, mientras que en Argentina, se calculan que alrededor de 10 millones de habitantes están expuestos a altos contenidos de nitrato en el agua.²

El uso de fertilizantes en jardines, pasto residencial y campos de recreación tales como campos de golf han sido identificados como una de las fuentes del nitrato en acuíferos urbanos. En un estudio llevado a cabo en Alemania, los investigadores encontraron que los jardines de casa con una cubierta de 3.5% del área total en estudio fue responsable del 27% de la cantidad total de nitrógeno lixiviado.

También se ha determinado el impacto de la horticultura en agua subterránea donde se han encontrado concentraciones altas de nitrógeno en el desagüe debajo de la zona de la raíz (71-209 mg/L) y 9-80 mg/L en agua subterránea poco profunda, por otra parte se ha encontrado que el valor medio de nitrógeno mineral en el suelo de 527 kg/ha en una profundidad de 60 cm en invernaderos, mostrando el alto potencial de contaminación sobre el acuífero subyacente.^{2,50}

Algunos casos reportados de contaminación causados principalmente por el uso intensivo de fertilizantes se han llevado a cabo en Marruecos con concentraciones por encima de 400 mg/L de nitratos en algunos pozos localizados en Kourimat,⁵¹ en China con concentraciones por encima de los 89 mg/L de nitratos, en el Valle del Paraíso de Arizona se encontraron concentraciones de hasta 132 mg/L de nitratos, en Iowa las concentraciones excedieron a 45 mg/L en acuíferos someros (<3m) sobre todo durante los períodos de bajo flujo del río en el otoño y el invierno. La infiltración de los nitratos en los acuíferos someros fue evidente,

debido al uso de amoníaco anhidro. En Carolina del Sur, en el condado de Pierce, en el acuífero de Ogalla al oeste de Texas se han encontrado altas concentraciones de nitratos en el caso del condado de Pierce las altas concentraciones fueron durante el invierno cuando la infiltración de la lluvia disolvió y lixivió los nitratos.^{50,52} En el sureste de Buenos Aires, Argentina también se han reportado concentraciones de nitratos por encima del aceptado para los niveles de agua potable en 36% de los pozos analizados.⁵³ En el Valle de Huamantla, Tlaxcala en México las concentraciones de nitratos sobrepasaron los 45 mg/L sobre todo en la temporada de sequía.¹ También en el estado de Yucatán se han encontrado altas concentraciones de nitratos, de 106 municipios estudiados 21 superaron los 45 mg/L destacando el municipio de Kopomá con 224.63 mg/L.⁵⁴

5.13.9 Agua de lluvia.

En el drenaje de carreteras pueden originarse compuestos de nitrógeno de una variedad de fuentes, estas fuentes incluyen deposición atmosférica, descomposición de la materia orgánica, dispersión de fertilizantes de terreno de agricultura colindante y menos frecuente derrames accidentales de material que contenga nitrógeno como fertilizantes, biosólidos, etc. A pesar de que se han reportado casos de contaminación de agua subterránea por contaminantes sobre carreteras, el agua de lluvia no es una fuente importante de contaminación por nitrógeno debido a sus bajas concentraciones de nitrógeno, como se muestra en la Tabla 5.5.

5.13.10 Construcción de casas.

El mezclado del suelo durante la construcción de casas incrementa la aireación del suelo y la mezcla de las fuentes de nitrógeno y carbono con los microorganismos del suelo. La actividad microbiana del suelo en condiciones favorables lleva a una acumulación de nitrato a causa de los procesos de mineralización y nitrificación. El nitrato será lixiviado por el agua si no es utilizado por las plantas. El promedio de la posible pérdida de nitratos de lugares bajo construcción fue estimado como 59 kg N/ha año.

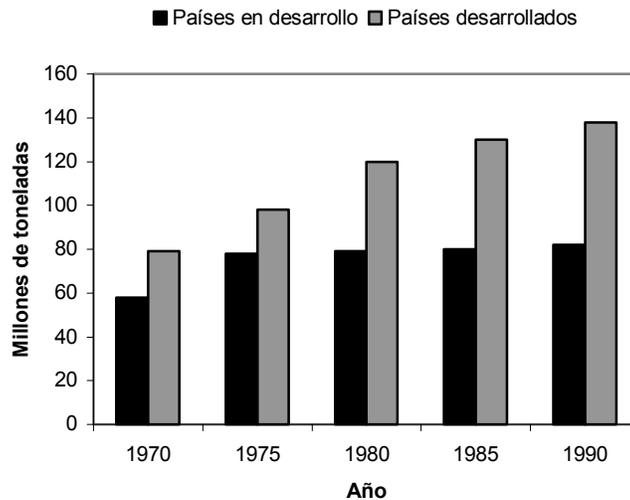


Fig. 5.9 Representación gráfica del aumento en el consumo mundial de fertilizantes con el tiempo.

Las fuentes urbanas de nitrógeno pueden tener un alto impacto en agua subterránea debido a la alta concentración de las fuentes posibles en un área más pequeña que el suelo de agricultura. La Tabla 5.6 analiza las fuentes identificadas de nitrógeno para una variedad de acuíferos urbanos alrededor del Mundo. Los ejemplos en la Tabla 5.5 y Tabla 5.6 muestran que el nitrógeno en aguas subterránea urbana puede ser similar o aun más alta que las concentraciones en áreas rurales.

No obstante, la magnitud de contaminación dependerá de muchos atributos urbanos y naturales de la ciudad tales como geología, clima, tipos de industria, densidad de población, condiciones y ubicación de la red de aguas residuales.⁴⁸

5.13.11 Otras fuentes

Vegetales como la lechuga, coliflor, espinaca y brócoli, así como los tubérculos y raíces comestibles, tabaco, son fuentes de nitratos.

Otra posible fuente es el nitrito de sodio que se usa como agente anticorrosivo en líquidos de enfriamiento y los gases nitrosos para soldadura.

Diversos procesos químicos como la producción de colorantes diazóicos, el tratamiento de superficies metálicas y diferentes tratamientos galvanoplásticos, se utilizan o se generan nitritos. En la Tabla 5.7 se resumen las principales fuentes de exposición a nitratos y nitritos.²

Tabla 5.5 Resumen de algunas investigaciones publicadas sobre fuentes urbanas de nitrógeno de agua subterránea.

Fuente	Carga (kg N/ha.año)	Conc. Efluente (mg N/L)		Conc. Agua subterránea cercana (mg N/L)		Ubicación
		NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	
Fuga de suministro de agua y cadena de deposición. Fugas alcantarillado	123 19 3	55 30	2		4-10 5 Sup: 10 Prof: 12	Rastatt, Germany (Eiswirth and Höltze, 1997) Munich, Germany (Merkel et al., 1988) Nottingham, UK (Barrett et al., 1999; Yang et al., 1999)
Goteo tubería principal	8.3		5.6			Nottingham, UK (Barrett et al., 1999; Yang et al., 1999)
Deposición local agua residual Tanques sépticos	100 47.5		25 68		10-30	Mérida, México (BGS, 1995) New England, USA (Gold et al., 1990)
Suelo contaminado Rellenos Sanitarios	3300-4400 290-5700	1000-1350 90-305 270-672	2-2.5 <0.1-7	6.4-67.5 0-40 17-35	0.04-0.2 0-1.4 <0.1-1	Greece (Fatta et al., 1999) Zagreb, Croatia (Mikac et al., 1998; DoE, 1995) USA (Murray et al., 1981)
Planta de gas	54000	9956		285	107	Mansfield, UK (Davidson and Lerner, 1998)
Interacción río-acuífero					Aumenta de 1.8 a 5 en 8 días	Arkansas, USA (Sophocleous et al., 1988)
Deposición atmosférica	5-35					UK (DoE, 1994)
Fertilizante urbano	210 1-55	0.02-0.59	0.85-5.37 0.1-18.9			Perth, Australia (Sharma et al., 1996) USA (Zinder et al., 1984)
Agua de lluvia Carreteras y calles Urbano Descongelante aeródromo	3.2-4.6 0.7-8-7 1245	 0.1-3.5 143	1.4-3.3 0.37-1.07 0.0-2.7		1-3	USA and Europe (Luker and Montague, 1994) Texas, USA (Barreto et al., 1998) USA and Europe (Makepeace et al., 1995) Newcastle, UK (Turnbull and Bevan, 1995)
Construcción de casas	59		48-303			Nottingham (Wakida, 2002)

Tabla 5.6 Fuentes identificadas de nitrógeno en áreas urbanas.

Continente, país, ciudad	C. en agua sub. (mg N/L)	Eliminación Agua residual	Fuga tubería municipal	Fuga alcantarilla	Suelo contaminado (eliminación basura rellenos sanitarios)	Industria	Interacción río-acuífero	Const. casas	Uso urbano fertilizantes	Referencia
América										
USA										
Minnesota	1-21	*								Woodwart et al. (1984)
Long Island, NY	0.1-3 (a)								*	Flipse et al. (1984)
México										
DF		*		*	*	*	*			Mazari and Mackay (1993)
Tijuana, BC	0.5-50	*								Guzman Garcia (1998)
Mérida, Yuc.	10-30	*								BGS (1995)
Bolivia										
Sta. Cruz	10-40 (s) 5-25 (p)	*								BGS (1994)
Argentina										
Azul	9(a)	*								Usunoff and Varni (1995)
Bermuda	25-35 (no colectada)	*		*						Thomson and Foster (1986)
	5-10 (colectada)									
Europa										
Francia										
Narbonne	1-34	*				*				Razack et al. (1988)
Reino Unido										
Birmingham	2-21			*	*	*		*	*	Ford and Tellam (1994)
Nottingham	10 S; 12 P:		*	*	*	*		*	*	Barret et al. (1999); Yang et al. (1999)
Alemania										
Hannover	1-17			*	*				*	Mull et al. (1992)
Turkia										
Eskisehir	3.23 (a)	*				*				Kacaroglu and Gunay (1997)
Asia										
India										
Lucknow	10-130	*								Sahgal et al. (1989)
Madras	3-226	*		*			*			Somasundaram et al. (1993)
Karnataka	9-112	*								Ramaraju et al. (1999)
Tailandia										
Hat Yai	2-22						*			BGS (1994)
Corea del Sur										
Taejon	2-9 (a)	*		*	*					Jeon (2001)
Israel										
Israel	6-25	*								Burg and Heaton (1998)
África										
Senegal										
Dakar	24-70	*			*					Cisse et al. (2000)
Zambia										
Lusaka	15-18	*			*	*				Nyambe and Maseka (2000)
Nigeria										
Lagos	0-64 16 (a)	*			*	*				Adelana et al. (2003)

(a) Promedio; (s) superficial; (p) profundo

Tabla 5.7 Algunas fuentes de nitratos y nitritos.

Agente	Fuente/uso
NITRATOS/NITRITOS INORGÁNICOS	Agua de pozos contaminados Conservadores de productos cárnicos Algunos vegetales Tratamiento con base en plata para quemaduras Sales de uso industrial Contaminantes de los tanques de óxido nitroso para anestesia
NITRITOS ORGÁNICOS Nitritos de butilo e iso-butilo Nitrito de amilo Nitroglicerina	Propelentes para desodorantes de habitaciones Inhalantes en equipo antidotos para cianuros Medicamentos orales, sublinguales o transdérmicos para el tratamiento de angina.
OTROS Nitrobenceno Anestésicos locales Sulfonamidas Fenazopiridina Antimaláricos Sulfonas Productos de la combustión	Disolventes industriales, limpiadores de armas Benzocaína, lidocaína, propitocaína, prilocaína Medicamentos antibacterianos Piridium Cloroquina, primaquina Dapsone Incendios, incineración

5.14 Límites permisibles.

La Organización Mundial de la Salud (OMS) recomienda una concentración máxima de 45 mg NO_3^-/L ,⁴⁰ este mismo límite ha sido aceptado por la EPA. En EE.UU. se ha propuesto un límite máximo de NO_2^- de 3.29 mg/L. La mayoría de los países han adoptado estos valores en sus normas. En México la Secretaría de Salud recomienda un valor de 45 mg/L de concentración máxima.⁵⁵

5.15 Agua en México.

En México el 69% del recurso del agua se encuentra en el sureste del país y el 31% en el resto del país siendo zonas áridas y semiáridas. En total se cuenta con 653 acuíferos de los cuales 101 están sobreexplotados debido a que se tiene una extracción mayor que su recarga.³⁹

Del agua suministrada a nivel nacional, estimada en 324.5 m³/s, aproximadamente 206 m³/s (63%) provienen de fuentes superficiales y los 118.5 m³/s restantes (37%) se obtienen de fuentes subterráneas de los cuales cerca del 24% son para abastecimiento público.

5.15.1 Grado de presión sobre el recurso hídrico.

En el país se utiliza el 17% del volumen de disponibilidad natural media de agua, sin embargo, en la porción norte se utiliza más del 40% de la disponibilidad natural media, lo que se considera por la Organización de las Naciones Unidas (ONU), como una fuerte presión sobre el recurso hídrico.³⁹

5.15.2 Aguas Subterráneas.

Para fines de administración del agua, el país se ha dividido en 653 acuíferos, de los cuales, hasta el 2008 se han registrado 282 acuíferos con disponibilidad de agua subterránea.³⁹

Del agua subterránea se extrae el 75% que es utilizada por los habitantes y el 25% restante de las aguas superficiales.⁵⁶

5.15.3 Sobreexplotación de Acuíferos.

A partir de la década de los 70's ha aumentando sustancialmente el número de acuíferos sobreexplotados, de: 32 en 1975, 36 en 1981, 80 en 1985, 97 en 2001, 102 en 2003, 104 en el 2004 y 104 en el 2006. Sin embargo, en el año 2007 se redujo el número a 101 (Fig. 5.10). De éstos se extrae casi el 60% del agua subterránea para diversos usos.³⁹

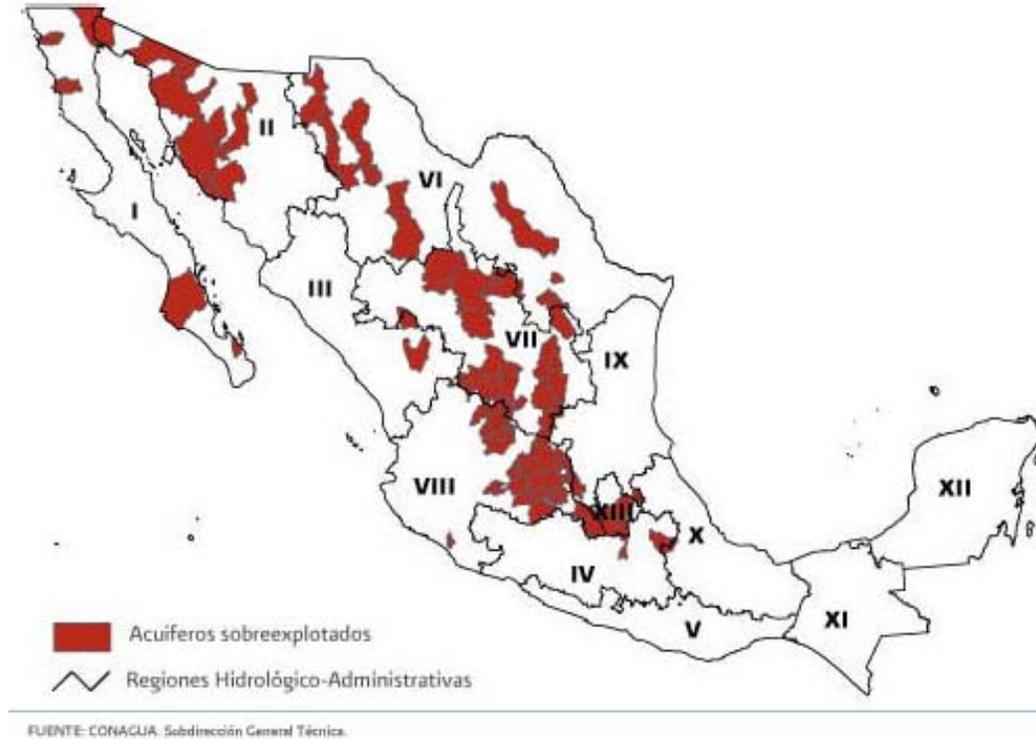


Fig. 5.10 Acuíferos sobreexplotados por Región Hidrológico-Administrativa, 2007.

5.15.4 Uso para abastecimiento público

En este rubro se incluyen los usos público urbano, doméstico, las industrias y servicios que toman agua de las redes municipales de agua potable, definidos en el Artículo 2 del Reglamento de la Ley de Aguas Nacionales. En donde el doméstico sólo representa el 0.4% del volumen de agua empleada Fig. 5.11.

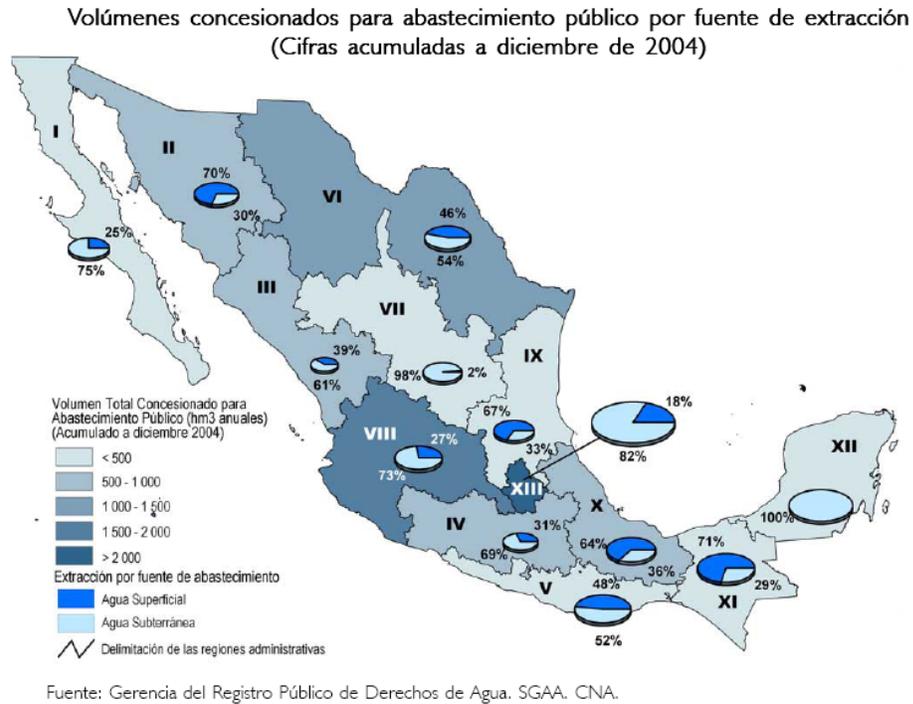


Fig. 5.11 Distribución del uso del agua nacional.

5.16 Conclusiones.

- El consumo de agua con altas concentraciones de nitratos representa un problema de salud además de ser perjudicial al medio ambiente.
- Las concentraciones de nitratos en agua subterránea en áreas urbanas y zonas rurales en algunos casos son similares o más altas.
- Las principales fuentes de contaminación por nitratos de los acuíferos en áreas urbanas son la disposición de agua residual y residuos sólidos.
- Se ha reportado que la población de países en desarrollo como México, Cuba, Jamaica y Argentina están expuestos a altas concentraciones de nitratos en el agua.
- En México se han reportado concentraciones en el agua subterránea por encima de 45 mg/L en Tlaxcala, 220 mg/L en Baja California y concentraciones de aproximadamente 225 mg/L en Yucatán.
- Por lo anterior, la importancia del tratamiento de agua subterránea recae en la poca disponibilidad de agua dulce y la gran dependencia de agua subterránea como agua potable.

5.17 *Sistemas de remoción de nitratos.*

5.17.1 **Tecnología de membranas.**

De forma general se considera que una membrana es un sistema que se caracteriza por el hecho de que la relación espesor/superficie es muy pequeña respecto a las fases macroscópicas que separa, ejerciendo sobre las mismas un control selectivo de transferencia, tanto de masa como de energía.

Cuando las disoluciones se encuentran separadas por una membrana deben pasar a través de ésta, se presentan dos mecanismos de paso perfectamente diferenciados.

Por una parte, la disolución en una de las caras de la membrana de algunos de los especímenes implicados en el proceso, que se libera en la otra, dando lugar a una disolución de la fase externa. Como segundo mecanismo se debe considerar el paso a través de los poros que forman parte de la estructura interna de la membrana.

Cualquiera que sea el mecanismo, se entiende que el proceso de transferencia, debe estar condicionado tanto por las características propias de la membrana, como por las propiedades físicas de las disoluciones implicadas.

La transferencia de masa a través de las membranas puede ser debida a diversos factores: difusión de las moléculas, flujo de convección, campo eléctrico, o gradientes de temperatura, presión o concentración, de forma aislada o combinada.

Tomando en cuenta diversos parámetros físicos asociados a los fenómenos de transporte y difusión de membranas, es posible establecer los siguientes principios:

- La *diferencia de presión* entre fases separadas por una membrana da lugar a un flujo de volumen, y puede separar especies químicas, siempre que las permeabilidades hidrodinámicas en la membrana de las distintas especies, sea lo suficientemente diferente.
- Un *gradiente de concentración* a través de la membrana da lugar a un flujo de masa, que puede separar diferentes especies químicas, siempre que los coeficientes de difusión de éstas, a través de la membrana, tengan valores diferentes.
- Una *diferencia de potencial* eléctrico a través de una membrana provoca un flujo de masa, que separa diferentes especies químicas con carga eléctrica,

siempre que los coeficientes de movilidad de éstas, a través de la membrana, tengan valores diferentes.

Por lo anterior cabe inferir que las membranas no son sino barreras de tipo selectivo sobre los fenómenos de transporte de masa y energía entre diversas fases.

Independientemente del tipo de membrana (porosa o no porosa), se consideran dos técnicas de filtración, tal y como indica la Fig. 5.12.

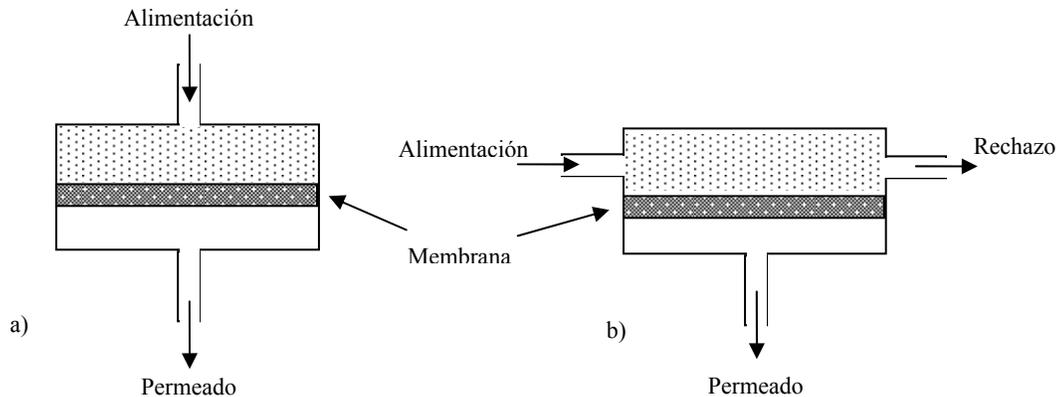


Fig. 5.12 Técnicas de filtración: a) Filtración convencional, b) Filtración tangencial.

La filtración convencional es aquella que se efectúa perpendicularmente al medio filtrante, dando lugar a un único flujo de salida denominado permeado. Por el contrario, en la filtración tangencial, la alimentación fluye de manera paralela a la membrana de tal forma que una parte atraviesa la membrana dando lugar al permeado y la otra arrastra las partículas no filtradas generando un nuevo flujo denominado rechazo.

Según el parámetro fisicoquímico las membranas pueden clasificarse de diferentes formas, como se expone en la Tabla 5.8. También se puede clasificar de acuerdo a su espesor en membranas gruesas las cuales tienen un tamaño microscópico ($< 1 \mu\text{m}$). Por el contrario, las membranas consideradas como delgadas son aquellas cuyo espesor tiene dimensiones comparables a las de las moléculas. De acuerdo con la estructura, son membranas porosas aquellas cuyo soporte sólido tiene poros perfectamente definidos. Para estas membranas, los procesos de transporte y separación se efectúan mediante un tamizado puro y están construidas de diversos materiales tales como óxidos metálicos, grafito o diversos polímeros.

Por su parte y, según sean los tamaños de los poros, cabe establecer una subclasificación como de poro ancho (diámetro entre los 10 μm y 50 μm) y poro fino (diámetro entre 1 nm y 10 nm). Las membranas densas o semipermeables no disponen de poros sino que, en ellas, el flujo de alimentación, pasa a través de la propia materia de la membrana dando lugar a una separación molecular. Esta cualidad hace que a este tipo de membranas se las denomine también, como membranas selectivas, teniendo una aplicación directa en la separación de mezclas de líquidos o de gases, o en procesos de desalación por ósmosis inversa.

Tabla 5.8 Clasificación de las membranas.⁵⁷

Atendiendo a	Tipos
Estructura	Simétricas Asimétricas
Naturaleza	Integrales Compuestas de capa fina
Forma	Planas Tubulares Fibra hueca
Composición química	Orgánica Inorgánica
Carga superficial	Neutras Catiónicas Aniónicas
Morfología de la superficie	Lisas Rugosas

5.17.2 Ósmosis inversa.

Aunque los fenómenos osmóticos se conocen desde hace más de 200 años, los primeros experimentos relacionados a la presión osmótica en función de la temperatura y la concentración del soluto se estudiaron a finales del siglo XIX por Pfeffer.⁵⁸

La ósmosis inversa (O.I.) consiste en forzar el paso de una disolución a través de los poros de una membrana semipermeable, que al aplicarle una presión permite el paso del agua pero no del soluto. El material de la membrana semipermeable es de acetato de celulosa. El diámetro del poro está en función del soluto a remover.

5.17.3 Principio de la ósmosis inversa

El principio de la ósmosis inversa se muestra en la Fig. 5.13 a) El disolvente fluye espontáneamente a través de la membrana semipermeable. En la Fig. 5.13 b) se muestra la condición de equilibrio. En este momento la altura del líquido que se ha desarrollado a consecuencia del flujo del disolvente a través de la membrana es igual a la presión osmótica, el flujo del disolvente se detiene. En la Fig. 5.13 c) se muestra el efecto de la fuerza superior al valor de la presión osmótica. El flujo del disolvente se invierte, desde el compartimento que contiene la disolución con soluto al compartimento de agua. Este fenómeno se denomina ósmosis inversa. En el tratamiento de agua potable mediante ósmosis inversa, el afluente contaminado se pone en contacto con una membrana adecuada a una presión superior a la presión osmótica de la disolución. Bajo condiciones favorables, el agua con una mínima cantidad de contaminantes pasa a través de la membrana mientras que los contaminantes disueltos se concentran en el compartimento. Este concentrado, que posiblemente sea una mínima fracción del volumen total del agua a tratar, se descarga. Se obtiene agua purificada en el otro compartimento.⁴⁶

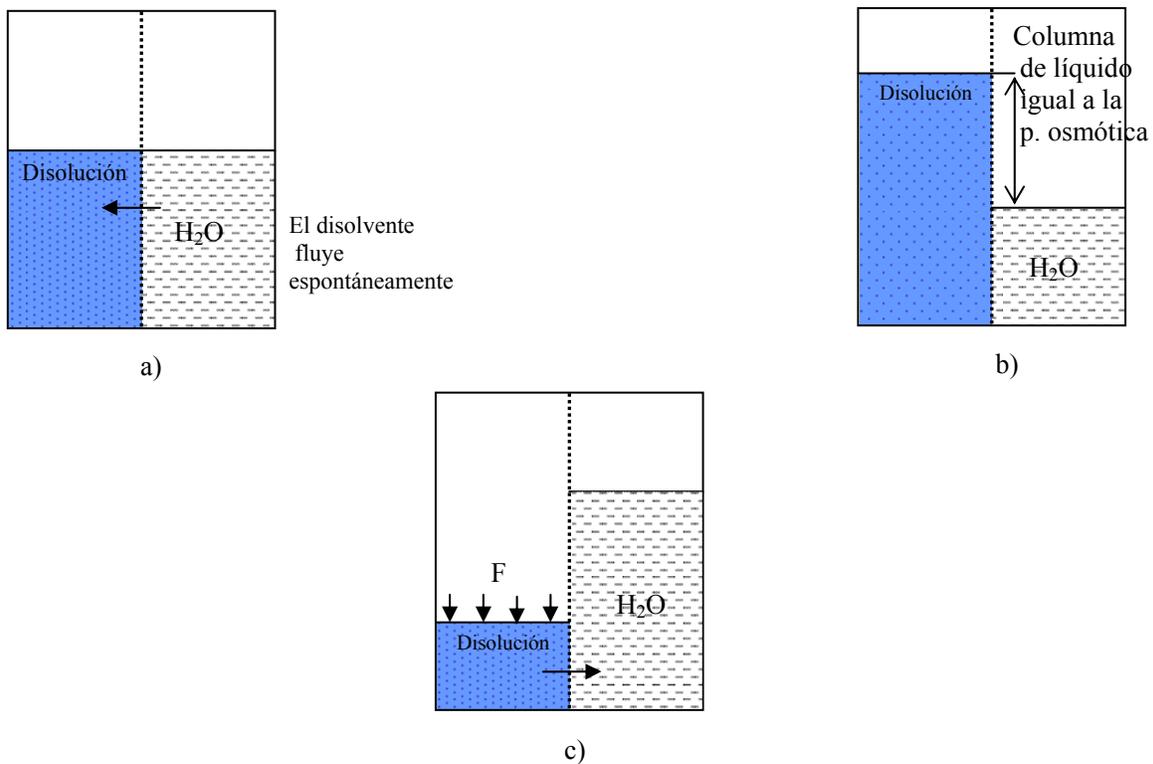


Fig. 5.13 Principio de la ósmosis inversa. a) Ósmosis directa. b) Condición de equilibrio. c) Ósmosis inversa

5.17.4 Preparación de membranas de ósmosis inversa.

Muchos materiales tienen características semipermeables. Se han utilizado como materiales semipermeables el solidón, los celofanes, el vidrio poroso, vidrios finamente molidos y precipitados inorgánicos como ferrocianuro de cobre, fosfatos de zinc y uranilo. Todos éstos, tienen la desventaja de que se generan grietas por lo que presentan una selectividad de corta duración y una baja uniformidad de producción.

Las membranas de acetato de celulosa (AC) semipermeables presentan una mejor calidad hasta la fecha.

Tomando en cuenta la clasificación según la composición química, se denominan como membranas orgánicas a aquellas en las que la capa activa del proceso se fabrica a partir de un polímero o de un copolímero de tipo orgánico. Concretamente para las membranas de ósmosis inversa, los polímeros o copolímeros utilizados en la fabricación de las mismas y de utilización práctica son:

- a) *Acetato de celulosa (AC)*. Su fabricación se realiza partiendo de celulosa de madera o de algodón a la que se somete a un proceso de acetilación. Entre sus principales inconvenientes se pueden mencionar que requieren presiones altas de trabajo, disminución de la calidad del permeado conforme aumenta el tiempo de trabajo, así como la posibilidad de que se produzca una disolución de la propia membrana.
- b) *Triacetato de celulosa (TAC)*. Respecto a las membranas AC, su comportamiento a la hidrólisis es sensiblemente mejor, lo que le permite trabajar con valores de pH mayores.
- c) *Poliámidas aromáticas (PA)*. Presentan una mejor compactación y un comportamiento a los oxidantes algo mejor, su desventaja es que no pueden trabajar con valores de pH bajos.
- d) *Poliéter-urea*. Presentan ventajas del tipo de ausencia de hidrólisis, dificultada a biodegradarse, alto porcentaje de rechazo de sales, etc. Tienen el inconveniente de tener un alto costo y ser muy sensibles a la presencia de agentes oxidantes.
- e) *Poliacrilonitrilo*. Presentan buena respuesta a la presencia de disolventes de tipo orgánico, para las sales no resultan eficaces como las de poliamidas aromáticas.
- f) *Polibencimidazola*. Buena resistencia a valores de pH extremos y a la mayor parte de los productos químicos.

- g) *Polipiperacidamidas*. Presentan una mayor resistencia a los ataques del cloro como de otros oxidantes comparándolas con las de poliurea y poliamida. Su capacidad de rechazo es mayor para los iones divalentes y para los monovalentes tiene baja capacidad de rechazo.
- h) *Polifurano sulfonado*. Se deterioran fácilmente ante la presencia de oxidantes aunque con características de permeado excelentes.
- i) *Polisulfona sulfonada*. Surgieron de la necesidad de que presentan una mejor resistencia ante el cloro. La capacidad requerida se obtiene incorporando a los polímeros el suficiente número de grupos sulfónicos que permita conseguir el efecto deseado.

En la Tabla 5.9 se presenta un resumen de algunas de las membranas de O.I., existentes en el mercado, según su composición química.⁵⁷

Tabla 5.9 Membranas de ósmosis inversa.

Parámetros a considerar	Celulósicas	Poliamida		Poliéter-urea
		Lineal	Entrecruzada	
Permeabilidad	Alta	Baja	Alta	Alta
Rechazo de Cl ⁻ % Baja presión	75	96	98	97.5
Media p.	95-97.5	96	98.2	99
Alta p.	99	99.4	99.4	99.2
Rechazo de nitratos	85	88-94	98	94
Rechazo de sílice	90-93	88-94	98	95
Presión de trabajo (bar) Baja	16	16	10	16
Media	30	30	20	25
Alta	60-70	70-84	60-70	56-70
Hidrólisis	Sí	No	No	No
Biodegradabilidad	Sí	No	No	No
pH de trabajo	4.5-6.5	4-9	4-11	5-10
Resistencia a cloro libre	< 1 ppm	0 ppm	1,000 ppm	0 ppm
Resistencia óxidos fuertes	Media	Media	Regular	Muy mala
Carga superficial	Neutra	Aniónica	Aniónica	Catiónica
Morfología superficial	Lisa	Lisa	Muy irregular	Irregular
Capacidad de ensuciamiento	Bajo	Medio	Alto	Bajo

Parámetros a considerar	Celulósicas	Poliamida		Poliéter-urea
		Lineal	Entrecruzada	
Compactación	Alta	Alta	Baja	Baja
T. máxima de trabajo °C	35	40	45	45

5.17.5 Mecanismo flujo capilar-sorción preferencial en la ósmosis inversa.

La separación mediante ósmosis inversa es el resultado sinérgico de los fenómenos interfacial y de transporte del fluido bajo presión a través de poros capilares. En un modelo conceptual del mecanismo para la recuperación de agua dulce a partir de aguas salobres, la disolución está en contacto con una membrana porosa, la superficie de la cual tiene una porción preferencial hacia el agua y/o una repulsión preferencial hacia el soluto. Por flujo, bajo presión, se efectúa una separación continua de agua interfacial preferentemente adsorbida a través de los capilares de la membrana. La capa de agua adsorbida preferentemente en la interfase es de naturaleza monomolecular, y proviene de la interacción entre la tensión superficial interfacial y la adsorción del soluto.

Para obtener una separación y permeabilidad máxima, este modelo se basa en el concepto de diámetro crítico de poro, que es igual al doble del espesor de la capa de agua interfacial preferentemente adsorbida.

5.17.6 Caracterización del funcionamiento de las membranas.

Dos parámetros básicos para caracterizar los sistemas de ósmosis inversa son 1) la producción de agua purificada por unidad de área de membrana (flujo de agua) y 2) la calidad del producto, esto es, pureza del agua purificada (factor de rechazo).

5.17.7 Flujo de agua.

Es la cantidad de producto recuperado por día por unidad de área de membrana. En trabajos de campo se emplean para las unidades (l/dm^2), mientras que para ensayos de laboratorio se emplean unidades (g/cm^2).

El flujo a través de la membrana específica se determina por 1) características físicas de la membrana (espesor, composición química y porosidad), y 2) condiciones del sistema, como la temperatura, la presión diferencial a través de la membrana, la concentración salina de las disoluciones que tocan la membrana y la velocidad de alimentación moviéndose a través de la membrana.

5.17.8 Factor de rechazo.

La mejora de la calidad entre las corrientes de alimentación y de producto se expresa cuantitativamente mediante el factor de rechazo, definido como:

$$f = (C_F - C_P) / C_F \quad \text{Ecuación 5-1}$$

donde f es el factor de rechazo (adimensional); C_F la concentración de soluto en la disolución y C_P la concentración de soluto en el producto.

Es decir que si $f = 0.9$ entonces $C_P = 0.1 C_F$, esto es, que el producto contiene la décima parte de concentración de soluto en la alimentación; por lo tanto el 90% del soluto ha sido rechazado por la membrana. Las concentraciones C_F y C_P pueden estimarse mediante la determinación de los sólidos disueltos totales. Considerando al soluto como un electrolito, el análisis se lleva a cabo mediante medidas de conductividad. Así la capacidad de la membrana para rechazar solutos es un problema que depende de una continua combinación de características físico-químicas del soluto, de la membrana y del agua. Las propiedades del soluto que tienen mayor influencia en el rechazo de especies de compuestos determinados son: 1) valencia, el rechazo aumenta con la carga del ión; 2) tamaño molecular, el rechazo aumenta con el tamaño molecular del soluto; y 3) tendencia al enlace de hidrógeno, la permeabilidad aumenta con la intensidad del enlace hidrógeno. La capacidad de una membrana para rechazar sales disminuye con el tiempo de operación.

5.17.9 Presión osmótica.

La presión osmótica de una disolución (Π), para un tanto por ciento de concentración C , se define por la relación:

$$\Pi = CRT \quad \text{Ecuación 5-2}$$

siendo R la constante de los gases ideales y T el valor de la temperatura en grados absolutos.

Dado que el tanto por ciento de la concentración es función de la concentración molecular de los elementos disociados y el grado de disociación en equilibrio, la presión osmótica es una característica de la disolución y aumenta conforme lo hace ésta.

5.17.10 Calidad de un sistema de ósmosis inversa.

Se considera la eficiencia de un sistema de O.I. como la producción de permeado, medida como los litros de permeado que el sistema produce en un día.

Otra forma de medir la eficiencia de un sistema es considerar el valor denominado proporción de recuperación y que se define como la cantidad de agua producida como permeado, dividida por la del agua de alimentación y multiplicada por cien. Este parámetro también recibe el nombre de rendimiento o conversión.

$$\text{Rendimiento (o conversión)} = \tau = \frac{\text{permeado}(L)}{a.\text{cruda}(L)} \times 100 \quad \text{Ecuación 5-3}$$

Cuando se tiene en cuenta el valor de sólidos disueltos totales (SDT), un método para medir la eficacia del sistema es considerar el valor de la proporción de rechazo o tanto por ciento de sales que no atraviesan la membrana.

$$\text{Proporción de rechazo} = \rho = \frac{SDT(\text{cruda}) - SDT(\text{permeado})}{SDT(\text{cruda})} \quad \text{Ecuación 5-4}$$

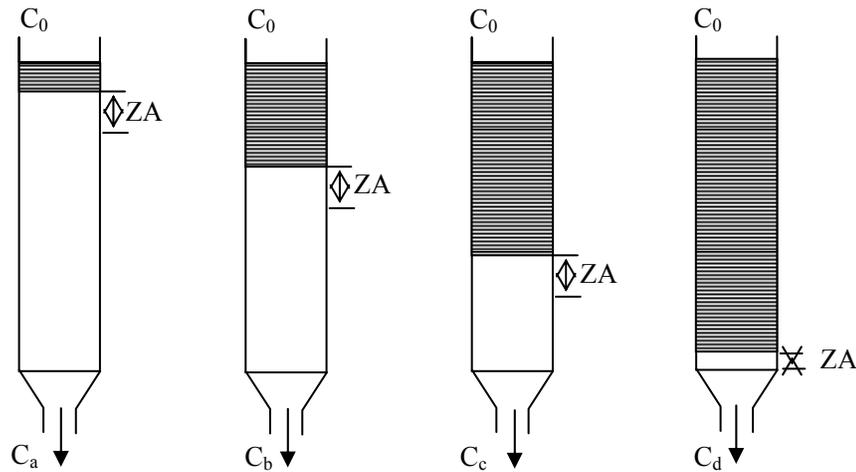
Las ecuaciones anteriores se basan en el modelo de “disolución –difusión” según el cual, cada componente de la disolución a tratar se disuelve en la membrana, difundándose como consecuencia de las diferencia de concentración y de presión a ambos lados de la misma.⁵⁷

5.18 Intercambio Iónico.

Es un proceso en el que los iones se mantienen unidos en grupos funcionales sobre la superficie de una resina por fuerzas electrostáticas que se intercambian por iones de una especie diferente en disolución.^{46, 59} Generalmente, son resinas sintéticas de estireno.

5.18.1 Resinas de intercambio iónico.

Hasta los años 40 las zeolitas naturales eran los únicos intercambiadores de iones. La capacidad de intercambio era relativamente baja, lo que limitaba la posibilidad económica del proceso en su aplicación. A partir de entonces, las zeolitas naturales han sido sustituidas por resinas sintéticas tales como estireno y divinil-benceno (DVB). Estas resinas son polímeros insolubles a los que se añaden grupos básicos o ácidos mediante reacciones químicas. El número total de grupos funcionales por unidad de peso (o unidad de volumen) de resina determina la capacidad de intercambio, mientras que el tipo de grupo funcional determina la selectividad iónica. Las partículas de las resinas tienen un diámetro de 0.5 mm aproximadamente. Pueden construirse curvas de ruptura para las resinas intercambiadoras de iones. En la Fig. 5.14 se muestra el punto de ruptura que se alcanza a una concentración del efluente (C_c). En el punto C_d (el lecho está casi agotado). Las concentraciones C_c y C_d se eligen normalmente para el 5 y 95%, respectivamente, de la concentración del afluente C_0 .



Curva ruptura de una resina de intercambio iónico

ZA - Zona de adsorción

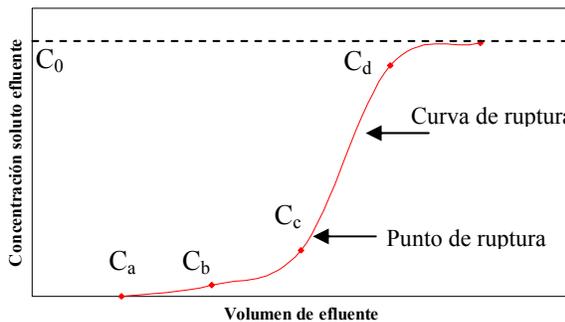
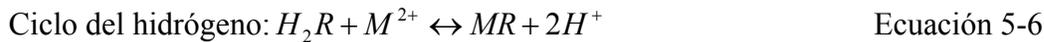


Fig. 5.14 Curva de ruptura de resina.

Se pueden usar intercambiadores catiónicos que separan los cationes disueltos intercambiándolos por iones sodio (ciclo del sodio) o por iones hidrógeno (ciclo del hidrógeno); la separación se representa por las ecuaciones siguientes [(R indica la resina y M el catión (por ejemplo, Cu^{2+} , Ca^{2+} , Na^+)].



Los cationes quedan retenidos sobre la resina y se produce un efluente ablandado. Este efluente ablandado contiene principalmente sales de sodio (si se emplea el ciclo del sodio) o ácido (si se emplea el ciclo del hidrógeno).

Una vez que la resina es agotada, debe regenerarse. Antes de la regeneración, la columna debe lavarse a contracorriente para eliminar los depósitos de sólidos. La regeneración consiste en el paso a través de la columna de una disolución de salmuera (NaCl para el ciclo del sodio) o de una disolución ácida, normalmente H_2SO_4 o HCl (para el ciclo del hidrógeno).

Las reacciones de regeneración de los ciclos sodio e hidrógeno son las que se presentan en las ecuaciones 5-7 y 5-8.

Las concentraciones típicas del regenerante son del 2-5% en peso. Como se indica en la Ecuación 5-7, el residuo regenerante está formado por sales catiónicas. Esta corriente residual supone del 10-15% del volumen de afluente tratado antes de la ruptura. A continuación de la regeneración el lecho del intercambiador se lava con agua para separar el regenerante residual.

R. Residuo
regenerada regenerante



o bien,

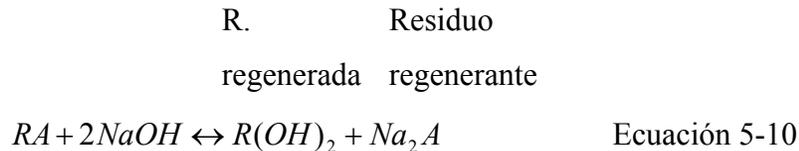


Las resinas de intercambio catiónico en el ciclo del hidrógeno son de ácidos débiles o fuertes. La mayoría de las resinas ácidas empleadas en el tratamiento de la contaminación del agua son resinas con ácidos fuertes.

Los intercambiadores aniónicos separan aniones de una disolución intercambiándolos por iones oxhidrilo. La separación viene representada por la Ecuación 5-9 en la que A representa un anión.



De esta forma, los aniones se eliminan de la disolución. La regeneración se hace después de la ruptura, normalmente precedida por lavado a contracorriente para eliminar los depósitos de sólidos. Los regenerantes normalmente usados son hidróxido de sodio y amonio. La reacción es:



o bien,



Las concentraciones normales de regenerante son del 5 a 10% en peso (%p).

Normalmente los intercambiadores aniónicos y catiónicos se usan en serie. Mediante una selección adecuada de los intercambiadores de iones, pueden resolver varios problemas de naturaleza inorgánica en las aguas residuales. Los intercambiadores aniónicos son bases fuertes o débiles.

5.18.2 Diseño de las columnas de intercambio iónico.

5.18.2.1 Clasificación de las resinas de intercambio iónico.

Cinco tipos de resina de intercambio iónico sintéticas son usadas actualmente: catiónicas de ácido fuerte, catiónicas de ácido debil, aniónicas de base fuerte, aniónicas de base débil y resinas quelantes selectivas de metales pesados. Las propiedades de estas resinas se muestran en la Tabla 5.10.⁵⁹

Tabla 5.10 Clasificación de las resinas de intercambio iónico.

Tipo de resina	Características
Catiónica ácido fuerte	Se comporta de manera similar a un ácido fuerte, y son altamente ionizadas tanto en forma ácida (R-SO ₃ H) y sal (R-SO ₃ Na), sobre el rango completo de pH.
Catiónica ácido débil	Tienen un grupo funcional ácido débil (-COOH), típicamente un grupo carboxílico. Se comporta como los ácidos orgánicos que son levemente disociados.
Aniónica base fuerte	Son altamente ionizadas, tienen grupos funcionales de base fuerte como el OH, y pueden usarse sobre el rango completo de pH. Son utilizadas en la forma de hidróxido para la desionización del agua.
Aniónica base débil	Tienen grupos funcionales de base débil donde el grado de ionización es dependiente del pH
Quelante selectiva de metales pesados	Se comportan como las resinas catiónicas de ácido débil, pero presentan un alto grado de selectividad por los cationes de metales pesados. El grupo funcional en la mayoría de estas resinas es el EDTA (ácido etilendiaminotetraacético), y la estructura de la resina en la forma de sodio es R-EDTA-Na.

5.18.2.2 Capacidad de intercambio en las resinas.

Las capacidades de las resinas se expresan normalmente en forma de iones separados por unidad de volumen de lecho (p.e. equivalentes/l o equivalentes/m³ de resina). Las capacidades de intercambio se expresan en función del peso equivalente de CaCO₃, por unidad de volumen o por unidad de peso del lecho. (p.e. kg CaCO₃/m³ de resina, kg CaCO₃/kg de resina).

El consumo de regenerante se expresa en unidades de peso por unidad de volumen de lecho (p.e. kg H₂SO₄/m³). El grado de capacidad teórica alcanzado (con respecto a la resina fresca)

depende del peso de regenerante empleado. Se toma en consideración un balance económico entre el grado de capacidad teórica alcanzado y el peso de regenerante ($\text{kg regenerante/m}^3$ de volumen de lecho). La capacidad de intercambio de la columna aumenta con el peso del regenerante utilizado.

Después de la regeneración, el lecho intercambiador se lava con agua para separar el regenerante residual. Se expresa en litros de agua por litros de resina (intervalo normal de 10 a 30 L de agua/L de resina).

5.19 Electrodiálisis.

En electrodiálisis los componentes iónicos de una disolución son separados a través de membranas semipermeables selectivas de iones.^{59,47}

La separación es llevada a cabo en un equipo en forma de filtro prensa a la cual se le aplica corriente directa a través del reactor, que se encuentra separado por capas verticales de membranas de intercambio catiónico y aniónico colocadas intercaladamente, las membranas catiónicas son permeables a los cationes y las membranas aniónicas son permeables a los aniones.⁶³ Una vez que se aplica una diferencia de potencial los cationes se desplazan al cátodo y los aniones se desplazan hacia el ánodo (Fig. 5.15). Los cationes y aniones se concentran en un compartimento y ambos dejan el compartimento adyacente. Así, los compartimentos de agua concentrada en sales (mayor cantidad de iones) alternan con los compartimentos donde las sales han sido removidas (diluido). El agua concentrada de sales puede ser recirculada para prevenir la acumulación excesiva de sales.⁴⁶

5.19.1 Teoría de Electrodiálisis.

El elemento básico para construir una pila de membranas de electrodiálisis es el par de celda, compuesto por una membrana de intercambio aniónico, un espaciador del concentrado, una membrana de intercambio catiónico y un espaciador para el agua desmineralizada.⁶⁰

A este conjunto de celdas se le denomina módulo de electrodiálisis, en el cual puede haber hasta 500 celdas de dos compartimentos. También existen aparte de la configuración de dos compartimentos, los de tres y cuatro compartimentos, los que siguen el mismo principio.

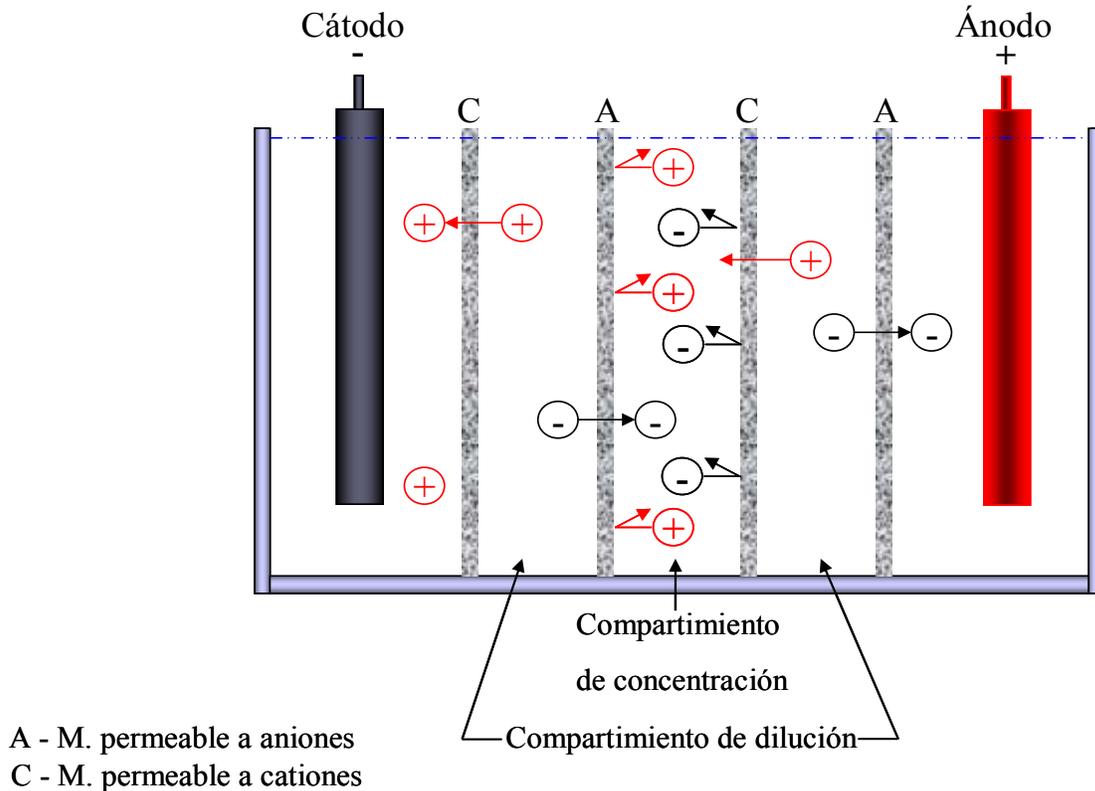
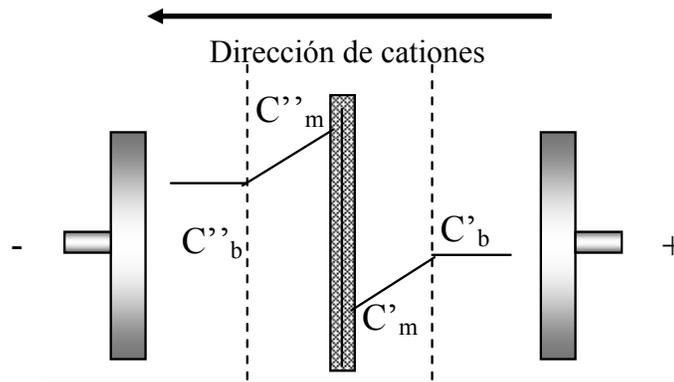


Fig. 5.15 Esquema del proceso de electrodiálisis.

La distancia intermembránica (gap intermembránico) que se define por la presencia entre cada par de membranas por un espaciador, en equipos industriales está comprendida entre 0.4 - 2 mm.^{63,64} Estos espaciadores y/o promotores de turbulencia, además de proporcionar un flujo uniforme, aumentan la transferencia de masa. En los electrodiálizadores, la corriente fluye entre los electrodos a través de los diferentes pares de celda que componen un módulo, por lo que un equivalente de electricidad es capaz de transferir tantos equivalentes de una sustancia iónica como números de pares de celda que contenga el equipo, suponiendo una eficiencia del 100%. La eficiencia la dan las membranas, y en ciertos casos, las reacciones en los electrodos carecen de importancia excepto para proporcionar la fuerza impulsora del proceso.⁶⁴

La densidad de corriente límite es un parámetro de operación en electrodiálisis cuya definición es el valor máximo de corriente eléctrica que puede alcanzar el sistema sin existencia de reacciones indeseables que disminuya su rendimiento. Esta densidad de corriente la determina la concentración del ión en la disolución y está asociada al fenómeno de polarización por concentración^{61,63} como se indica en la Fig. 5.16; donde se muestra los gradientes de

concentración de los cationes de las capas límites en la superficie de ambos lados de una membrana catiónica. En la superficie de una membrana aniónica se tiene un perfil de concentraciones similar. El transporte de especies cargadas hacia el cátodo a través de la membrana conduce a una disminución en la concentración en la superficie de la membrana de la celda de diluido y un incremento en la superficie del lado de la celda de concentrado. La disminución de los iones en el diluido afecta directamente la densidad de corriente límite e incrementa la resistencia eléctrica de la disolución.⁶²



C es la concentración del catión, b y m se refieren en la disolución y en la superficie de la membrana. ' y '' se refieren al diluido y concentrado.

Fig. 5.16 Polarización por concentración en ambas superficies de una membrana catiónica durante electrodiálisis.

En el reactor electroquímico el adecuado diseño de la celda es de vital importancia para el éxito del proceso. Los componentes que comprenden a un módulo de electrodiálisis son: electrodos, membranas, promotores de turbulencia, distribuidores de flujo, espaciadores, electrolito, rectificador, cuerpo de la celda.

Los electrodos son materiales conductores de electricidad, a través de los cuales se realiza la transferencia electrónica con la disolución. En electrodiálisis su función se limita a proporcionar el campo eléctrico para que se lleve a cabo la electrólisis.⁶³

Las membranas son una película fina de material polimérico capaz de separar sustancias en función de sus propiedades físicas y químicas cuando se aplica una fuerza directora a través de ella. Los sitios de transferencia de iones son añadidos a las membranas con una carga diferente para cada tipo de membrana permeable catiónica o aniónica, las cuales permiten pasar selectivamente cationes o aniones respectivamente.^{63,64}

Las membranas aniónicas (Fig. 5.17) usualmente son a base de poliestireno con grupos fuertes amino cuaternario (NR_3^+) y/o grupos más débiles amino terciarios (NR_2^+). Las membranas selectivas de intercambio catiónico que se esquematizan en la Fig. 5.18 generalmente son hechas de poliestireno como base conteniendo grupos funcionales fuertes como el sulfonato (SO_3^-) y/o grupos débiles como el carboxilato (COO^-). Según sea el grupo que contenga la membrana, es la que le brinda en gran parte sus características.

Las dos membranas son selectivas ya sea a cationes o aniones por el efecto de exclusión de Donan, el cual describe la repulsión electrostática que sufren los iones de la misma carga presente en la membrana.

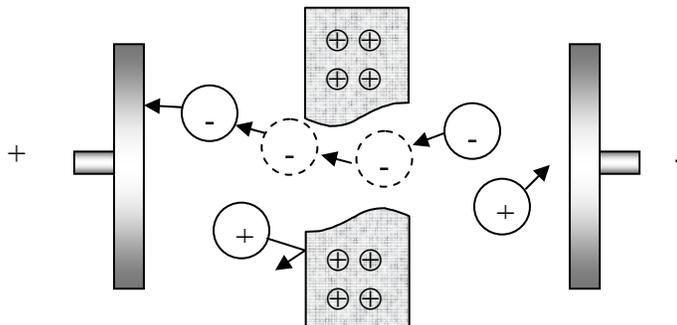


Fig. 5.17 Membrana de intercambio aniónico.

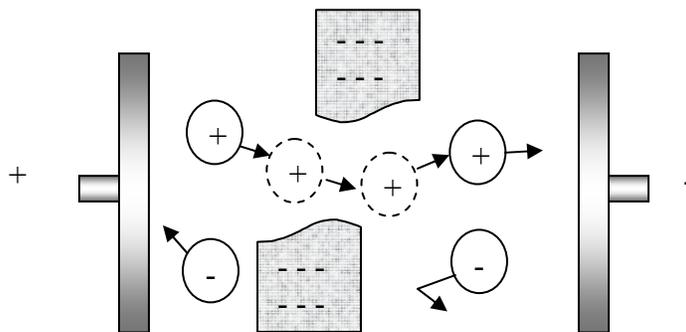


Fig. 5.18 Membrana de intercambio catiónico.

También existen otras clasificaciones de membranas, como la de Hellferich que toma en cuenta su estructura.⁶⁴

- *Heterogéneas*: están formadas por más de un material polimérico, entre sus características se tiene que muestran una alta resistencia eléctrica, a su vez una baja resistencia mecánica y como tienen canales de flujo grandes existe un flujo de agua y de elementos neutros elevados.

- *Homogéneas*: son las más empleadas comercialmente, presentan una composición uniforme, por lo tanto tienen las mismas características en toda la membrana y el canal de flujo es más cerrado.

Dentro de la clasificación de acuerdo a su estructura química se tiene:

- *Perfluoradas*: en los años 60's se desarrollaron bajo el nombre de Nación por Du Pont; su estructura se basa en un copolímero de tetrafluoroetileno y un éster vinílico perfluorado que porta un grupo sulfónico.⁶³ Como característica principal es que la mayoría de este tipo de membranas son catiónicas.
- *No perfluoradas*: se encuentran en el mercado fácilmente y pueden encontrarse tanto en membranas catiónicas como aniónicas.

Las membranas de intercambio iónico son similares a las resinas de un intercambiador iónico, la diferencia es que las membranas son apoyadas sobre un material que sirve de base, cuya función es proveer una resistencia mecánica y una estabilidad dimensional. Por otro lado, permite al polímero sufrir grandes cambios dimensionales sin que se modifiquen de manera excesiva las dimensiones de la membrana una vez que el polímero se satura de los grupos intercambiadores de iones. El material del soporte de la membrana por lo general es una malla de poliéster, cloruro de vinilo, entre otros; cada uno de estos materiales le provee ciertas características específicas a la membrana.

Entre las propiedades a considerar en la elección de una membrana de intercambio iónico se tienen:⁶³

- *Elevada selectividad iónica*: es la capacidad de separar preferencialmente iones de carga opuesta a las fijadas en la estructura de la membrana. Está en función de los contraiones (iones de carga opuesta de la membrana) o de los coiones (iones de la misma carga que la membrana). Los factores principales que afectan a la selectividad son la movilidad y el tamaño de los iones.
- *Baja resistencia eléctrica*: para minimizar el consumo específico de energía. En este caso, depende de los grupos intercambiadores de iones. La disminución de iones disociados aumentan la resistencia eléctrica, y el entrecruzamiento del material del soporte; y estos a su vez dependen del espesor de la membrana.
- *Elevada resistencia mecánica*: para evitar la fractura del material debido a la combinación de esfuerzos que se generan en los puntos de apoyo de los módulos de electrodiálisis. Esta

propiedad depende del polímero base y del grado de entrecruzamiento, entre mayor sea éste se tiene mejor resistencia.

- *Resistencia térmica:* debido a que en algunos procesos la temperatura es elevada se debe tener una buena resistencia térmica. La resistencia térmica depende de las propiedades del material polimérico y del polimérico de refuerzo.
- *Elevada resistencia química:* es necesario que sea alto a los cambios del pH, a ambientes oxidantes y reductores, a la presencia de disolventes orgánicos, esta propiedad depende de las propiedades del material polimérico.
- *Permeabilidad a moléculas neutras:* debe ser lo menor posible para evitar el paso de agua por difusión, ya que en caso contrario la concentración final del compartimento de concentrado no será tan alta como se desea. Depende del grado de entrecruzamiento, del tipo y concentración del ión y del tipo de cargas de las membranas, ya que las débiles la disminuyen.
- *Relación costo/vida:* debe ser lo más bajo posible; es decir, que la vida de las membranas sea prolongada y que el costo sea bajo.

Como caso especial dentro del estudio de las membranas se tienen las membranas bipolares, la cual consisten en tres superficies: la primera es una superficie de grupos intercambiadores de aniones, la segunda es de grupos intercambiadores de cationes y la tercera que consiste en una superficie interfacial entre las dos. La interfase se encuentra llena de agua. Al aplicarse una corriente eléctrica, el transporte iónico se realiza por los iones hidronios e hidroxilos que son debidos a la disociación del agua en la interfase.

Los promotores de turbulencia que tienen como función el incrementar la turbulencia y en consecuencia favorecer la transferencia de masa, están formados por redes de materiales poliméricos o esferas de vidrio inertes que se localizan entre las membranas.

El objetivo de los distribuidores del fluido consiste en distribuir el flujo a la entrada y salida de los compartimentos intermembránicos para lograr una distribución de flujo uniforme entre los compartimentos.

Una de las principales funciones de los espaciadores es separar una membrana de otra y dar el espesor del canal para que exista una buena distribución del fluido, así como proporcionar una distribución de flujo uniforme dentro de cada compartimento. La característica principal es que deben ser lo más delgados posibles debido a que en el proceso de electrodiálisis se

necesita que la distancia entre las membranas sea mínima para disminuir la resistencia eléctrica. En el mercado se les encuentra desde 0.4 mm de espesor y están hechos de materiales plásticos (polietileno-poliéster) en forma de malla.

También actúan como promotores de turbulencia y controlan la distribución del flujo, ya que se desea disminuir la capa laminar para aumentar la transferencia de masa. Por otro lado, sellan las celdas con el fin de evitar que se produzcan fugas de líquido de un compartimento a otro. Otra función es que sirven como soporte de las membranas para evitar que se deformen con el flujo de la disolución.

Existen dos diseños básicos de espaciadores que se diferencian en el recorrido que realiza el fluido al interior del electrolizador.

- A) *Flujo laminar*: la disolución fluye directamente de la entrada a la salida entre un par de membranas en un paso simple, pero cubre la superficie total de ambas membranas; donde el canal consta de una malla de plástico.
- B) *Camino tortuoso*: está diseñado para obligar a la disolución fluir en forma sinuosa de la entrada a la salida por los canales que contienen bandas cruzadas para facilitar la turbulencia; de esta manera incrementa el tiempo de residencia.

El electrolito se define como la disolución de especies conductoras en un disolvente, que generalmente es agua (todos aquellos líquidos capaces de conducir carga iónica).

En los electrodiálizadores comerciales se emplean electrodos con un área geométrica que van desde 0.1 m² hasta 1 m², y el número de pares de celda consiste de diez hasta varios cientos. Existen tres configuraciones de celda, están en función del arreglo de membrana que presentan, formando dos, tres y cuatro compartimentos, de acuerdo al número de fluidos diferentes que alimentan y salen del reactor.

En el tipo de configuración de tres compartimentos existen tres circuitos de alimentación, pueden ser dos membranas catiónicas y una membrana aniónica o viceversa. Se usa cuando es suficiente una reacción parcial de doble descomposición y se aplica tanto para acidificar una disolución (2MC y 1MA), como para neutralizar un ácido orgánico (2MA y 1MC).

En el proceso de electrodiálisis el modo de operación se clasifica en continuo, discontinuo (batch) y semicontinuo. En el primer caso se alimenta el reactor con la disolución que pasa una vez por el equipo, generalmente ésta pasa por varios módulos que trabajan a diferentes densidades de corriente. Este modo de operación se utiliza cuando la cantidad de agua a tratar

es grande. Por otro lado, en el proceso discontinuo se opera recirculando la disolución del compartimento diluido hasta alcanzar el grado de desmineralización establecido, este proceso se usa para plantas que cuentan con capacidades pequeñas.

El proceso semicontinuo es una combinación del modo continuo y discontinuo, trata el efluente todo el tiempo, pero a la vez recircula una parte.

Para estudios de investigación es común el uso del modo de operación tipo batch con recirculación, el cual consiste en tratar el efluente durante un determinado tiempo recirculando el compartimento del diluido y concentrado durante la duración del proceso de electrodiálisis.^{63,64}

La electrodiálisis inversa opera bajo los mismos principios básicos del proceso de electrodiálisis. La diferencia entre los dos procesos es que en el proceso de electrodiálisis inversa, la polaridad de los electrodos se invierte periódicamente (aproximadamente de 3 a 4 veces por hora).⁶³ Este proceso se utiliza cuando las sales presentes en el agua de alimentación son pocos solubles y al llegar a ciertos valores de concentración pueden precipitar tanto en el canal como en las membranas lo que provoca un aumento en la resistencia de las membranas. La desventaja operativa en este proceso es debido al cambio de polaridad dando como resultado la formación de productos de calidad no deseada.

Salt splitting (separación de sal) es un proceso electrolítico que sigue el mismo principio de electrodiálisis, el cual se utiliza para la conversión de una sal en un ácido y una base. Las reacciones que se llevan a cabo en los electrodos son de reducción y oxidación del agua para dar pie a la formación de iones hidrógeno e hidroxilo, mientras los iones son transportados desde el canal central a través de las membranas como se muestra en la Fig. 5.19.

5.19.2 Aplicaciones de la electrodiálisis.

La desalinización es la aplicación más importante de la electrodiálisis. De esta manera, las sales ionizadas son eficientemente removidas de las disoluciones por los procesos de membrana. Puesto que una pérdida de energía irreversible ocurre, debido a la fricción promovida por el paso de iones a través de la membrana, en altas concentraciones la electrodiálisis empieza a ser menos rentable que otras técnicas.

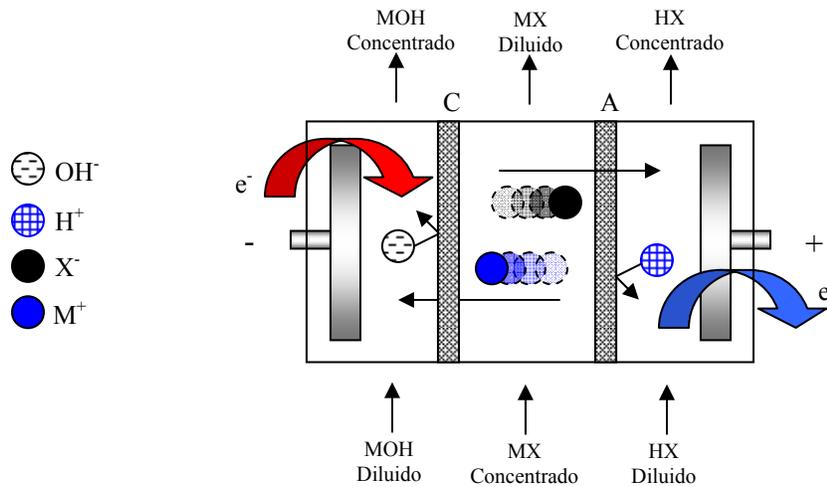
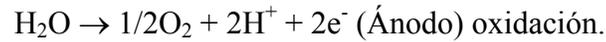


Fig. 5.19 Separación de sal (Salt splitting).

La principal aplicación es la desalinización de agua salobre y agua de mar para la producción de agua potable. Este proceso ha demostrado ser más barato en la desalinización de agua circulante que el suministro de una cantidad mayor de agua fresca. El volumen de agua residual también disminuye notablemente. No sólo desde una perspectiva económica este proceso es rentable sino también desde el punto de vista ambiental. La remoción de sales es usada para facilitar la destilación de mezclas sales-orgánicas.⁶⁴

La electrodiálisis es usada también para:⁶³

- Concentración de agua marina.
- Desmineralización de suero.
- Recuperación de metales y aguas de lavado de electrodeposición.
- Desalación de purga de agua de fibra de refrigeración.
- Desmineralización del vino.
- Desmineralización del azúcar.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

Esta página fue eliminada debido a que su contenido es información clasificada como confidencial de acuerdo con el Artículo 113 Fracción II de la Ley Federal de Transparencia y Acceso a la Información Pública.

9 RECOMENDACIONES

Con base a los resultados obtenidos en el presente trabajo se hacen las siguientes recomendaciones:

- Realizar pruebas con un efluente de agua subterránea real para ver el rendimiento de los procesos con presencia de más iones disueltos.
- Hacer pruebas para encontrar los valores de los parámetros óptimos de producción y regeneración para la resina Purolite A-500 y así poder hacer más eficiente el proceso de desnitrificación.
- Realizar pruebas con más celdas en el electrodiálizador para reducir el tiempo y por lo tanto minimizar el costo del proceso.
- Escalar el equipo para realizar pruebas en continuo.

10 ANEXOS

10.1 Corriente límite.

Se realizaron experimentos para la determinación de la corriente límite con la cual se trabajaría en el reactor de electrodiálisis tomando en cuenta la disminución de la concentración de NO_3^- .

Con respecto a la corriente límite se obtuvieron los siguientes resultados que se muestran en la Fig. 10.1 donde puede observarse que la corriente límite para una concentración de 10 mg/L de NO_3^- es aproximadamente de 0.016 A, para una concentración de 125 mg/L de NO_3^- la corriente límite es de 0.195 A y para la concentración de 250 mg/L de NO_3^- es de 0.335 A.

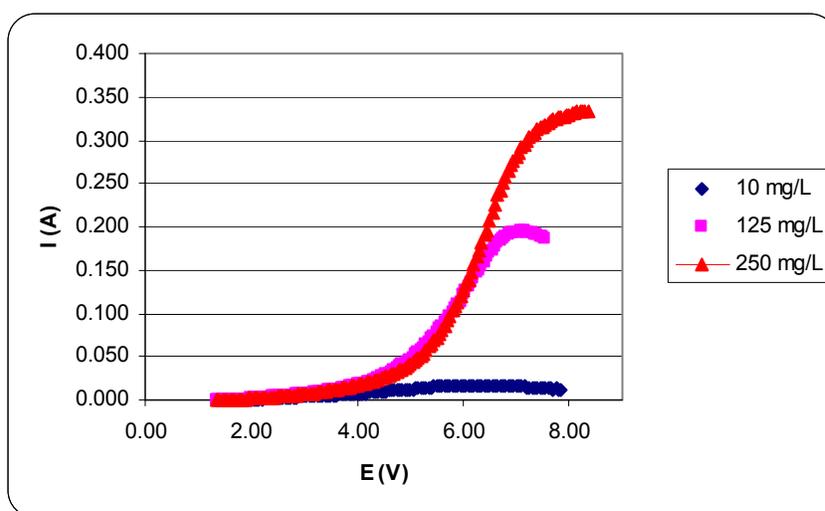


Fig. 10.1 Corriente límite para diferentes concentraciones de NO_3^- .

Para confirmar los resultados mostrados en la Fig. 10.1 se graficó la concentración vs. Corriente límite y concentración vs. Conductividad como se muestra en la Fig. 10.2 donde se puede observar que la corriente límite es directamente proporcional a la concentración así mismo como la conductividad.

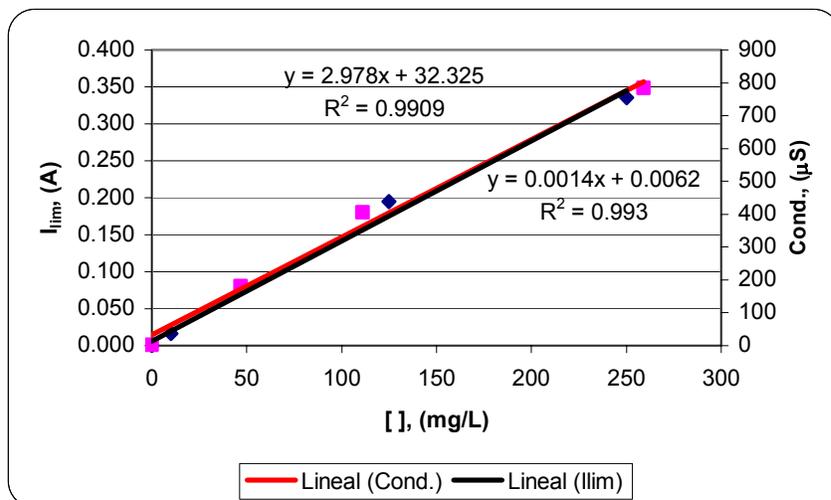


Fig. 10.2 Representación gráfica de la Concentración de NO_3^- vs I_{lim} , Concentración vs conductividad.

10.2 Fundamento de las técnicas empleadas

10.2.1 pH y Temperatura.

El pH es un término usado para expresar la intensidad de la condición alcalina o ácida de una disolución, es decir, es una forma de expresar la concentración del ion hidrógeno. Es un parámetro importante en los procesos de ingeniería ambiental. En el campo de abastecimiento de agua, es un factor importante a considerar en la coagulación química, desinfección, ablandamiento y control de la corrosión.

El método para la determinación del pH se basa en la diferencia de potenciales entre los líquidos de diferente concentración de iones hidrógeno. Uno de los cuales asume un potencial constante (electrodo de referencia) en tanto que el de medición (electrodo de vidrio), genera un potencial que depende del pH de la muestra.

Esta diferencia de potencial sensible al pH es amplificada y medida sobre una escala preparada (NMX-AA-008-SCFI-2000).⁶⁹

La temperatura tiene un efecto en la mayoría de las reacciones químicas que ocurren en los sistemas de aguas naturales. Los cambios en la temperatura afectan las velocidades de reacción y los niveles de solubilidad de las sustancias químicas. La mayoría de las reacciones químicas concernientes a la disolución de sólidos son aceleradas por el incremento de la temperatura. La solubilidad de los gases por el contrario, disminuye a elevadas temperaturas. La temperatura tiene un efecto importante con la conductividad específica, ya que ésta aumenta conforme la temperatura del agua aumenta. También afecta algunas propiedades físicas del agua. La viscosidad del agua se incrementa cuando decrece la temperatura.⁴²

10.2.2 Conductividad específica y Sólidos disueltos totales.

La medición de la conductividad específica en el agua proporciona un medio rápido y conveniente de estimar la concentración de electrolitos.

Esta propiedad depende de la fuerza iónica del agua, relacionada con las diversas sustancias disueltas, sus concentraciones y la temperatura a la cual se hace la medición.

Dentro de sus aplicaciones de la conductividad específica se tienen: verificación de la dureza del agua destilada, información rápida sobre las variaciones en la concentración del mineral disuelto en aguas naturales o residuales.

El fundamento de su determinación se basa en la teoría de disociación electrolítica, la cual establece que cuando se disuelve en agua un ácido, una base o una sal, una porción de la misma se disocia espontáneamente en iones positivos y negativos. Estos iones se pueden mover independientemente y son guiados a los electrodos del signo opuesto aplicando un campo eléctrico.⁷⁰

El material remanente en el agua después de filtrar en los análisis de los sólidos suspendidos es considerado como material disuelto. El material disuelto resulta de la acción disolvente del agua sobre los sólidos, líquidos y gases. Estos sólidos pueden ser orgánicos o inorgánicos.

Muchas sustancias disueltas no son deseables que estén presentes en el agua. Los minerales disueltos pueden provocar afectar el color, sabor y olor del agua.

El agua tiene un estado de equilibrio con respecto a los constituyentes disueltos. Un agua insaturada será agresiva y disolverá rápidamente más materiales con los que tenga contacto. Por lo anterior, algunas veces se agrega material soluble al agua relativamente pura para reducir su tendencia a dañar tuberías y bombas.

Aun cuando los sólidos disueltos totales (SDT) pueden ser aproximados por la determinación de la conductividad específica; la conductividad específica y la concentración de SDT no están relacionadas con base 1 en 1. Sólo las sustancias ionizadas contribuyen a la conductividad. Las moléculas orgánicas y los compuestos que se disuelven sin ionizarse no son medidos. Por estas razones la conductividad específica en la mayoría de las veces se usa en un sentido cualitativo para monitorear los cambios de los SDT.⁴²

10.2.3 Cloruros.

El ión cloruro es uno de los iones inorgánicos que se encuentran en mayor cantidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas, su presencia es necesaria en aguas potables. En agua potable, el sabor salado producido por la concentración de cloruros es variable. En algunas aguas conteniendo 25 mg Cl/L se puede detectar el sabor salado si el catión es sodio. Por otra parte, éste puede estar ausente en aguas conteniendo hasta 1g Cl/L cuando los cationes que predominan son calcio y magnesio.

Un alto contenido de cloruros puede dañar estructuras metálicas y evitar el crecimiento de plantas. Las altas concentraciones de cloruro en aguas residuales, cuando éstas son utilizadas para el riego en campos agrícolas deteriora, en forma importante la calidad del suelo.

Es entonces importante el poder determinar la concentración de cloruros en aguas naturales, residuales y residuales tratadas en un amplio intervalo de concentraciones.

10.2.4 Sulfatos.

El ion sulfato es uno de los aniones con mayor presencia en aguas naturales. Al moverse el agua a través de formaciones rocosas y suelos que contienen minerales sulfatados, una parte del sulfato se disuelve en las aguas subterráneas. Algunos minerales que contienen sulfato incluyen el sulfato de magnesio (sal de Epsom), sulfato de sodio (sal de Glauber), y el sulfato de calcio (yeso).

Es de gran importancia en el abastecimiento de agua pública debido a los efectos catárticos en humanos cuando está presente en cantidades excesivas. Por lo cual se recomienda un máximo de 250 mg/L en aguas destinadas para el consumo humano. Los sulfatos son considerados indirectamente responsables de dos problemas asociados al manejo y tratamiento de aguas residuales. Estos son el olor y la corrosión del alcantarillado debido a la reducción de sulfatos a ácido sulfhídrico bajo condiciones anaeróbicas.

10.2.5 Nitratos.

Los nitratos forman parte de muchos fertilizantes comerciales y pueden provocar una contaminación significativa de las aguas superficiales y subterráneas. La importancia de su análisis está asociada con la capacidad del cuerpo humano de reducir los nitratos a nitritos, compuestos que ocasionan una enfermedad conocida como metahemoglobinemia.

10.2.6 Sodio.

Durante millones de años el sodio se ha desprendido de rocas y suelos, para ir a parar a los océanos. El agua potable suele contener alrededor de 50 mg/L de sodio.

El valor de su concentración depende de las condiciones geológicas y de la contaminación por aguas residuales. Los compuestos del sodio se utilizan en muchos procesos industriales, y en muchas ocasiones van a parar a aguas residuales de procedencia industrial. Se aplican en metalurgia y como agente refrigerante para reactores nucleares. El nitrato de sodio se aplica frecuentemente como un fertilizante sintético. Alrededor del 60% de cloruro de sodio se utiliza en industrias químicas, donde se convierte en cloro gas, hidróxido de sodio o carbonato de sodio, y alrededor del 20% del sodio se utiliza en la industria de alimentos.

Es un elemento de alimentación parcialmente responsable de funciones del sistema nervioso. Regula fluidos extracelulares, regula el equilibrio ácido-base y el potencial de membranas, parcialmente junto con el potasio. Un consumo excesivo de sodio de sal de cocina, causa aumento de la presión sanguínea, arteriosclerosis, edemas de hiperosmolaridad. La falta de sodio puede causar convulsiones, deshidratación, parálisis muscular, disminución del crecimiento y entumecimiento general. Generalmente, los seres humanos requieren alrededor de 300 mg de cloruro de sodio al día para garantizar un nivel de sodio adecuado. Las concentraciones excesivas causan un sabor amargo al agua y son un riesgo para la salud de los pacientes con problemas cardíacos y del riñón. El sodio también es corrosivo para las superficies metálicas y en altas concentraciones es tóxico para las plantas.⁴²

10.3 *Detalle de la membrana Osmonics.*

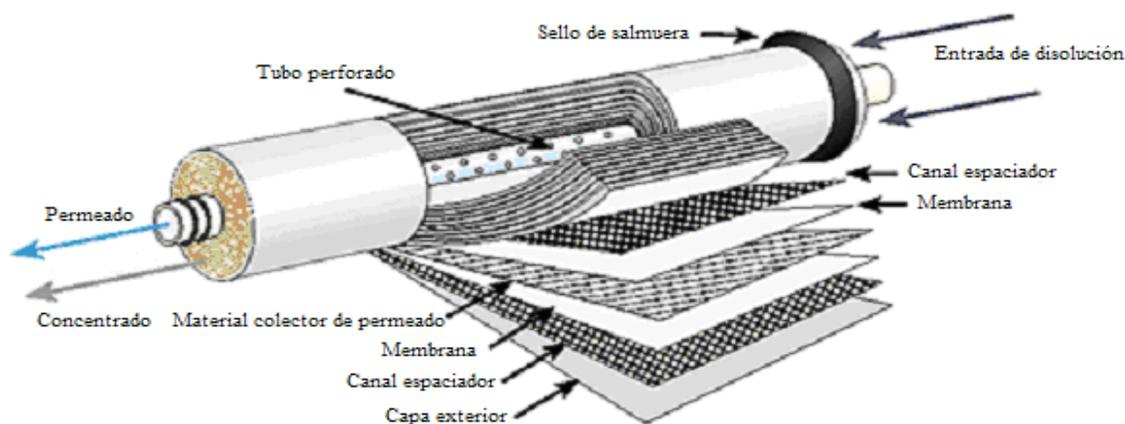


Fig. 10.3 Membrana Osmonics Desal TFM-50

BIBLIOGRAFÍA

- 1 Muñoz, H. et. al. (2004). Nitrato en el agua subterránea del Valle de Huamantla, Tlaxcala, México. Revista Internacional de Contaminación. Ambiental. pp. 91-97.
- 2 Albert, A. Lilia. (1997). Introducción a la Toxicología Ambiental. Editorial Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. Edo. de Méx, México. pp. 279-95.
- 3 Holguín, Quiñones S, Estrada, Guerrero J. (2004). El nitrógeno, el fósforo y el carbono. UAM-Azcapotzalco, México. pp. 9-14.
- 4 Shrimali, M y Singh, K. P. (2001). New methods of nitrate removal from water. Environmental Pollution. pp. 356.
- 5 Mellor, B. R. et. al. (1992). Reduction of nitrate in water by immobilized enzymes. Nature. Pp. 717-19.
- 6 Kesore, K. et. al. (1997). Highly effective electro dialysis for selective elimination of nitrates from drinking water. Journal of Membrane Science. pp. 17-24.
- 7 Hell, F. et. al. (1998). Experience with full-scale electro dialysis for nitrate and hardness removal. Desalination. pp. 173-80.
- 8 Elmidaoui, A. et. al. (2001). Pollution of nitrate in Moroccan ground water: removal by electro dialysis. Desalination. pp. 325-32.
- 9 Elmidaoui, A. et. al. (2002). Optimization of nitrate removal operation from ground water by electro dialysis. Separation Purification Technology. pp. 235-44.
- 10 Nataraj, S. K. et. al. (2005). Electrodialytic removal of nitrates and hardness from simulated mixtures using ion-exchange membranes. Journal of Applied Polymer Science. 1788-94.
- 11 Bohdziewicz, J. et. al. (1999). The application of reverse osmosis and nanofiltración to the removal of nitrates from groundwater. Desalination. pp. 139-47.
- 12 Schoeman, J. J. y Steyn, A. (2003). Nitrate removal with reverse osmosis in a rural area in South Africa. Desalination. pp. 15-26.
- 13 Velizarow, S. et. al. (2000). Mechanism of charged pollutants removal in an ion exchange membrane bioreactor: Drinking water denitrification.
- 14 Peyton, B. M. et. al. (2001). Nitrate reduction with *Halomonas Campisalis*: kinetics of denitrification at pH 9 and 12.5% NaCl. Water Research. pp. 4237-42.

-
- 15 Wasik, E. et al. (2001). Removal of nitrate ions from natural water using membrane bioreactor. Separation Purification Technology. pp. 383-92.
- 16 Velizarov, S. et al. (2005). Removal of inorganic micropollutants in an ion-exchange membrane bioreactor. Desalination. pp. 203-210.
- 17 Aslan, S. y Cakici, H. (2007). Biological denitrification of drinking water in a slow sand filter. Journal of Hazardous Materials. 253-58.
- 18 Pintar, A. et al. (2001). Catalytic denitrification: direct and indirect removal of nitrates from potable water. Catalysis Today. pp. 503-10.
- 19 Bae, B. et al. (2002). Improved brine recycling during nitrate removal using ion exchange. Water Research. pp. 3330-40.
- 20 Elmidaoui, A. et al. (2002). Selective nitrate removal by coupling electro dialysis and a bioreactor. Desalination. pp. 389-97.
- 21 Jelinek, L. et al. (2004). A combination of ion exchange and electrochemical reduction for nitrate removal from drinking water. Part 1: Nitrate removal using a selective anion exchanger in the bicarbonate form with reuse of the regenerant solution. Water Environmental Research. pp. 2686-90.
- 22 Jelinek, L. et al. (2004). A combination of ion exchange and electrochemical reduction for nitrate removal from drinking water. Part 2: Electrochemical treatment of a spent regenerant solution. Water Environmental Research. pp. 2691-98.
- 23 Menkouchy, M. A. et al. (2006). Technical optimization of nitrate removal for groundwater by ED using a pilot plant. Desalination. pp. 200-8.
- 24 Pintar, A. y Batista, J. (2006). Improvement of an integrated ion-exchange/catalytic process for nitrate removal by introducing a two-stage denitrification step. Applied Catalysis. pp. 150-9.
- 25 Wisniewski, C. et al. (2001). Denitrification of drinking water by the association of an electro dialysis process and a membrane bioreactor: feasibility and application. Desalination. pp. 199-205.
- 26 Haugen, K. S. et al. (2002). A novel in situ technology for the treatment of nitrate contaminated groundwater. Water Research. pp. 3497-506.
- 27 Khan, I. A. y Spalding, R. F. (2004). Enhanced in situ denitrification for a municipal well. Water Research. pp. 3382-88.

-
- 28 Soares, M. I. M. (2002). Denitrification of groundwater with elemental sulfur. Water Research. pp. 1392-95.
- 29 Luk, G. K. y Au-Yeung, W. C. (2002). Experimental investigation on the chemical reduction of nitrate from groundwater. Advances in Environmental Research. pp. 441-53.
- 30 Darbi, A. et. al. (2003). Pilot-Scale evaluation of select nitrate removal technologies. Journal of Environmental Science and Health. pp 1703-15.
- 31 Peel, J. W. et. al. (2003). Electrocatalytic reduction of nitrate in water. Water Research. pp. 2512-19.
- 32 Prasanna, B. D. y Chaudhari, S. (2005). Electrochemical denitrification of simulated ground water. Water Research. pp. 4065-72.
- 33 Ergas, S. J. y Rheinheimer, D. E. (2004). Drinking water denitrification using membrane bioreactor. Water Research. pp. 3225-32.
- 34 Meyer, N. et. al. (2005). Development of an electrodeionization process for removal of nitrate from drinking water. Part 1: Single-species testing. Desalination. pp. 153-65.
- 35 Boumediene, M. et. al. (2004). Denitrification of underground waters by specific resin exchange ion. Desalination. Febrero 2004. pp. 187-94.
- 36 Samatya, S. et. al. (2006). Removal of nitrate from aqueous solution by nitrate selective ion exchange resins. Reactive & Functional Polymers. pp. 1206-14.
- 37 Thompson, Graham R. y Turk J. (2007). Earth Science and the environment. THOMSON BROOKS/COLE, Canada. pp. 263-282.
- 38 Guerrero, M. (2001). El agua. Fondo de Cultura Económica, México. pp. 39,40,57,78-82.
- 39 Comisión Nacional del Agua. (2008). Estadísticas del agua en México 2008. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. pp. 15, 23, 42, 43, 54, 61, 62, 98, 99, 146.
- 40 Addiscot, T. M., et. al. (1992). Farming, fertilizers and the nitrate problem. C.A.B. International. Reino Unido. pp. 1-164.
- 41 Pacheco, A. J. et. al. (2002). Análisis del ciclo del nitrógeno en el medio ambiente con relación al agua subterránea y su efecto en los seres vivos. Revista Académica de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán pp. 73-81.
- 42 Tchobanoglous, G. et. al. (1985). Environmental engineering. McGraw-Hill, Singapur. pp. 22, 28-29, 37, 44-46.
- 43 Disponible en: <http://es.wikipedia.org/wiki/Nitrato>

-
- 44 Valerdi, Ramón et al. (2000). Determination of the working optimum parameters for an Electrodialysis Reversal pilot plant. Separation science and technology. pp. 651-66.
- 45 Della, C. R. et al (2007). Overview of *in-situ* applicable nitrate removal processes. Desalination. pp. 46-62.
- 46 Manahan, Stanley E. (1991). Environmental Chemistry. Editorial Lewis Publisher. Boston, USA. pp. 32,97-102, 206-08, 512.
- 47 Ramalho, R. S. (1996). Tratamiento de aguas residuales. Editorial Reverté, S. A. Barcelona, España. pág. 645.
- 48 Wakida, F. T. y Lerner, D. N. (2005). Non-agricultural sources of groundwater nitrate: a review and case study. Water Research. pp. 3-16.
- 49 Umezawa, Y. et. al. (2008). Sources of nitrate and ammonium contamination in groundwater under developing Asian megacities. Science of the Total Environment. pp. 1-15.
- 50 Pacheco, J. A. y Cabrera, A. S. (2003). Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas subterráneas. Ingeniería. Revista Académica de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán pp. 47-54.
- 51 Laftouhi, N. et. al. (2003). Groundwater nitrate pollution in the Essaouira Basin (Morocco). C. R. Geoscience. pp. 307-17.
- 52 Hu, K. et. al. (2005). Spatial variability of shallow groundwater level, electrical conductivity and nitrate concentration, and risk assessment of nitrate contamination in North China Plain. Environmental International. pp. 896-903.
- 53 Costa, J. L. et. al. (2002). Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. Agricultural water management. pp. 33-47.
- 54 Pérez, R. C. y Pacheco, J. A. (2004). Vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación de nitratos en el estado de Yucatán. Ingeniería. Revista Académica de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán pp. 33-42.
- 55 Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSAI-1994. Salud Ambiental. Agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización.
- 56 Paz, L. P. (2008). La Jornada del campo. Suplemento Informativo de La Jornada. pp. 10-11.

-
- 57 Aznar, A. C. (2000). Técnica de aguas. Editorial Alcion, S. A. Madrid, España. pp 209-16, 221, 224.
- 58 Castillo, L. F. (1997). El Fenómeno Mágico de la Ósmosis. Segunda Edición. Fondo de Cultura Económica. D.F., México. pp. 4-24.
- 59 Metcalf (2003). Wastewater engineering. Treatment and reuse. Cuarta edición. McGraw Hill. NY, USA. pp. 1180,1182,1131.
- 60 Armas, T. J.C. (2002). Desalación por electrodiálisis reversible (características del proceso y casos prácticos). Asociación Española de Desalación y Reutilización. España. pp. 5-7.
- 61 Alvarez, L. M. y Montes, A. Comparación de dos membranas selectivas monopolares de intercambio aniónico en la remoción de nitratos. III Encuentro Participación de la mujer en la ciencia. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. San Luis Potosí, México
- 62 Baker, R. W. et. al. (1991). Membrane Separation Systems. Membrane Technology and Research, Inc., Menlo Park, California, USA. pp. 397-400.
- 63 American Water Works Association (1999). Tratamiento del agua por procesos de membrana. Principios, procesos y aplicaciones. McGraw Hill. México. pp. 293-73, 521-29, 531-32, 535, 542-48, 554, 567-69, 580-89.
- 64 López, U. G. (2005). Aplicación de la electrodiálisis a la eliminación de nitrato en agua. Tesis de Maestría. Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica.
- 65 NMX-AA-073-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de cloruros totales en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
- 66 NMX-AA-074-1981. Análisis de agua. Determinación del ion sulfato.
- 67 NMX-AA-079-SCFI-2001. Análisis de agua. Determinación de nitratos en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
- 68 S.M. 3120 B. 20ava D. 1998. Inductively Coupled Plasma (ICP) Method.
- 69 NMX-AA-008-SCFI-2000. Análisis de agua. Determinación del pH.
- 70 NMX-AA-093-SCFI-2000. Análisis de agua. Determinación de la conductividad electrolítica.